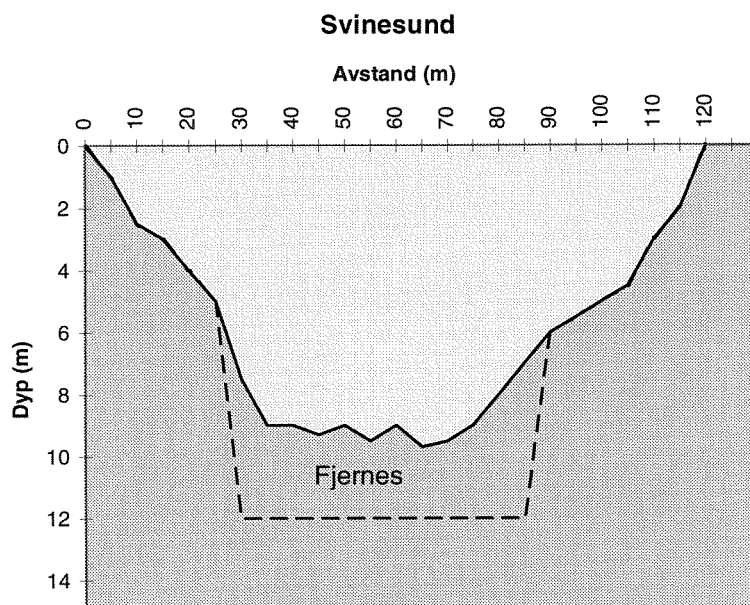


Miljøundersøkelser i forbindelse med en mulig utdyping av tersklene i Iddefjorden/Ringdalsfjorden



Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00

Sørlandsavdelingen

Televeien 1
4890 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

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

Vestlandsavdelingen

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

Akvaplan-NIVA A/S

Søndre Tollbugate 3
9000 Tromsø
Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 77 68 05 09

Tittel Miljøundersøkelser i forbindelse med en mulig utdyping av tersklene i Iddefjorden/Ringdalsfjorden.	Løpenr. (for bestilling) 3695-97	Dato 8/7-97	
	Prosjektnr. Undernr. O-96223	Sider 134	Pris
Forfatter(e) John Arthur Berge, Birger Bjerkeng, Jan Magnusson, Brage Rygg, Anders Stigebrandt, Mats Walday	Fagområde Marin økologi	Distribusjon Fri	
	Geografisk område Østfold/Bohus län	Trykket NIVA	

Oppdragsgiver(e) Kystverket 1. distrikt, Arendal	Oppdragsreferanse
-----------------------------------------------------	-------------------

Ekstrakt:

Basert på innholdet av miljøgifter i sediment, sedimentasjonsforsøk, modellering av vannutskiftning og oksygenforhold samt forekomst av organismer søker denne rapporten å forutsi eventuelle effekter av en utdyping (12m dyp i en bredde av 60m) av farleden fra Singlefjorden og inn til Halden. De planlagte inngrep innebærer mudring/sprengning på tersklene ved Svinesund, Bjällvarpet/Seläter og ved Hummerholmegrunn. Totalt anses effekten av en utdyping på vannutskiftning (bassengvannets oppholdstid minsker med en faktor 0.91) og oksygenforhold å være liten men i hovedsak positiv for miljøet i fjorden. P.g.a. lave konsentrasjoner av metaller i sedimentet er det ikke sannsynlig at spredning av partikulært materiale som en følge av inngrepet vil føre til konsekvenser for miljøforholden. Det ble observert relativt høye nivåer av EPOCl og PCB i sedimentprøver fra Svinesund, og i sediment dypere enn 12m fra Hummerholmegrunn og i de dypere områder ved Bjällvarpet/Seläter. Totalt på terskelen ved Svinesund antas at det ligger ca. 14 kg EOCl, 3 kg EPOCl og 40 g PCB. For EOCl og EPOCl tilsvarer dette henholdsvis i størrelsesorden 2 og 5 ganger det som i 1994 ble transportert til bunnen i området. For PCB tilsvarer 40 g anslagsvis det som p.g.a langtransporterte luftforurensninger årlig deponeres i et område på 40 km². Alle forhold tatt i betraktning er det ikke trolig at en vil kunne spore noen vesentlig spredning av klororganiske miljøgifter i Iddefjorden selv om slik spredning vil finne sted helt lokalt. Under selve arbeidet vil en lokalt kunne observere en øket turbiditet i vannet. Sprengning/mudring og dumping vil lokalt ødelegge mye av faunaen for en periode. For fauna og flora i de berørte bunnområdene som helhet og i et lengre tidsperspektiv (3-10 år) vil sprengningen/mudring neppe få noen negative konsekvenser.

Fire norske emneord 1. Terskelfjord 2. Seilingsdyp 3. Forurensede sedimenter 4. Vannutskiftning	Fire engelske emneord 1. Silled fjord 2. Navigational depth 3. Contaminated sediments 4. Water renewal
-------------------------------------------------------------------------------------------------------------	--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------


John Arthur Berge
Prosjektleder

ISBN 82-577-3260-5


Bjørn Braaten
Forskningssjef

O-96223

**Miljøundersøkelser i forbindelse med en mulig
utdyping av tersklene i Iddefjorden/Ringdalsfjorden.**

Forord

I forbindelse med en mulig utdyping av farleden inn til Halden ble NIVA i brev av 2. februar 1996 fra Havnevesenet i Halden bedt om å gi et pristilbud på undersøkelser for å kartlegge eventuelle miljømessige aspekter av en slik utdyping. NIVA utarbeidet et programforslag datert 11. mars 1996 for disse undersøkelsene. De foreslåtte undersøkelser tok først og fremst sikte på å fremskaffe bakgrunnsdata om forekomstene av miljøgifter i massene som var planlagt berørt av utdypingen, samt å beregne eventuelle endringer i de hydrofysiske forholdene i fjorden. I brev av 09/09-96 fra Kystverket fikk NIVA klarsignal for å starte undersøkelsene i henhold til nevnte programforslag.

På bakgrunn av brev av 24/09-96 til Kystverket fra Länsstyrelsen i Göteborg og Bohus län, utarbeidet NIVA et forslag til biologiske undersøkelser (brev av 13/01-1997 til Kystverket). I brev av 13/03-97 fra Kystverket fikk NIVA klarsignal til også å gjennomføre de biologiske undersøkelsene.

I prosjektperioden har Odd Tobiassen og Øyvind Johannessen vært kontaktmenn hos henholdsvis Kystverket og Havnevesenet i Halden.

Leder for prosjektet har vært John Arthur Berge.

Prosjektet har hatt følgende fagelementer (ansvarlig person er angitt)

Miljøgifter i sediment (John Arthur Berge)

Sedimentasjonsforsøk - praktisk gjennomføring (Eigil Iversen, Unni Efraimsen, Lise Tveiten)

Sedimentasjonsforsøk - beregninger (Birger Bjerkgeng)

Beregning av vannutskiftning (Anders Stigebrandt/Ancylus)

Beregning av oksygenforholdene (Birger Bjerkgeng)

Bløtbunnsundersøkelser (Brage Rygg)

Hardbunnsundersøkelser (Mats Walday)

Feltarbeidet i Iddefjorden for innsamling av sediment ble gjennomført med forskningsfartøyet "Nereus" fra Tjärnö Marinbiologiske Stasjon. John Arthur Berge og Roger Konieczny deltok fra NIVA. Feltarbeidet som omfattet videofilming av flora og fauna under vann i terskelområdene ble gjennomført av John Arthur Berge, Mats Walday og Frithjof Moy.

Analyser av dioksiner, furaner og non-orto PCB ble foretatt av NILU ved Aase Biseth under ledelse av Ole-Anders Braathen. Treforedlingsrelaterte klororganiske forbindelser (EOCl, EPOCl) ble analysert ved SINTEF av Berit Holstøl under ledelse av Nina Gjør. De øvrige klororganiske forbindelser er analysert ved NIVA under ledelse av Einar Brevik. Metaller ble også analysert ved NIVA under ledelse av Arne Godal

Rapporten er lest og kommentert av Morten Schaanning.

Oslo, 8. juli 1997

John Arthur Berge

Innhold

Sammendrag	6
1. Innledning	13
1.1 Begrunnelse for inngrepet	13
1.2 Inngrepets natur	14
1.2.1 Fjerning av masser fra terskelområdene	15
1.2.2 Dumping av masser	19
1.3 Områdets hydrofysikk	20
1.4 Fjordens forurensningshistorie	21
1.5 Retningslinjer for mudring og dumping	24
1.6 Målsetning	25
2. Gjennomførte undersøkelser - metoder	25
2.1 Feltarbeid	25
2.1.1 Innsamling av sediment	25
2.2 Miljøgifter i sediment	27
2.2.1 Kjemiske analysemetoder	28
2.3 Sedimentasjonsforsøk	30
2.4 Beregning av vannutskiftning	30
2.4.1 Topografi.	31
2.4.2 Ferskvannstilførsel og tidevann.	31
2.4.3 Saltholdighet og temperatur - hydrografiske variasjoner.	31
2.4.4 Strømforhold.	34
2.4.5 Vannutskiftning.	36
2.5 Beregning av oksygenforholdene	39
2.5.1 Topografi	39
2.5.2 Tilførsler	40
2.5.3 Randbetingelser	40
2.6 Bløtbunnsundersøkelser	43
2.7 Hardbunnsundersøkelser	44
2.7.1 Stereofotografering	44
2.7.2 Dykkebefaring med videofilming	45
3. Resultater	46
3.1 Miljøgifter i sediment	46
3.2 Sedimentasjonsforsøk	53
3.2.1 Kornfordeling og initiell utsynking	53
3.2.2 Sedimentasjon av resuspenderbar fraksjon	54
3.2.3 Konklusjon	59
3.3 Vannutskiftning.	60
3.4 Oksygenforhold	61
3.5 Bløtbunnsundersøkelser	65
3.6 Hardbunnsundersøkelser	69
3.6.1 Stereofotoundersøkelser	69
3.6.2 Dykkerbefaring med videofilming	72
4. Samlet vurdering	74
4.1 Sprengning og mudring	74

4.1.1 Vannutskiftning og oksygenforhold.	74
4.1.2 Spredning av miljøgifter.	75
4.1.3 Konsekvenser for bløtbunnsfauna	80
4.1.4 Konsekvenser for hardbunnsfauna	81
4.1.5 Andre konsekvenser	82
4.2 Dumping	82
4.2.1 Dumpeområder og spredning av miljøgifter	82
4.2.2 Konsekvenser for bløtbunnsfauna	84
4.2.3 Konsekvenser for hardbunnsfauna	85
5. Referanser	86
Vedlegg A. Stasjonsbeskrivelse	90
Vedlegg B. Analyser av dioksiner	98
Vedlegg C. Analyse av EOCl og EPOCl	107
Vedlegg D. Analysemetoder brukt ved analysene utført av NIVA	110
Vedlegg E. Analyseresultater - sedimentprøver	114
Vedlegg F. Tilførsler brukt ved modellering av oksygenforholdene	117
Vedlegg G. Beskrivelser av sikterester	128
Vedlegg H. Arter og deres individtall- bløtbunnsfauna	129

Sammendrag

Basert på analyser av miljøgifter i sediment, sedimentasjonsforsøk, modellering av vannutskiftning og oksygenforhold samt forekomst av organismer i sediment og på hardbunn søker denne rapporten å forutsi eventuelle effekter av en utdyping (12 m dyp i en bredde av minst 60 m) av farleden i Iddefjorden fra Singlefjorden og inn til Halden. Den planlagte utdypningen innebærer mudring/sprengning på tersklene ved Svinesund, Bjällvarpet/Seläter og ved Hummerholme grunn.

En utdyping av farleden inn til Halden vil medføre at tidevannstransporten vil øke fra ca 113 til ca 124 m³/s. Den intermediære sirkulasjonen ved Bjällvarpterskelen vil øke fra nåværende ca 140 til ca 180 m³/s. Dypvannets oppholdstid minsker med en faktor 0.91. Det vil sannsynligvis bety noe forbedrede oksygenforhold. Redusert energitilførsel til turbulens i dypvannet i fjorden som en følge av inngrepet vil kompenseres av at selve vannvolumet under terskeldyp avtar og oppholdstiden på dypvannet vil bli noe kortere etter utvidelsen. I overflatelaget vil saltholdighetsgradientene bli som før. Totalt anses effekten av en utdyping på vannutskiftning og oksygenforhold å være marginale, men i hovedsak positive for miljøet i fjorden.

Konsentrasjonen av metaller i overflatesedimentene på tersklene som vil bli berørt av de planlagte inngrep er lave. Det er derfor ingen grunn til å anta at spredning av disse ved en eventuell sprengning/mudring vil få vesentlige konsekvenser for miljøforholdene, hverken lokalt i Iddefjorden eller i området utenfor. Relativt høye nivåer av PCB ble observert i potensielle dumpemasser fra Svinesund. Det ble også observert relativt høye nivåer av EPOCl i alle de undersøkte sedimentprøver fra Svinesund, og i sediment dypere enn 12m fra Hummerholme grunn og i de dypere områder ved Bjällvarpet/Seläter. Også i dypområdene utenfor Svinesund ble det observert relativt høye nivåer av EPOCl og til dels også EOCl i sedimentet. Det er i hovedsak inngrepet ved Svinesund som kan føre til en viss spredning av klororganiske miljøgifter fordi det er der en har høye konsentrasjoner (EPOCl, PCB, EOCl) i sedimentet på dyp der det skal foretas inngrep. Totalt på terskelen ved Svinesund antas at det ligger anslagsvis 14 kg EOCl, 3 kg EPOCl og 40 g PCB. For EOCl og EPOCl tilsvarer dette henholdsvis 2 og 5 ganger det som i 1994 ble beregnet transportert til bunnen i dypområdene (>20m) i bassenget mellom Svinesund og Bjällvarpet ut fra sedimentfelle observasjoner. For PCB tilsvarer 40 g i underkant av det som p.g.a langtransporterte luftforurensninger årlig deponeres i et havområde tilsvarende 40 km² (ca 2 x Singlefjorden).

Alle forhold tatt i betraktning er det ikke trolig at en vil kunne spore noen vesentlig spredning av klororganiske miljøgifter lokalt i fjorden selv om slik spredning vil finne sted. Det er også liten sannsynlighet for at forurenset vann forårsaket av de planlagte inngrep i Iddefjorden skal spres utenfor Singlefjordområdet. Sprengning/mudring vil imidlertid føre til at en under selve arbeidet lokalt vil kunne observere en øket turbiditet i vannet.

Omfordeling av massene vil lokalt ødelegge mye av faunaen. I løpet av mindre enn fem til ti år vil imidlertid ny bløtbunnsfauna etablere seg og gjenskape et normalt samfunn. Hardbunnsfaunaen vil kunne reetableres noe raskere (4-5 år). For de berørte bunnområder som helhet og i et lengre tidsperspektiv er det lite sannsynlig at sprengningen/mudring vil få biologiske konsekvenser av betydning. Miljøgiftpåvirkning i tillegg til det som dyrene ellers er utsatt for i dag er lite sannsynlig

Bakgrunn: For å øke sikkerheten og for å kunne tilfredsstillte dagens og fremtidens fraktbehov til hjørnesteinsbedrifter i Halden er det behov for å foreta en utdyping av farleden inn til Halden

Den maksimale last som kan transporteres på en båt gjennom leden i Iddefjorden er i dag anslagsvis 6000t. I gjennomsnitt trafikkeres leden daglig av 6 større skip (ca 1200 anløp i året til Halden). Det største skipet som til nå er tatt inn til Halden hadde anslagsvis en bredde og dypgående på henholdsvis 20 og 7.5m. Skip av denne størrelse kan bare tas inn ved dagslys og ved strømstille. Ved Bjällvarpet gir et slikt skip kun en klaring på 1-2 m over bunnen på det grunneste og marginene horisontalt er også små (ca 10 m til hver side på det trangeste). En ønsker derfor å utvide leden slik at en får et minimumsdyp på 12 m i en bredde av minst 60m.

Iddefjorden har tidligere blitt karakterisert som et av Norges mest forurensede fjordsystemer. I løpet av de senere år har det skjedd betydelige forbedringer m.h.t. utslipps situasjonen i Iddefjorden. Treforedlingsindustriens utslipp av kvikksølv (brukt som slimbekjempningsmiddel) og flere andre metaller (i kisaske) opphørte henholdsvis i 1968 og 1978, mens utslipp av treforedlingsrelaterte, klororganiske forbindelser opphørte i 1991.

Iddefjordens topografi med flere bassenger avstengt fra hverandre med relativt grunne terskler samt fjordens spesielle forurensningshistorie og beliggenhet (riksgrense mellom Sverige og Norge) tilsier at mulige effekter av inngrep krever en nøye vurdering.

Inngrepets karakter: Fjerning av masser ved mudring/sprengning er planlagt på tersklene ved Svinesund og Bjällvarpet/Seläter, samt ved Hummerholmegrunn. I de tre områder ønskes minimumsdyp på 12 m i en bredde av 60m. Det er ikke planlagt inngrep på land. Dette betyr at terskeldypet ved Svinesund og Bjällvarpet/Seläter økes fra ca. 9 til 12 m mens planene for Hummerholmegrunn ikke innebærer noen endring av terskeldyp. Ved Svinesund og Bjällvarpet/Seläter vil dette gi en økning av minste tverrsnittsareal ved tersklene på henholdsvis 24 og 42 %. De planlagte inngrep fører ikke til at tersklene fjernes i sin helhet og hovedtrekkene i undervannstopografien i fjorden endres relativt lite.

Totalt er det beregnet at det må fjernes ca 50000 m³ masse. Massene fra Svinesund vil i vesentlig grad bestå av løsmasser (størrelsesorden 95%). Mesteparten av dette er morenemateriale. Massene fra Bjällvarpet vil bestå av noe mindre mengder løsmasser (ca 75-85%) enn ved Svinesund, mens massene fra Seläter og Hummerholmegrunn vil i all hovedsak bestå av sprengstein.

Dumpeområder for sprengstein og løsmasser som fjernes fra terskelområdene er ikke fastlagt i detalj. Aktuelle lokaliteter kan være dypområdene i fjorden utenfor Svinesund. Bassenget mellom Svinesund og Bjällvarpet er ut fra undervannstopografi det mest avstengte av de tre vurderte dumpeområdene. Det kan imidlertid også være aktuelt å bruke massene til i anleggsarbeider annensteds.

Undersøkelser foretatt: Under feltarbeidet (oktober 1996) ble det tatt prøver av sediment for kjemiske analyser, sedimentasjonsforsøk og bløtbunnsfauna fra henholdsvis 26, 8 og 15 stasjoner. Generelt var det vanskelig å få opp gode sedimentprøver fordi deler av terskelområdene bestod av relativt grovt grus eller rent fjell. Fordi spredning av miljøgifter er knyttet til løsmassene, vil den begrensede forekomst av slike være en fordel ut fra et miljøsynspunkt.

Følgende metaller ble analysert i sediment: kvikksølv (Hg), kadmium (Cd), bly (Pb), sink (Zn), kobber (Cu), nikkel (Ni), jern (Fe), aluminium (Al), litium (Li).

De organiske forbindelser/grupper som ble analysert i sediment var: ekstraherbart organisk bundet klor (EOCl), ekstraherbart persistent organisk bundet klor (EPOCl), total mengde organisk karbon (TOC), total mengde nitrogen (Tot-N), polyklorerte bifenyler (PCB) samt en del andre klororganiske forbindelser. I tillegg ble vanninnholdet (% vann) og den andelen av sedimentet som hadde en partikkelstørrelse mindre enn 63 µm bestemt. På to av prøvene ble det analysert for polyklorerte dibensofuraner (PCDF) og polyklorerte dibenso-p-dioksiner (PCDD).

For å få informasjon om sedimenteringsegenskapene til sedimentene ble det utført kolonneforsøk. Ca. 600 g vått sediment ble blandet ut i 30 l sjøvann i en 1 m høy vannfylt sylinder og homogenisert ved hjelp av et røreverk. Mengden suspendert materiale ble bestemt i vannprøver tatt ut på ulike tidspunkt og dyp i kolonnen. Resultatene ble forsøkt tilpasset ulike teorier for utsynking av partikulært materiale i en vannsøyle.

Inngrepets effekt på oppholdstiden til Iddefjordens ulike vannmasser (overflatelaget, intermediært vannlag og bassengvannet) ble vurdert på grunnlag av ulike analytiske teorier og numeriske modeller. Også effekter på oksygenforholdene i fjorden ble belyst ved bruk av en numerisk modell.

For å få et bilde av hvilke bløtbunnssamfunn som potensielt kunne påvirkes av inngrepet ble faunainnholdet (makrofauna) fra 15 stasjoner i et snitt fra nær Halden og ut til Kjeøya bestemt (en grabbprøve fra hver stasjon). Dyrene i grabbprøvene ble sortert og artsbestemt. Parametre som individtetthet for hver art, artsmangfold m.m. er oppgitt for hver enkelt grabb. Også ulike indekser (H, ES₁₀₀, AI) ble bestemt.

Forekomsten av hardbunnsorganismer i terskelområdene ble vurdert ved dykkebefaring med videofilming utført 21/05-1997 og på bakgrunn av tidligere undersøkelser der en har fotografert dyre- og plantelivet på faste flater undervann.

Resultater og vurderinger:

Siden det ikke er planlagt inngrep på land, vil det visuelle bilde av landskapet i fjorden være uendret.

Spredning av miljøgifter

Innholdet av metaller (kvikksølv, kadmium, bly, sink, kobber, nikkel, jern i alle sedimentprøver (0-10 cm) tatt på eller i nærheten av tersklene lå under eller relativt nær øvre grense for bakgrunnsnivå i bare diffust belastede områder [dvs tilstandsklasse I-II i henhold til klassifiseringen benyttet av Statens forurensningstilsyn (SFT)]. I potensielle dumpeområder på dypere vann enn nær tersklene ble det observert et noe høyere innslag av metall konsentrasjoner i tilstandsklasse II. I sammenheng med mudring/dumping anses alle observerte konsentrasjoner av metaller som relativt lave.

En kan ikke fullstendig utelukke at det kan være høyere konsentrasjoner lenger ned i sedimentet (>10 cm) på tersklene. Dette er imidlertid lite trolig fordi det i områdene som berøres i hovedsak er transportbunn der mindre partikler på grunn av relativt stor strømhastighet er i bevegelse og dermed ikke sedimenterer ut på bunnen.

Som et resultat av fjordens forurensningshistorie er det sannsynlig at en i dypområdene kan finne noe høyere metallkonsentrasjoner lenger ned i sedimentet (>10 cm). Det er imidlertid lite trolig at det ved dumping vil forekomme vesentlig mobilisering av metaller fra sedimentdyp større enn 10 cm.

Hovedbildet er derfor at metaller i overflatesedimentene i områder som kan bli berørt av de planlagte inngrep i dag ikke utgjør noe vesentlig miljøproblem og det er derfor også liten grunn til å anta at en eventuell fjerning av masser skal føre til miljøskadelige konsekvenser i nevneverdig grad hverken lokalt i Iddefjorden eller i området utenfor.

Heksaklorbensen, nedbrytningsprodukter av DDT, heksaklorsyκλοheksan, oktaklorstyren, pentaklorbensen, polyklorerte dibensofuraner og polyklorerte dibenso-p-dioksiner ble observert i relativt lave konsentrasjoner i de innsamlede sedimenter og utgjør på dette grunnlag ikke et vesentlig miljøproblem i forbindelse med den planlagte utdyping.

I alle de undersøkte sedimentprøver fra Svinesund, og i sediment dypere enn 12m fra Hummerholmegrund og i de dypere områder ved Bjällvarpet/Seläter ble det observert relativt høye nivåer (klasse III-IV) av ekstraherbare persistente organiske forbindelser som inneholder klor

(EPOCl). Også i dypområdene utenfor Svinesund (potensielle dumpeområder) ble det observert relativt høye nivåer av EPOCl i sedimentet. De høye nivåer av EPOCl (og til dels også EOCl) er sannsynligvis i hovedsak en følge av påvirkning fra klorbleking brukt av Saugbrugsforeningen frem til våren 1991.

Relativt høye nivåer av PCB ble observert i dumpemassene ($\sum \text{PCB}_7 = \text{ca } 28 \mu\text{g/kg t.v. d.v.s. klasse III}$) og i sedimentet (5-10 cm) på noe dypere vann ved Svinesund. Også sedimentene som potensielt kan bli noe forstyrret ved de planlagte inngrepene ved Hummerholmegrunn inneholdt høye nivåer av PCB (klasse III). PCB nivåene i sedimentet fra Bjällvarpet/Seläter og i dumpeområdene var imidlertid mer moderate (klasse I-II). Mengden PCB i løsmassene (potensielle dumpemasser) ved Svinesund er i størrelsesorden ca 40 g og tilsvarer i underkant av det som p.g.a langtransporterte luftforurensninger årlig deponeres i et område tilsvarende 40 km^2 (ca 2x Singlefjorden).

I hovedsak er det kun inngrepet ved Svinesund som kan føre til en viss spredning av klororganiske miljøgifter fordi det er der en finner de høyeste konsentrasjoner (EPOCl, PCB, EOCl) i dyp der det skal foretas inngrep. I potensiell dumpemasse fra 0-12 m dyp fra de øvrige områder ble det ikke funnet overkonsentrasjoner, eller så var innslaget av fjell så stort at det ikke var mulig å få innsamlet sedimentprøver i de dyp der sprengning skal foretas. Derfor vil potensialet for en spredning av miljøgifter være langt mindre ved inngrep ved Bjällvarpet/Seläter og Hummerholmegrunn enn ved Svinesund.

Det planlagte sprengning- og mudringsarbeidet i Iddefjorden og en eventuell spredning av miljøgifter knyttet til dette må ses i sammenheng med det som i dag er i omløp av klororganiske forbindelser i fjorden og tilførsler fra andre kilder.

Materiale innsamlet med sedimentfeller i området mellom Svinesund og Bjällvarpet i 1994 inneholdt relativt høye konsentrasjoner av treforedlingsrelaterte klororganiske forbindelser ($60000\text{-}70000 \mu\text{g/kg t.v. EOCl}$). Dette var mer enn det som ble observert i sedimentene i terskelområdet ved Svinesund (ca. $8000\text{-}13000 \mu\text{g/kg t.v.}$). Totalt på terskelen ved Svinesund antas at det ligger anslagsvis ca 14 kg EOCl og ca 3 kg EPOCl. Dersom beregnet fluks for atmosfærisk nedfall av EOCl i Østersjøen anvendes, vil en i et område på 35 km^2 årlig ha en tilførsel av EOCl tilsvarende det som antas å ligge i løsmassene som er planlagt fjernet ved Svinesund (Iddefjordens areal er ca. 21 km^2).

Mudrings- og sprengningsarbeidet ved Svinesund vil nødvendigvis måtte føre til en viss resuspensjon av partikulært materiale som kan inneholde miljøgifter. Som et "worst case" kan en anta at all EOCl og EPOCl som finnes i løsmassene som skal fjernes, resuspenderes og sedimenterer ut i dypområdene (>20 m dyp) mellom Svinesund og Bjällvarpet. For EOCl og EPOCl vill dette tilsvare henholdsvis 2 og 5 ganger det som i 1994 ble beregnet transportert til bunnen i dypområdene (>20m) mellom Svinesund og Bjällvarpet. Sett mot denne bakgrunn er det ikke trolig at en vil kunne observere noe vesentlig høyere konsentrasjoner av klororganiske miljøgifter i miljøet lokalt i fjorden selv om en viss spredning vil finne sted helt lokalt. Sprengning/mudring vil føre til at en under selve arbeidet lokalt vil kunne observere en øket turbiditet i vannet.

Avstanden fra Svinesund til Singlefjorden og Koster (henholdsvis 4.5 og 27 km) tilsier at med en strømhastighet tilsvarende det en kan finne på tersklene i Iddefjorden (0.5 m/s) så vil det teoretisk ("worst case" beregninger) ta henholdsvis 2.5 og 14 timer (minimum) for at vann fra Svinesund skal kunne nå Singlefjorden og Kosterområdet. Siden vannmasser ikke nødvendigvis beveger seg rettlinjert er anslaget, spesielt for Koster, betydelig underestimert. Tar en også hensyn til de relativt beskjedne mengder miljøgifter i de berørte sedimenter og strømsystemene i kystområdet så er det liten sannsynligheten for at forurenset vann, forårsaket av de planlagte inngrep i Iddefjorden, skal nå utenfor Singlefjorden.

Ved Svinesund har en i massene som skal fjernes konsentrasjoner av miljøgifter i klasse III-IV. I henhold til SFT's utkast til retningslinjer for mudring vil inngrep ved Svinesund derfor kreve spesielle

tiltak (eksempelvis bruk av siltskjørt) under mudringsoperasjonen mens inngrep ved Bjällvarpet/Seläter ikke krever dette. Sprengning av Hummerholmegrunn skulle heller ikke kreve spesielle tiltak for å hindre spredning av miljøgifter siden mengden løsmateriale i berørte områder grunnere enn 12 m er svært liten.

Sedimentasjonsforsøk

Sedimentasjonsforsøkene ga ikke grunnlag for å angi noen bestemt synkehastighet som kunne brukes til å beregne en grense for hvor langt suspenderte sedimenter kan spre seg.

Utsynkingen var sterkt avhengig av partikkelkonsentrasjonen i vannmassene. For en gitt sedimentmengde vil det, for å redusere partikkelspredningen, være viktig å sørge for så høy konsentrasjon som mulig innenfor et avgrenset volum. Da vil utsynkingen gå raskere p.g.a. flokkulering, og adsorpsjon av eventuelle løste miljøgifter på partiklene vil bli mer effektiv. Det kan antydes at ca. 3-10 % av sedimentmengdene vil være igjen i vannmassene etter 10 minutter, ca. 2 % etter en halv time, og rundt 0.5 % etter 10 timer. Resultatene er oppnådd i laboratoriet med i hovedsak stillestående vann, og kan ikke uten videre overføres til frie vannmasser i resipienten, hvor en har turbulente vannbevegelser. Turbulensen genereres i stor grad i et sjikt ved bunnen, noe som kan bidra til å holde sedimentene suspendert over lengre tid enn det laboratorieresultatene tyder på.

Vannutskiftning og oksygenforhold innenfor Svinesund

Tykkelsen og saltholdigheten i brakkvannslaget i fjorden endres ikke av de planlagte inngrep.

Midlere tidevannsstrøm ved Svinesund (0.46 m/s) og Bjällvarpterskelen (0.66 m/s) vil bli noe redusert (til henholdsvis 0.41 og 0.52 m/s). Dette innebærer at strømhastigheten ved Bjällvarpterskelen etter inngrepet vil bli omtrent som ved Svinesundsterskelen i dag.

Tidevannet innenfor Svinesund vil komme ca 20 minutter tidligere enn før utvidelsene og tidevannstransporten vil øke fra ca 113 til ca 124 m³/s.

Den planlagte økningen av fjordens tverrsnittsareal ved Svinesundsterskelen vil medføre en økning av normal tidevannsamplitude inne i fjorden fra 0.124 til 0.137 m.

Den intermediære sirkulasjonen (berører ca 4-15m dyp i Iddefjorden) ved Bjällvarpterskelen vil etter utvidelsen øke fra nåværende ca 140 til ca 180 m³/s.

Bassengvannets oppholdstid minsker med en faktor 0.91, noe som sannsynligvis vil bety forbedrede oksygenforhold.

Det vil bli en noe redusert turbulens i dypvannet i fjorden som en følge av inngrepet. Med noe mindre vannvolum under terskeldyp vil imidlertid oppholdstiden på dypvannet bli noe kortere etter utvidelsen. Dette vil ha en positiv effekt på oksygenforholdene selv om endringen totalt sett blir beskjedent. Imidlertid vil ytre faktorer som driver dypvannsfornyelsen fremdeles kunne gi lengre perioder med lave oksygenkonsentrasjoner.

Beregningene og vurderingene som er gjort vedrørende vannutskiftning og oksygenforhold vil ha innebygget usikkerheter. Imidlertid ligger de beregnede forandringer i et område som i hovedsak bør ha positiv effekt på fjordens lokale miljø.

Bløtbunnsfauna

Bløtbunnsfauna er organismer større enn 1 mm som lever i og på sedimentet. Generelt var det flere arter i prøver fra samme dyp utenfor Svinesund enn innefor. Terskelområdene hadde generelt et høyere artsantall enn dypområdene. I de dype områdene innenfor Svinesund var bløtbunnsfaunaen fattig. Diversiteten i bløtbunnsamfunnene på samme dyp øker utover i fjorden. Artssammensetningen tydet på at det før inngrepet kun er i områdene innenfor Svinesund at en finner ugunstige miljøforhold for bløtbunnsfauna. Fra Svinesund og utover var det stort sett upåvirket fauna. Særlig rik var faunaen på de grunne terskelområdene, noe som bl.a. skyldes god vannbevegelse, god næringstilgang og et variert substrat hvor mange forskjellige arter kan finne passende livsbetingelser. Den dårlige tilstanden på de dype lokalitetene i indre fjord skyldes mest sannsynlig oksygenmangel.

Sprengning og mudring vil ødelegge mye av faunaen for en periode (5-10 år). Dette gjelder først og fremst i det partiet som sprenges eller graves ut. I tillegg kan oppvirling og ras, samt sjokkbølger fra sprengningene forstyrre områdene rundt. Miljøgiftpåvirkning i tillegg til det som dyrene er utsatt for i dag er lite sannsynlig. I løpet av mindre enn ti år vil ny fauna ha etablert seg og gjenskapt et normalt samfunn i terskelområdene. Det kan bli større eller mindre innslag av hardbunnsfauna i forhold til bløtbunnsfauna avhengig av hvordan substratet endrer seg. For bunnområdet som helhet og i et lengre tidsperspektiv er det lite trolig at sprengningen/mudringen skal få vesentlige biologiske konsekvenser.

Dumping vil medføre forstyrrelser og tildekking av sjøbunnen og vil ødelegge mye av faunaen for en periode. Også i dumpeområder vil en i løpet av mindre enn fem til ti år få en rekolonisering av ny fauna som er tilpasset det nye substratet. Ved dumping av grovt materiale over et finkornet sediment kan det bli skapt et mer variert substrat med mulighet for flere forskjellige arter å etablere seg. I et enda lengre perspektiv vil det bygges opp et sedimentlag av tilnærmet samme type som opprinnelig.

Hardbunnsfauna

På tersklene har en organismer som lever på fjell og stein og som er tilpasset strømrrike omgivelser, og derav også tåler liten grad av nedslamming.

På grunt vann i Svinesund ble det observert (video) store mengder av små (juvenile) blåskjell (*Mytilus edulis*). Under sprangsjiktet var det mye sjøstjerner (*Asterias rubens*), blåskjell og trekantmark (*Pomatoceros triqueter*). Store mengder av tomme blåskjell indikerte et høyt predasjonspress fra sjøstjerner. På de store steinene vokste usedvanlig store kolonier av svamp (cf. *Halichondria panicea*) og trekantmark dannet nærmest små rev. Sekkedyr (*Styela rustica*) og ulike arter av sjøroser forekom også i relativt store mengder og spredte forekomster av lærkorallen dødningehånd (*Alcyonium digitatum*) og slangestjerner (*Ophiuroidea*) ble observert.

På selve terskelflaten ved Svinesund var bunnen dekket av o-skjell (*Modiolus modiolus*), som i sin tur var begrodd av trekantmark. Her var det også meget store forekomster av dødningehånd, sekkedyr (*Styela rustica*), slangestjerner og sjøstjerner (*Asterias rubens*). Det ble også observert kråkeboller (*Echinoidea*) og solstjerner (*Crossaster papposus*).

Ved Bjällvarpodden var det store forekomster av blåskjell, sjøstjerner (*Asterias rubens*), svamp (cf. *Halichondria panicea*), sjønellik (*Metridium senile*) samt flekkvis store forekomster av trekantmark. Der var også sekkedyr, hydroider og spredt forekomst av alger (rødalgene *Delesseria sanguinea* og *Phycodrys* cf. *truncata* samt sukkertare; *Laminaria saccharina*). Faunaen på terskelflatene var mye lik den i Svinesund bortsett fra en del større stein med store forekomster av sjønellik og spredt forekomst med de samme alger som på de observerte fjellveggene.

Fra toppen av grunna (ca 5m) og ned til ca. 12 m på Hummerholmegrund var mosdyret *Flustra foliacea* m. assosiert fauna dominerende (d.v.s *Flustra* samfunn). Fra 12m og nedover var det en rik fauna dominert av dødningehånd (*Alcyonium digitatum*), men med store innslag av sekkedyr, hydroider, mosdyr, begerkorall, armfotinger (rur), pyntekrabber, påfuglmark etc.

Under selve sprengnings- og mudringsarbeidet vil trykkbølger, nedrasing og nedslamming føre til en omfattende dødelighet i anleggsområdene. Siden inngrepene ikke fører til større varige forandringer i strømforhold og substratgjengeligheit, vil det foregå en rekolonisering fra de omkringliggende områder. En kan forvente at det vil ta 4-5 år før samfunnene oppnår en artssammensetning som tilnærmet før inngrepet.

Ved tersklene kan en i middel forvente 10-20 % lavere strømhastighet. De planlagte inngrepene vil ikke medføre at tersklene fjernes og en vil derfor fortsatt ha en forholdsvis høy vannhastighet i disse områdene sammenlignet med de øvrige områder av fjorden. Det anses som lite trolig at endringene i strømhastighet over tersklene vil medføre noen større endringer i hardbunnsamfunnene over tid.

1. Innledning

1.1 Begrunnelse for inngrepet

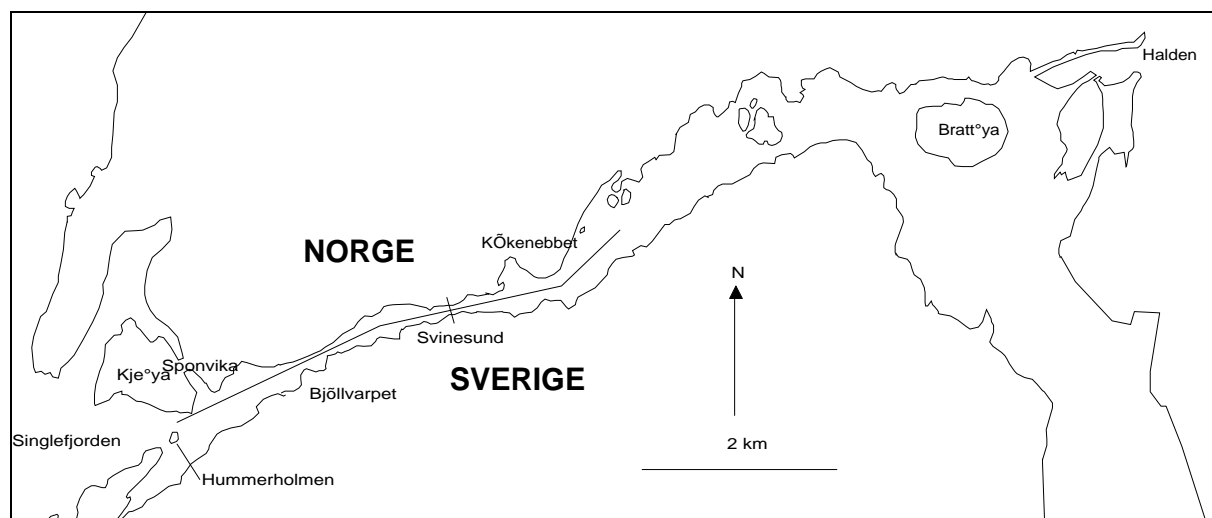
Leden fra Singlefjorden og inn til Halden er ca 11 km (Figur 1) og er av Kystverket klassifisert som en hovedled. To områder i leden (Svinesund og Bjällvarpet) er spesielt trange med et seilingsdyp på ca. 9 m. Av navigasjonshensyn går leden ved Sponvikskansen i det relativt trange sundet nord for Hummerholmegrund selv om seilingsdypet er noe bredere og dypere syd for denne.

Skipene som bruker leden betjener industrien i Halden. De viktigste bedriftene er Saugbrugsforeningen og Alcatel STK A/S. Også en relativ stor import av tømmer til sagbruk på Østlandet foregår via Halden og leden i Iddefjorden.

Skipene som går inn til Halden har hatt en økende størrelse på 90-tallet. I 1996 var skipenes gjennomsnittlige størrelse ca 1400 DWT (lengde ca. 90m bredde ca. 15m). På grunn av den økede industriaktiviteten i Halden har antall skip også vært økende slik at den totale lastemengden i 1996 var ca. 1 mill tonn. Den maksimale last som kan transporteres på en båt gjennom leden i Iddefjorden er i dag anslagsvis 6000t. I gjennomsnitt trafikkeres leden daglig av ca 6 større skip (ca 1200 anløp i året til Halden). Disse kan i dag kun tas inn ved dagslys og ved strømsstille.

Det største skipet som til nå er tatt inn til Halden hadde anslagsvis en lengde, bredde og dypgående på henholdsvis 140, 20 og 7.5m. Ved Bjällvarpet gir et slikt skip kun en klaring på 1-2 m over bunnen og marginene horisontalt er også små (ca 10 m til hver side). Når skip av denne størrelse skal tas inn til Halden i dag må en benytte slepebåter for å ha akseptabel sikkerhet og kontroll over skipet samt at mengden bunkers må være minimal for at båten skal stikke så grunt som mulig. De siste 10 år har det vært 5 mindre uhell i forbindelse med skipstrafikken til Halden.

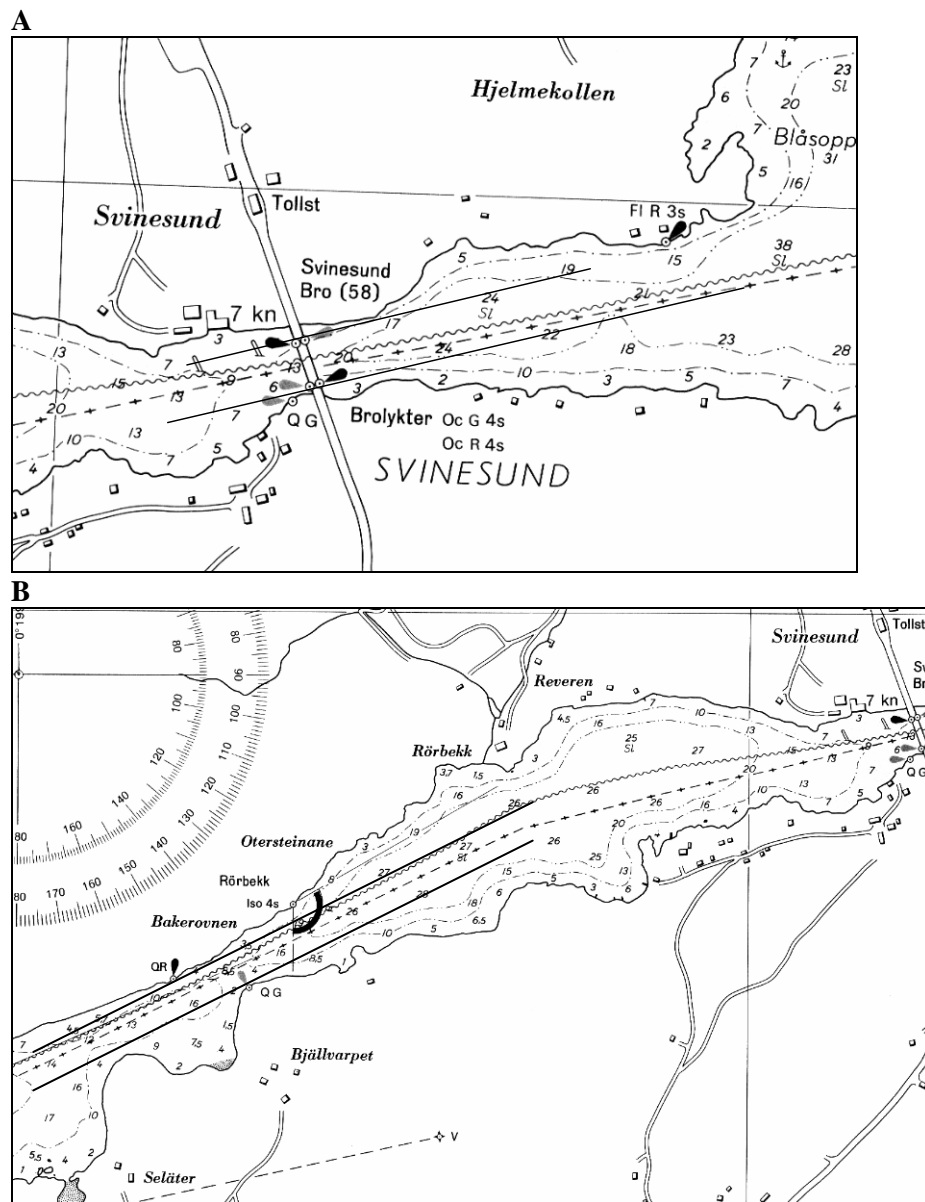
For å øke sikkerheten og for å kunne tilfredsstille dagens og fremtidens fraktbehov til hjørnesteinsbedrifter i Halden, ønsker derfor Kystverket at farleden inn til Halden skal utdypes.



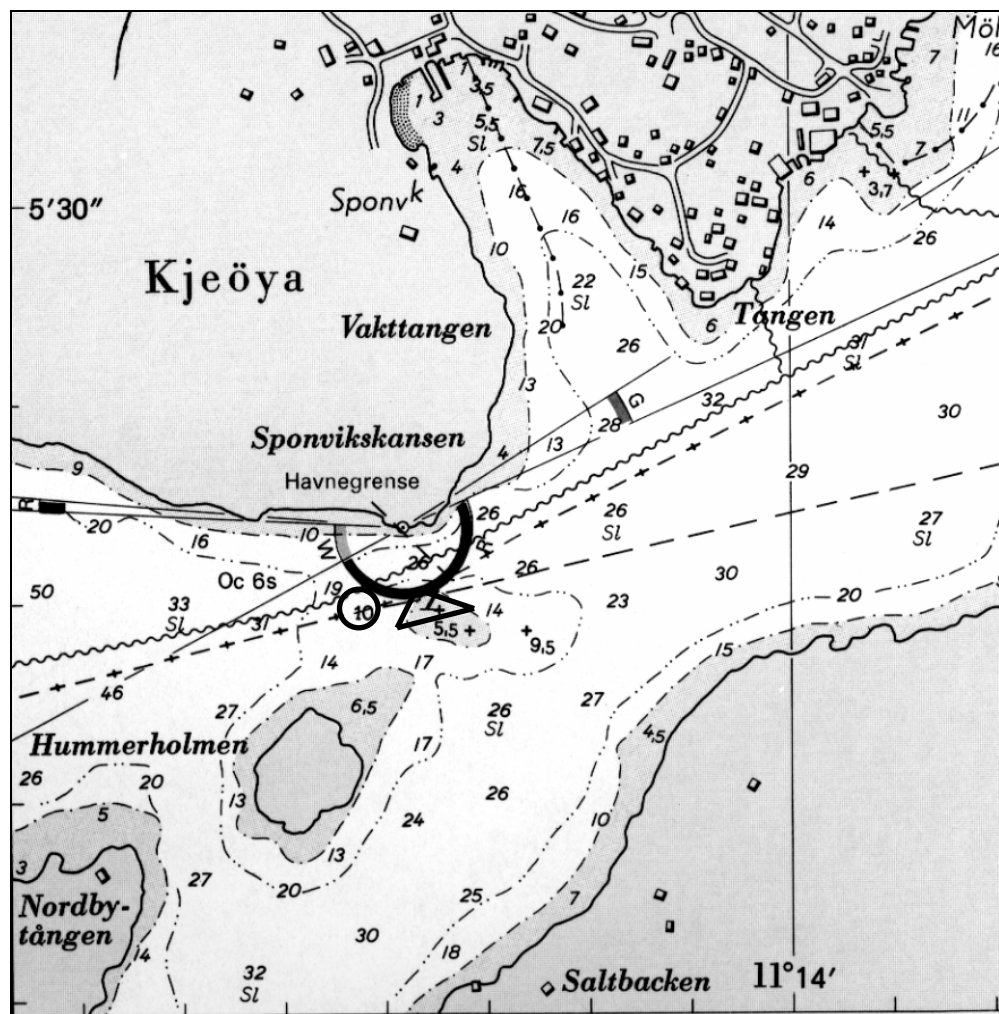
Figur 1. Hovedleden (stiplet linje) fra Singlefjorden og inn mot Halden til Kråkenebbet.

1.2 Inngrepets natur

Farleden er planlagt utdypet ved Svinesund, Bjällvarpet/Seläter og ved Hummerholmegrunn (se figur 2 og figur 3). På hvert av stedene ønsker en å foreta inngrep som skal gi en farled med en minimumsbredde på 60 m og et minste seilingsdyp på 12 m. Inngrepet innebærer ingen sprengning på land og vil derfor ikke gi noe forandring av fjordens synlige topografi over havflaten.



Figur 2. Kart over Svinesund (A) og Bjällvarpet/Seläter (B). På begge kart er det inntegnet to parallelle linjer som illustrerer ledens bredde (60 m). Områder grunnere enn 12 m i leden vil bli berørt av en eventuell utdyping. Kartgrunnlag: sjøkart nr. 470.



Figur 3. Kart som viser områder ved Hummerholmegrund der det vil bli sprengt ned til en dybde av 12m. De to mulige berørte områder er avmerket med en trekant (stake ved Hummerholmegrund) og en sirkel (grunne på 10m). Kartgrunnlag: sjøkart nr. 470.

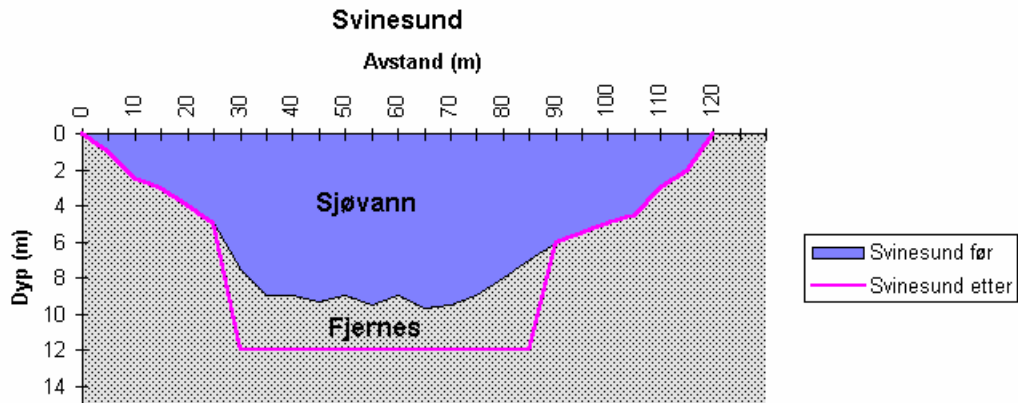
1.2.1 Fjerning av masser fra terskelområdene

På bakgrunn av resultater av grunnboringer som ble gjennomført i 1958 av ingeniør F. Selmer A/S vil inngrepet som er planlagt ved Svinesund hovedsakelig bestå i fjerning av løsmasser (mer enn 95%) med noe sprengstein.

Massene som er planlagt fjernet fra Bjällvarpet vil bestå av relativt mindre mengder løsmasser (ca 75-85%) enn ved Svinesund. Massen fra Seläter og Hummerholmegrund vil i all hovedsak bestå av sprengstein.

Før inngrepet er terskeldyp ved Svinesund og Bjällvarpet/Seläter henholdsvis 9,5 og 9 m (figur 4 og figur 5). Ved Hummerholmen er minste dyp i leden ca 26 m. Inngrepet ved Hummerholmen består i å fjerne deler av Hummerholmegrunden men dette vil ikke gi noen forandring av terskeldypet (figur 6 og figur 3). Beregninger av tverrsnittsarealet av leden i det grunneste området før og etter at det planlagte inngrepet er foretatt viser at tverrsnittsarealet ved Svinesund, Bjällvarpet, Seläter og Hummerholmegrund øker med henholdsvis 24, 42, 19 og 2,5 % (se også tabell 1).

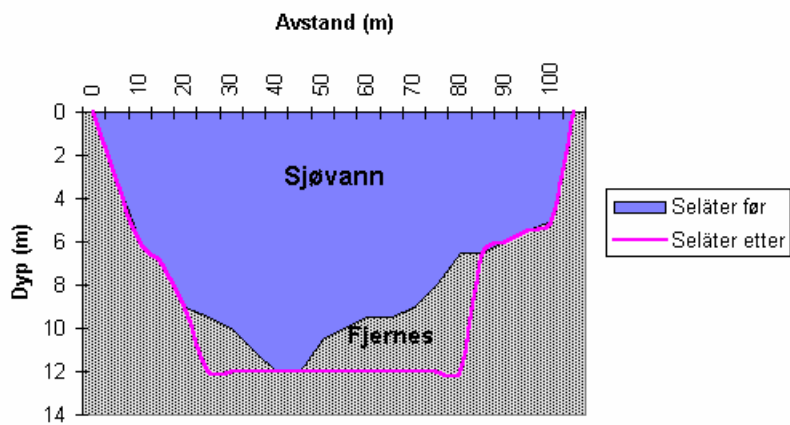
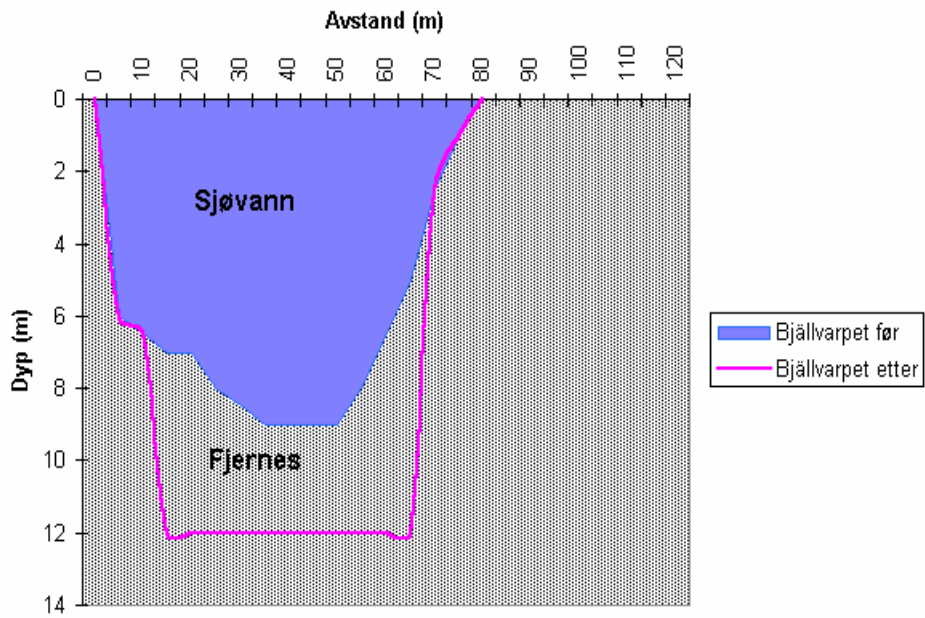
Forholdet mellom terskeldyp i bassengene på hvert av stedene der inngrepene er planlagt endres relativt lite (figur 7).



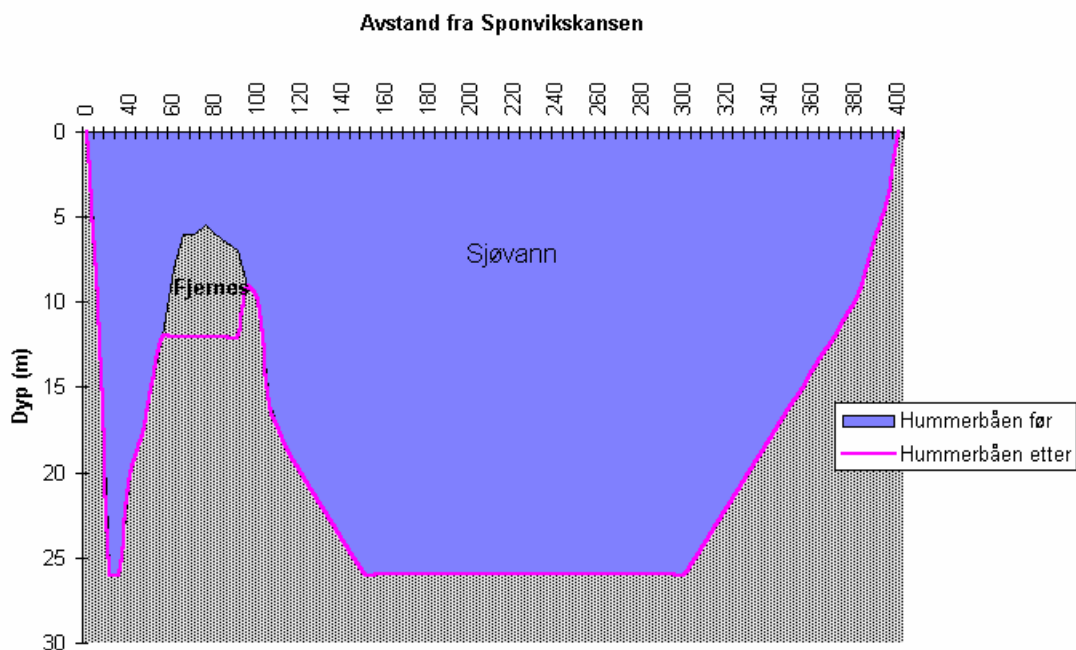
Figur 4. Dybdesnitt på tvers av leden (Norge på venstre side) i det grunneste området ved Svinesund før og etter inngrep.

Tabell 1. Tverrsnittsareal av leden ved Svinesund, Bjällvarpet/Seläter og ved Hummerholmegrunn.

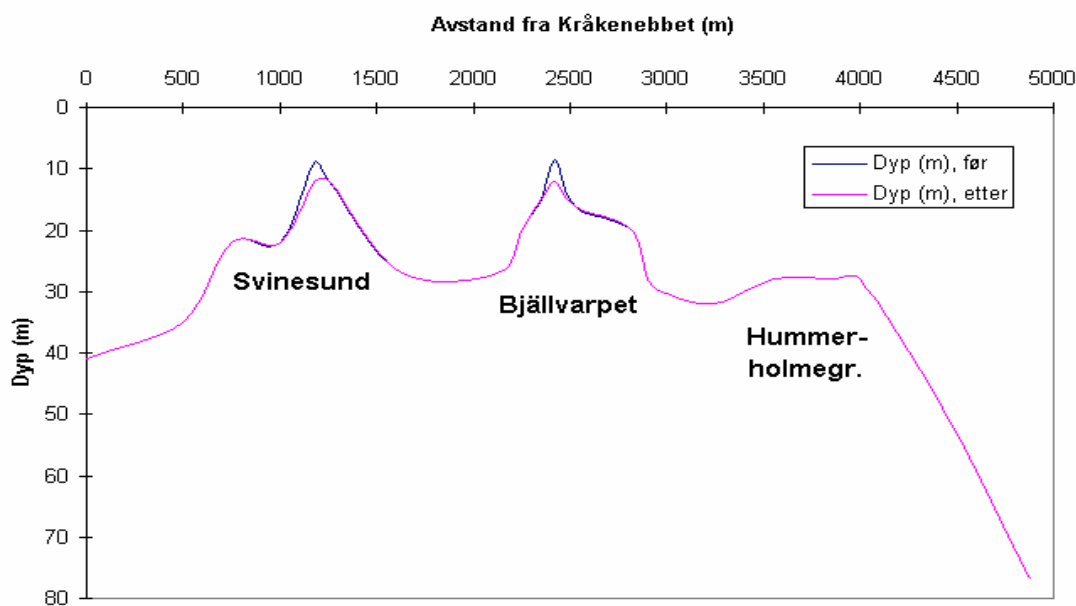
Område	Tverrsnittsareal før	Tverrsnittsareal etter	Arealøkning (%)
	(m ²)	(m ²)	
Svinesund	740	920	24
Bjällvarpet	520	740	42
Seläter	680	807	19
Hummerholmegrunn	7758	7952	2.5



Figur 5. Dybdesnitt på tvers av leden (Norge på venstre side) i det grunneste området ved Bjällvarpet (øverst) og Seläter før og etter inngrep.



Figur 6. Dybdesnitt på tvers av leden fra Kjøya til Hummerholmegrunn og over til svensk side (til høyre i figuren).



Figur 7. Dybdeprofil før og etter planlagt inngrep langs leden fra Kråkenebbet til Sponvikskansen.

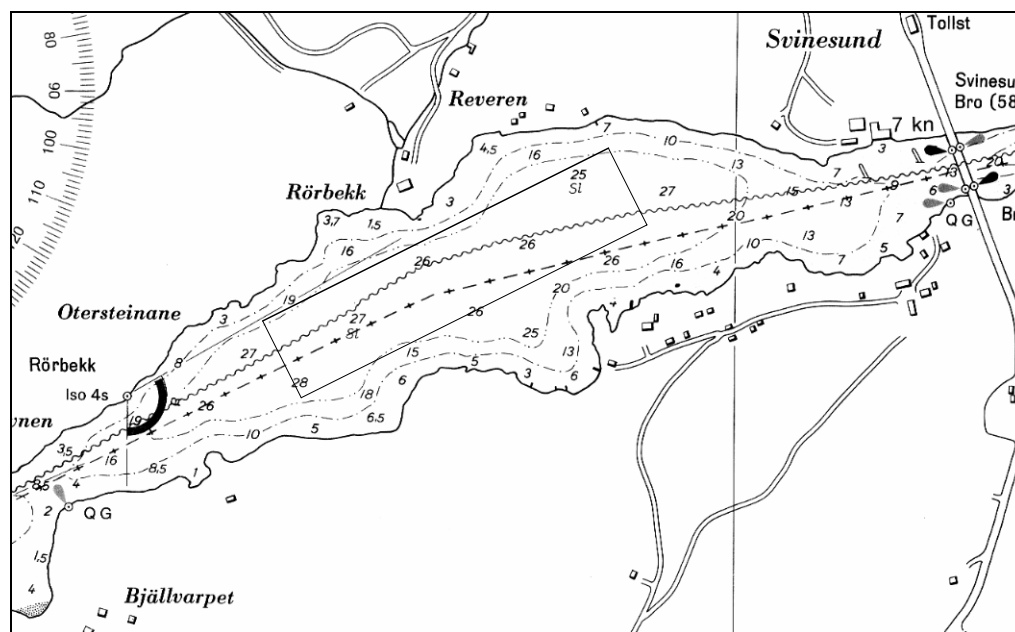
1.2.2 Dumping av masser

Totalt er det beregnet at det må fjernes ca 50000 m³ masse i forbindelse med de planlagte inngrep. Dumpeområder for sprengstein og løsmasser som fjernes fra terskelområdene er ikke fastlagt i detalj. Aktuelle lokaliteter kan være dypområdene i fjorden utenfor Svinesund (Tabell 2). Bassenget mellom Svinesund og Bjällvarpet er ut fra undervannstopografi det mest avstengte av de tre potensielle dumpeområdene. Det kan imidlertid også være aktuelt å bruke massene til konstruksjonsarbeider annensteds.

Dersom man tenker seg at massene dumpes i et areal tilsvarende 500x100 m, vil de totale masser rent teoretisk gi at dypet reduseres med ca. 1 m innenfor dumpefeltet. I figur 8 er et areal tilsvarende 500x100 m markert for ett av de vurderte dumpeområdene. Fordelt over dette området vil de totale masser, rent teoretisk, gi en reduksjon av dypet på en meter.

Tabell 2. Potensielle områder for dumping av sprengstein og løsmasser

Område	Maksimalt dyp	Terskeldyp etter fjerning av masser	
		Utenfor	Innefor
Dypområdet mellom Svinesund og Bjällvarpet (Dumpe 2)	27	12	12
Dypområdet mellom Bjällvarpet og Sponvikskansen (Dumpe 3)	32	27	12
Dypområdet syd for Kjeøya (Dumpe 4)	76	76	27



Figur 8. Kart over dypområdet mellom Svinesund og Bjällvarpet. Et areal tilsvarende ca 500x100 m er avmerket. Kartgrunnlag: sjøkart nr. 470.

1.3 Områdets hydrofysikk

Iddefjorden er en smal, lang (ca 25 km) og relativt grunn (største dyp vel 40m) fjord. De dypere vannlag er avskåret fra vannmassene i Singlefjorden av to hovedterskler på ca 9 m (Bjällvarp og Svinesund). Innenfor Svinesund finnes ytterligere terskler på ca 20 m dyp som skiller den sydgående delen fra den vestgående delen (Ringdalsfjorden).

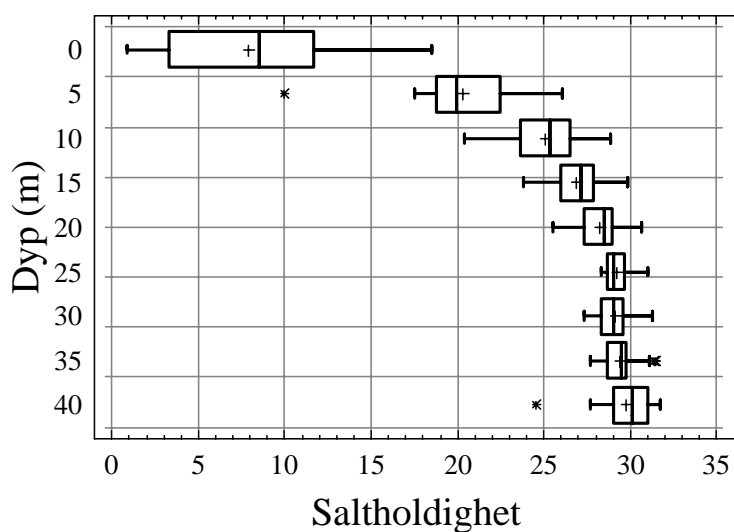
Iddefjordens vannkvalitet avhenger av hvor hurtig de ulike vannlagene blir fornyet med vann utenfor fjorden. Viktige faktorer for vannets oppholdstid er størrelsen av den ferskvannsdrevne estuarine sirkulasjonen, vannstandsvariasjonene (inklusive tidevann), intermediære transporter drevet av egenvektsvariasjoner i kystvannet utenfor fjorden og dypvannsfornyelsene som genereres når egenveksten på vannet utenfor fjorden over terskeldyp er større enn egenveksten på vannet under terskeldyp inne i fjorden.

Det er to "større" ferskvannskilder i fjorden; Enningdalselva innerst i fjorden og Tista ved Halden. Midlere ferskvannstilførsel er ca. 30 m³/s, hvorav midlere vannføring i Tista (ved Tistedalsfossen) er ca. 21 m³/s, med årsmiddelvariasjon mellom 12-30 m³/s og vanlig flom på ca 80 m³/s. Midlere vannføring i Enningdalselva er ca. 50 % av vannføringen i Tista dvs. ca. 10 m³/s.

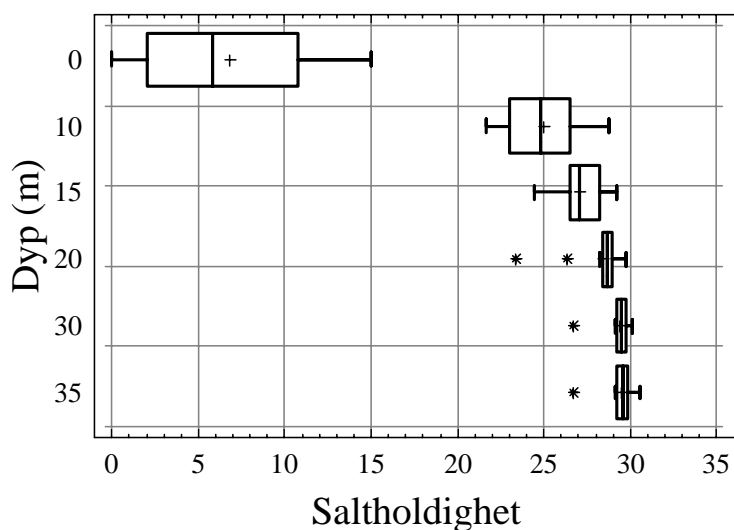
Saltholdigheten i overflatelaget bestemmes til stor del av variasjoner i den lokale ferskvannstilførselen, når ferskvannet blandes med underliggende sjøvann og danner et brakkvannslag med gradvis økende saltholdighet med økende avstand fra ferskvannskilden. Over året varierer overflatevannets midlere saltholdighet fra ca. 1 til 18 innenfor Svinesund (basert på observasjoner fra 1990-91 og 1993-95). Tidspunkt for laveste og høyeste saltholdighet styres av ferskvannstilførselen. Overflate-saltholdigheten er sjelden over 18 og var i mer enn halvparten av tilfellene under 8 (Figur 9). Under overflatevannet blir saltholdigheten avhengig av tilført vann fra Singlefjorden og kystvannet. Imidlertid vil overflatelaget i Singlefjorden kunne være influert av ferskvannstilførsel fra Glomma. Glommainfluert brakkvann kan til tider strømme inn i Iddefjordens mellomlag (intermediært vann, se figur 13). Saltholdigheten i mellomlaget varierer i hovedsak mellom 18 og 28, men kan til tider bli over 29. I dypvannet er saltholdighetsvariasjonen betydelig redusert med normale årsvariasjoner mellom 28 og 30, men er observert til over 31.

I indre del av Iddefjorden (stasjon I2, se figur 9) er årstidsvariasjonene omtrent de samme som i Ringdalsfjorden, med gjennomgående noe lavere saltholdighet i de ulike lagene.

Iddefjorden stasjon R5 1990-91 og 1993-95



Iddefjorden stasjon I2 1994-95



Figur 9. Saltholdighet, i Ringdalsfjorden (R5) innenfor Svinesund og i Iddefjorden sør for Halden (I2). Median (vertikal linje inne i rektangel), 75 og 90 persentilen samt middelværdi (+) er angitt. * angir sterkt avvikende enkeltmålinger.

1.4 Fjordens forurensningshistorie

Sagbruk og treforedlingsvirksomhet har påvirket forholdene i Iddefjorden i mer enn 100 år. Merkbare forurensningsproblemer hadde en sannsynligvis ikke før Saugbrugsforeningen bygget en cellulosefabrikk i 1906. Forurensningsproblemene i Iddefjorden økte med treforedlingsaktiviteten i

Halden særlig etter siste krig. Miljøproblemene i fjorden kom imidlertid først virkelig i offentlig fokus på 60 og 70-tallet.

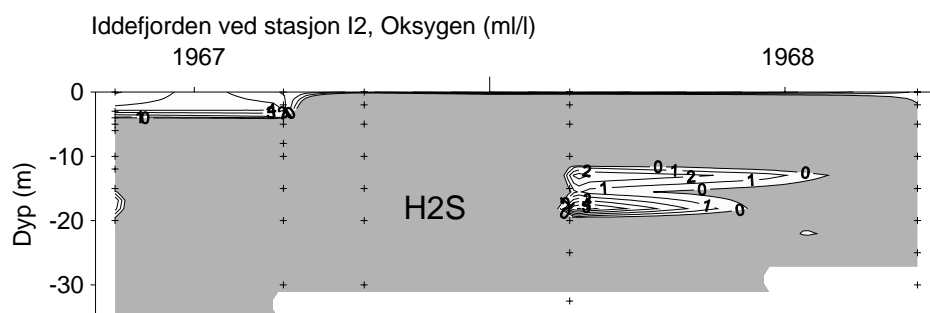
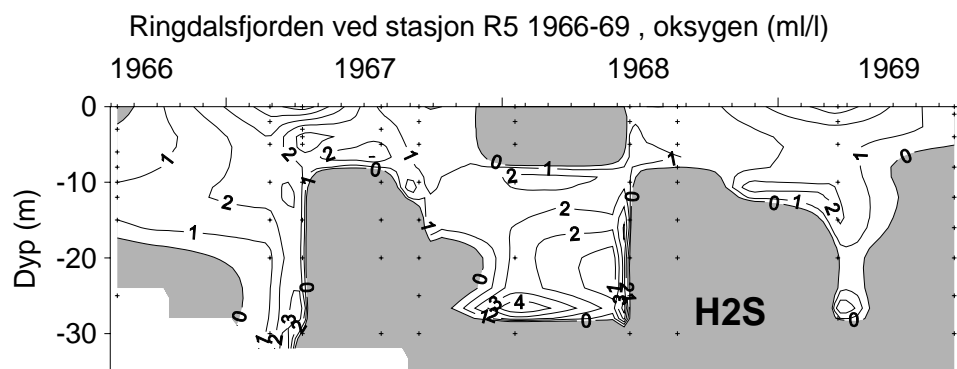
Fjorden er tidligere blitt karakterisert som en av Norges mest forurensede fjordsystemer (Magnusson og Skei, 1979). I løpet av de siste 15 år har det imidlertid skjedd betydelige forbedringer m.h.t. utslippssituasjonen i Iddefjorden. Blant annet har utslippene av klororganiske forbindelser fra Saugbrugsforeningen klorblekingsanlegg opphørt fra 26. juni 1991 i forbindelse med oppføring av ny fabrikk. Bedriftens utslipp av blekeriavlut lå stabilt på rundt 6000 t/år i perioden 75-85, noe høyere før denne periode.

Metallforurensningen i Iddefjorden hadde i 1970 årene et betydelig omfang. Tilførslene av metaller er imidlertid også betydelig redusert siden den tid. De tidligere store tilførsler til Iddefjorden kom i hovedsak fra utslipp av kisaske og fra treforedlingsindustriens bruk av kvikksølv som slimbekjempningsmidler i perioden 1964-68. Utslipp fra annen industri i Halden-området (eksempelvis batteriproduksjon) kan imidlertid også ha gitt et visst bidrag. Utslipet av kisaske lå i gjennomsnitt noe under 100 t/år i perioden 1910-1950 for så å øke til et maksimum på 800-1000 t/år på 70-tallet. Utslipp av kisaske opphørte i 1978 (Knutzen, 1986)

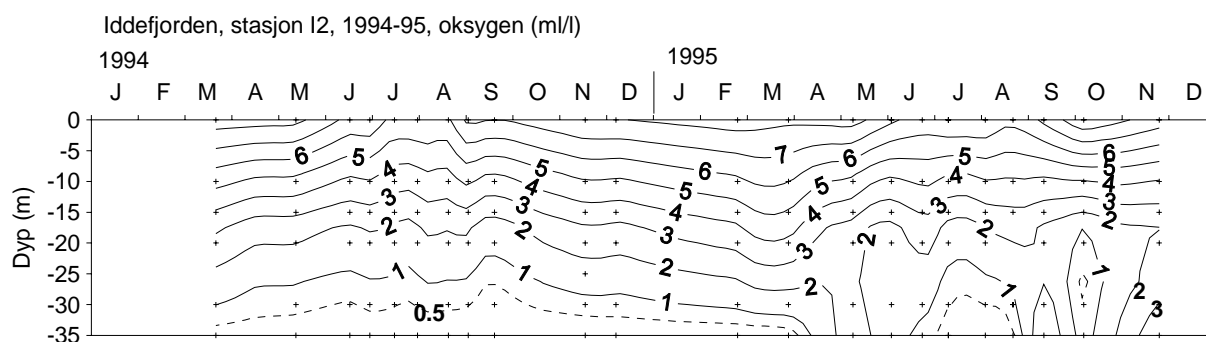
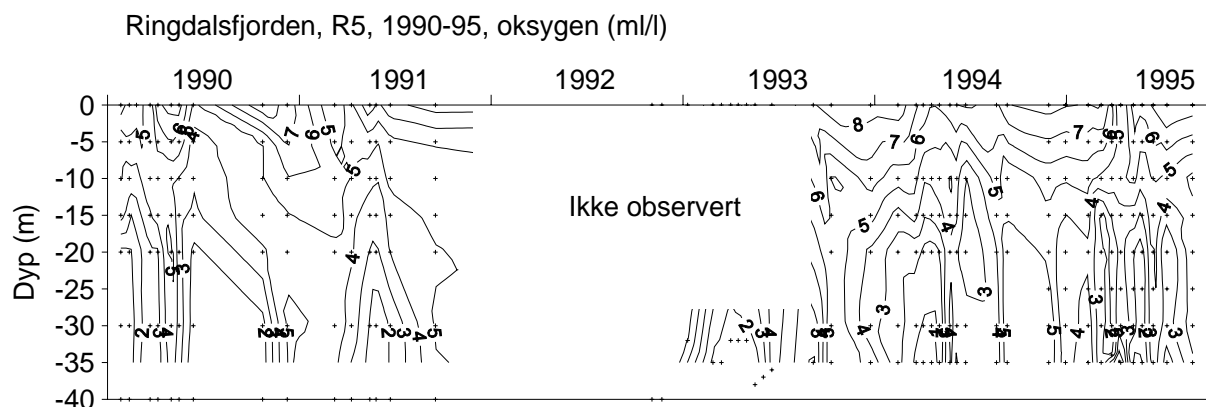
Innholdet av miljøgifter i sediment i Iddefjorden er undersøkt i 1971 (Olausson, 1972), 1977 (Knutzen *et al.*, 1978), 1980 (Carlberg *et al.*, 1981), 1990 (Hektoen *et al.*, 1992) og i 1992 (Berge og Helland., 1993, Martinsen *et al.*, 1993). Sedimentene i Iddefjorden har generelt et høyt innhold av organisk materiale. De høyeste konsentrasjoner ble både i 1977 og i 1991 funnet nær Halden. Det ble funnet små endringer i organisk innhold i sedimentet mellom 1977 og 1991. Den store mengden organisk materiale i sedimentet i Iddefjorden skyldes i hovedsak akkumulering av trefiber og andre substanser i utslipp fra treforedlingsindustrien i Halden (Knutzen *et al.* 1978). De store tilførslene av organisk materiale har medført at en i 1960 årene tidvis i enkelte partier av fjorden hadde hydrogensulfid i hele vannmassen (Dybern, 1972). Etter utslippsreduksjonene fra treforedlingsindustrien på 70-tallet har de hydrogensulfidholdige vannmasser i hovedsak vært begrenset til nivåer under 15-20 m og utgjør derfor ikke lenger samme trussel mot flora og fauna i øvre vannlag. Fra 1977 og frem til ca 1979 bedret oksygenforholdene seg ytterligere (Knutzen, 1986). Ved sammenligning av figur 10 og figur 11 ses den store forbedringen i fjordens oksygensituasjon fra 1960-tallet til 1990 tallet.

Innholdet av miljøgifter i de ulike dyp i sedimentet vil reflektere utslipp av metaller og organisk materiale til resipienten på ulike tidspunkt. Ved å tidfeste ulike lag i sedimentet har det på denne måten, og til tross for den lave undersøkelsesfrekvensen, vært mulig å danne seg et mer nyansert bilde av forurensningshistorien i fjorden for enkelte miljøgifter (hovedsakelig metaller). Sedimentundersøkelsene viser at det generelt har vært en reduksjon i metallinnholdet i overflatesedimentet siden slutten av 70-tallet. Undersøkelsene viser at bly og kobber ble tilført i størst mengder til fjorden på midten av 60 og 70 tallet. Fra midten av 80 årene var det en markert nedgang i konsentrasjonen av begge metaller, og denne utviklingen har holdt seg frem til de siste undersøkelser i 1992. Konsentrasjonen av kvikksølv i sediment hadde et maksimum på midten av 60-tallet for så å avta. Konsentrasjonen av kadmium i overflatesedimentet var størst rundt ca. 1970.

Reduksjonen i metallinnhold i overflatesedimentet har vært størst nærmest Halden. Årsaken til dette er at sedimenteringen har vært størst i dette området og derfor fører til en raskere tildekking enn lenger ut i fjorden. På bakgrunn av undersøkelsene i 1992 kunne en karakterisere fjorden som lite til moderat forurensset av kobber, sink, kvikksølv, krom og bly (unntatt en stasjon nær Svinesund som ble karakterisert som forurensset).



Figur 10. Oksygen/hydrogensulfid (ml/l) i Iddefjorden omtrent ved stasjon R5 i Ringdalsfjorden (1966-68) og stasjon I2 i Iddefjorden sør for Halden (1967-68).



Figur 11. Oksygenkonsentrasjonen (ml/l) i Ringdalsfjorden (R5) 1990-91 og 1993-95, samt i Iddefjorden (I2) sør for Halden i 1994-95.

I sediment i Iddefjorden i 1992 fant en i hovedsak lave eller moderate konsentrasjoner av klororganiske forbindelser som ikke kan knyttes direkte til treforedlingsindustrien (PCB, alfa-HCH, lindan, gamma-HCH, p,p-DDE, p,p-DDD) (Berge og Helland, 1993). Også innholdet av dioksiner og furaner som til dels har vært knyttet til treforedlingsindustri var lavt.

I utslippet fra treforedlingsindustri (blekeriavlut) er det imidlertid en rekke andre klorerte forbindelser som er funnet i sediment og i til dels meget høye konsentrasjoner (Martinsen *et al.*, 1993). Undersøkelsene i 1980 tyder på at de største utslippene av klororganiske forbindelser fant sted rundt 1976-77 og at nedbrytning foregår forholdsvis langsomt (Carlberg *et al.*, 1981).

Martinsen *et al.* (1993) konkluderer med at nivået av treforedlingsrelaterte klorholdige forbindelser i sediment var det samme i 1992 som i 1987 og fremdeles tydelig påvirket av tidligere utslipp av klororganiske forbindelser.

De store tilførselene av oksygenforbrukende forbindelser har medført at en på 70-tallet innenfor Svinesund hadde svært dårlige forhold for bløtbunnsfaunaen i sedimentene i Iddefjorden med betydelige forbedringer på 90-tallet (figur 10 og figur 11) som også har redusert i en rikere bløtbunnsfauna (Tjærnø Marinbiologiske laboratorium).

Knutzen (1986) gjorde en oppsummering av Iddefjordens tilstand og utvikling i perioden 1975-1985 hvor han konkluderte med at det hadde vært en viss bedring, men at fjordens tilstand fremdeles var dårlig. Dette omfattet bl.a. reduserte organismesamfunn både i overflatelaget og på dypere vann. De reduserte utslippene har sannsynligvis bidratt til den forbedring som senere er blitt registrert i hardbunnsamfunnene (Helland og Walday, 1996). Dette har bl.a. gitt seg uttrykk i funn av blåskjell og rur på bryggen i Halden (Rueness & Wiik, upublisert tokrapport fra 1992) hvor blåskjell var fraværende på 1980-tallet, mens rur kun forekom sporadisk. Rueness & Wiik konkluderte med at den mest påfallende forandring i strandsonen var det økte arts mangfoldet hos alger innenfor Svinesund. Stereofotoundersøkelsene i perioden 1978 - 1994 har vist at denne økning i mangfold også fant sted i samfunn på litt dypere vann (Helland & Walday 1996).

Iddefjordens topografi og spesielle forurensningshistorie tilsier at mulige effekter av inngrep krever en nøye vurdering.

1.5 Retningslinjer for mudring og dumping

Retningslinjer for mudring og dumping i marine områder er for tiden under utarbeidelse hos Statens forurensningstilsyn (SFT) og Miljøverndepartementet og vil sannsynligvis komme til gjelde i løpet av 1997.

I disse retningslinjer stilles det særskilte krav til både mudring og dumping av masser avhengig av forurensningsgrad. Krav til teknisk utstyr og løsninger vil derfor være avhengig av tilstanden i sedimentene samt spesielle lokale forhold.

For å hindre utlekking under transport til deponeringssted stilles krav til transportfartøy. Deponeringssted og metode er også avgjørende for graden av en eventuell spredning av materialet som dumpes.

Miljøovervåking i forbindelse med mudre/dumpeoperasjoner skal vurderes og utføres i henhold til SFT's krav.

1.6 Målsetning

Iddefjordens topografi med flere bassenger, avstengt fra hverandre med relativt grunne terskler, samt fjordens spesielle forurensningshistorie og beliggenhet (riksgrense mellom Sverige og Norge) tilsier at mange fagelementer bør inngå i vurderingene.

Formålet med undersøkelsen som her rapporteres har vært:

- Beskrive miljøgiftinnholdet og sedimentenes beskaffenhet i selve terskelområdet hvor sprengningen skal foregå.
- Beskrive miljøgiftinnholdet og sedimentenes beskaffenhet i dypområdene mellom tersklene hvor dumping vil kunne foregå.
- Undersøke sedimentasjonsegenskapene til dumpemasser og sedimentene på mulige dumpsteder.
- Beskrive vannskiftningsmekanismer i fjorden.
- Beskrive nåværende hydrografiske tilstand ved bruk av tilgjengelige data.
- Beregne endringer i oppholdstiden for overflatevann, intermediært vannlag samt vannet under terskeldyp som en følge av terskelforandringer.
- Beregne eventuelle endringer i oksygenforholdene i fjorden som en følge av de planlagte terskelforandringer.
- Beskrive plante og dyrelivet på stein/fjell i områder som kan bli påvirket slik at eventuelle konsekvenser kan sannsynliggjøres.
- Beskrive forekomsten av bløtbunnsorganismer (dyr som lever på eller nede i sedimentet) i et snitt gjennom fjorden med tanke på å kunne sannsynliggjøre eventuelle konsekvenser av det planlagte inngrepet.

2. Gjennomførte undersøkelser - metoder

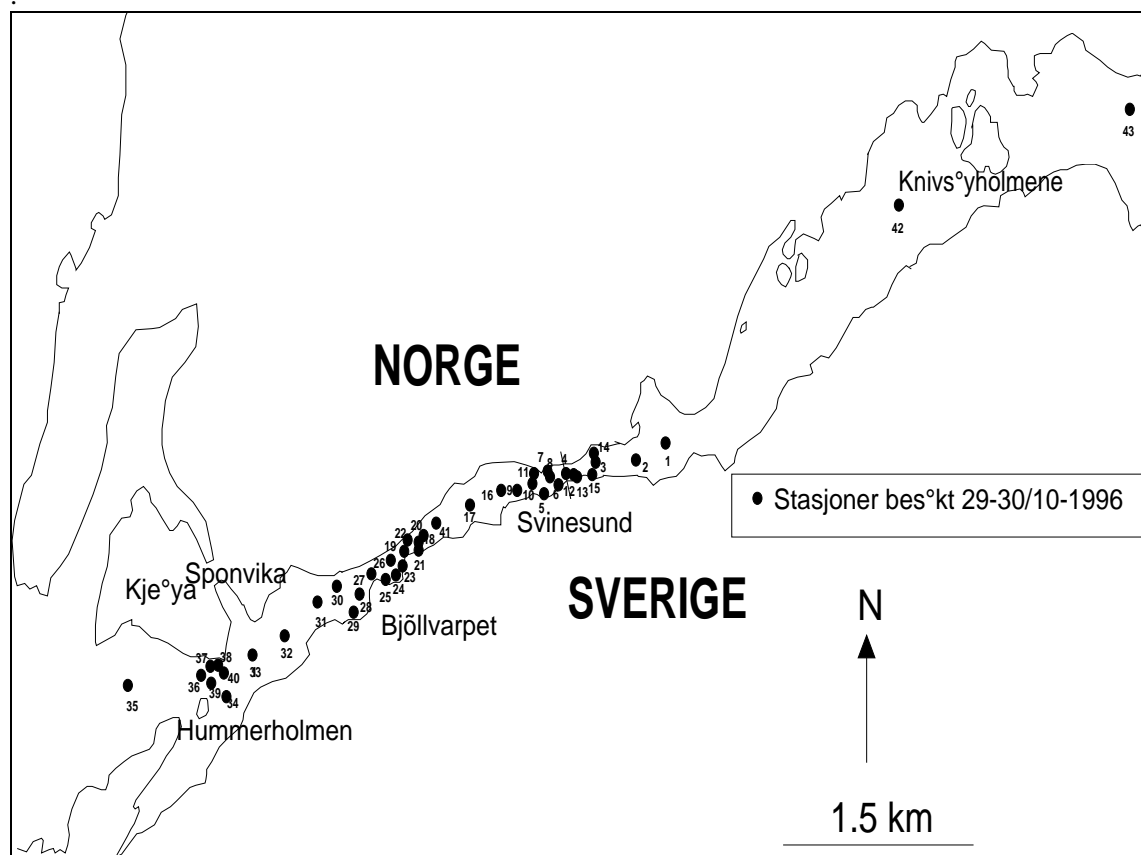
2.1 Feltarbeid

2.1.1 Innsamling av sediment

Feltarbeidet i Iddefjorden for innsamling av sedimenter for kjemiske analyser og faunakarakterisering ble gjennomført med forskingsfartøyet "Nereus" fra Tjärnö marinbiologiske stasjon 29-30 oktober 1996. I alt ble det besøkt 43 stasjoner, hovedsakelig konsentrert om de tre utdypningsområdene. Under feltarbeidet ble det tatt prøver av sediment for kjemiske analyser, sedimentasjonsforsøk og bløtbunnsfauna fra henholdsvis 26, 8 og 15 stasjoner (se figur 12). En karakterisering av de enkelte prøver ses i vedlegg A.

Generelt var det vanskelig å få opp gode sedimentprøver fordi deler av terskelområdene bestod av relativt grovt grus eller rent fjell. De fleste sedimentprøver ble derfor tatt med grabb (van Veen) og ikke med "corer" slik en hadde håpet. Selv med grabb var det imidlertid ikke mulig å få opp tilfredsstillende prøver fra 12-20 m dyp innenfor det berørte området ved Bjällvarpet/Seläterodden og

fra 0-12 m dyp ved Hummerholmegrunn. Fra de øvrige områder ble det innsamlet analyserbare sedimentprøver.



Figur 12. Stasjoner innsamlet i Iddefjorden 29-30 oktober 1996. Oversikt over hvilke prøvetyper som ble innsamlet på de ulike stasjoner ses i tabell 3.

Tabell 3. Oversikt over hvilke prøvetyper som ble innsamlet på de ulike stasjoner. For lokalisering av de ulike stasjoner se figur 12.

Prøvetype	Stasjoner innsamlet
Sedimentkjemi	1, 2, 3, 5, 6, 8, 10, 11, 13, 14, 16, 17, 18, 23, 24, 25, 29, 30, 32, 33, 34, 35, 37, 38, 39, 40
Settlingsforsøk	1, 6, 16, 17, 24, 32, 35, 39
Bløtbunnsfauna	1, 2, 3, 6, 16, 17, 24, 31, 32, 33, 35, 36, 40, 42, 43

2.2 Miljøgifter i sediment

Det ble foretatt innsamling av sediment fra 26 stasjoner for miljøgiftanalyser (figur 12 og tabell 3). Strategien for innsamlingen av sediment på de tre berørte områder var lagt opp for å kunne karakterisere sedimentet i 3 ulike dybdeintervaller på hver av de tre sprengning/muddringslokaliteter.

1. Sprengning-/muddringsdyp, 0-12 m.
2. Grunnområder under terskeldyp, 12-20 m.
3. Nærliggende dypområder

Både overflatesediment (0-5 cm) og sediment noe lenger ned (5-10 cm) ble analysert

I tillegg ønsket en å karakterisere sedimentet på 3 mulige dumpelokaliteter utenfor Svinesund.

P.g.a. det store innslaget av hardt substrat som grus og skjellrester i terskelområdene, var en i mange tilfeller nødt til å bruke grabb for å få opp løsmassene. I slike tilfeller ble sedimentet tatt ut fra toppen av grabben ved hjelp av en "murskje". Større skjellrester og stein ble unngått.

Med utgangspunkt i denne strategien ble de innsamlede enkeltprøver av sediment for kjemiske analyser slått sammen som vist i tabell 4, slik at en i alt fikk 18 prøver til analyser (hvorav de fleste er blandprøver).

Følgende metaller ble analysert i alle prøver: kvikksølv (Hg), kadmium (Cd), bly (Pb), sink (Zn), kobber (Cu), nikkel (Ni), jern (Fe), aluminium (Al), litium (Li).

De organiske forbindelser/grupper som ble analysert i alle prøver var: ekstraherbart organisk bundet klor (EOCl), ekstraherbart persistent organisk bundet klor (EPOCl), total mengde organisk karbon (TOC), total mengde nitrogen (Tot-N), polyklorerte bifenyler (PCB) samt en del andre klororganiske forbindelser (se vedlegg). I tillegg ble den andelen av sedimentet som hadde en partikkelstørrelse mindre enn 63 µm (<63µm) og vanninnholdet (% vann) i sedimentet bestemt.

På to av prøvene (22-1, 22-2) fra henholdsvis grunnområdene ved Bjällvarpet/Seläterodden og dypområdet mellom Svinesund og Bjällvarpet, ble det i tillegg analysert for polyklorerte dibensofuraner (PCDF) og polyklorerte dibenso-p-dioksiner (PCDD).

En oversikt over parametere analysert i de enkelte prøver er vist i tabell 4.

Aluminium (Al), litium (Li), den andelen av sedimentet som hadde en partikkelstørrelse mindre enn 63 µm (<63µm) og vanninnholdet (% vann) er støtteparametere som ikke selv direkte sier noe om miljøforholdene men som kan brukes til å normalisere miljøgiftkonsentrasjoner.

Tabell 4. Sammenslåing av prøver innsamlet i Iddefjorden 29-30/10-1996 for kjemiske analyser.

- Område 1₀₋₁₂ = Berørte områder ved Svinesund, dyp 0-12 m.
 Område 1₁₂₋₂₀ = Berørte områder ved Svinesund, dyp 12-20 m
 Område 1U = Dypområde umiddelbart utenfor berørte områder ved Svinesund
 Område 1I = dypområde umiddelbart innenfor berørte områder ved Svinesund
- Område 2₀₋₁₂ = Berørte områder ved Bjällvarpet/Seläterodden, dyp 0-12 m.
 Område 2₁₂₋₂₀ = Berørte områder ved Bjällvarpet/Seläterodden, dyp 12-20 m
 Område 2U = Dypområde umiddelbart utenfor berørte områder ved Bjällvarpet/Seläterodden
 Område 2I = Dypområde umiddelbart innenfor berørte områder ved Bjällvarpet/Seläterodden
- Område 3₀₋₁₂ = Berørte områder ved Hummerholmegrunn, dyp 0-12 m.
 Område 3₁₂₋₂₀ = Berørte områder ved Hummerholmegrunn, dyp 12-20 m
 Område 3U = Dypområde umiddelbart utenfor berørte områder ved Hummerholmegrunn
 Område 3I = Dypområde umiddelbart innenfor berørte områder ved Hummerholmegrunn
- Dumpe 1 = Potensielt dumpeområde innenfor Svinesund
 Dumpe 2 = Potensielt dumpeområde mellom Svinesund og Bjällvarpet
 Dumpe 3 = Potensielt dumpeområde mellom Seläterodden og Hummerholmen
 Dumpe 4 = Potensielt dumpeområde ved Kjeøya

Prøveområde/ Prøvenavn	Stasjons nr. for prøve (0-5 cm)	Prøve nr.	Stasjons nr. for prøve (5-10 cm)	Prøve nr.
Område 1 ₀₋₁₂	6, 13	22.4	13	22.12
Område 1 ₁₂₋₂₀	8, 11	22.3	11	22.13
Område 1U og 1I	3, 10, 14	22.5	14	22.14
Område 2 ₀₋₁₂	23, 24, 25	22.1	24, 25	22.17
Område 2 ₁₂₋₂₀	Ingen prøve p.g.a. fjell/stein		Ingen prøve p.g.a. fjell/stein	
Område 2U og 2I	18, 29, 30	22.6	18, 29, 30	22.11
Område 3 ₀₋₁₂	Ingen prøve p.g.a. fjell/stein		Ingen prøve p.g.a. fjell/stein	
Område 3 ₁₂₋₂₀	39, 40	22.9	40	22.15
Område 3U og 3I	37, 38, 34	22.8	37, 38, 34	22.18
Dumpe 1	1, 2 (ikke analysert)		1, 2 (ikke analysert)	
Dumpe 2	16, 17	22.2	16, 17	22.10
Dumpe 3	32, 33	22.7	32, 33	
Dumpe 4	35	22.16	35	

2.2.1 Kjemiske analysemetoder

En oversikt over metoder for ekstraksjon/opplutning og analyser av miljøgifter i sediment er vist i tabell 5. Mer detaljert beskrivelse ses i vedlegg B-D.

Tabell 5. Oversikt over metoder for ekstraksjon/oppslutning og analyser av miljøgifter i sediment. Mer detaljert beskrivelse ses i vedlegg B-D.

Parameter	Metode for ekstraksjon/oppslutning	Analysemetode	Analyselaboratorium
Hg	Saltpetersyreoppslutning (E 10-1)	Atomabsorpsjon, kalddamp (E4-2)	NIVA, Se vedlegg D
Cd, Pb, Cu, Ni, AL	Flussyreoppslutning (E 10-2)	Atomabsorpsjon, grafittovn (E2)	NIVA, Se vedlegg D
Zn, Fe, Li	Flussyreoppslutning (E 10-2)	Atomabsorpsjon, flamme (E1)	NIVA, Se vedlegg D
EOCl	Sykloheksan/isopropanol	Nøytronaktivering av svovelsyrebehandlet ekstrakt	SINTEF se vedlegg C
EPOCl	Sykloheksan/isopropanol	Nøytronaktivering av svovelsyrebehandlet ekstrakt	SINTEF se vedlegg C
PCB mfl.	Ekstraksjon med diklormetan, renses for svovel (gelkromatografi) og behandles med svovelsyre	Gasskromatograf utstyrt med elektroninnfangningsdetektor (GC/ECD), H3-3	NIVA, Se vedlegg D
PCDF/PCDD		NILU-O-1	NILU, se vedlegg A
TOC, Tot-N	Ingen ekstraksjon	Katalytisk forbrenning, kromatografisk kolonne, varmetrådsdetektor (G6)	NIVA, Se vedlegg D
<63µm	Ingen ekstraksjon	Tørrsiktning + vektbestemmelse	
% vann	Ingen ekstraksjon	Tørking + vektbestemmelse	NIVA, Se vedlegg D

2.3 Sedimentasjonsforsøk

Utsynking av resuspenderte sedimenter innsamlet fra 8 stasjoner i Iddefjorden (figur 12 og tabell 3) er målt i laboratoriet ved kolonneforsøk. Ca. 600 g vått sediment ble blandet ut i 30 l sjøvann (saltholdighet: 34.2) i en 1 m høy vannfylt sylinder og homogenisert ved hjelp av et røreverk. Det ble først tatt en prøve mens røreverket gikk, for å bestemme startkonsentrasjonen. Etter at røreverket var stoppet, ble det tatt ut prøver på 50 ml fra ulike dyp og ved ulike tidspunkter. Partikkelkonsentrasjonen ble målt ved filtrering og veiing. Prøver ble tatt helt i toppen av vannsøylen (anslagsvis 1 cm fra toppen), og også 10, 30, 50, 70 og 90 cm fra toppen av vannsøylen. Måleperioden var 1-2 døgn, og prøver ble tatt ut med økende tidsintervaller gjennom denne perioden, første gang etter noen få minutter. Totalt ble det tatt ut 1.5 - 2 liter vann, dvs. at forkorting av vannsøylen stort sett ligger innenfor 5-7 % i løpet av forsøket. Det ble målt utsynking for sedimentprøver fra følgende 8 stasjoner: 1, 6, 16, 17, 24, 32, 35 og 40. For hver stasjon gir forsøket et datasett (c_i, z_i, t_i) ; $i=1, \dots, n$ med samhørende verdier av konsentrasjon (c_i), dyp (z_i) og tid (t_i).

Konsentrasjonene synker fra utgangskonsentrasjoner på 400-5 000 mg/l i starten av forsøket ned til i størrelsesorden 10 mg/l i slutten av perioden. Filtrene ble ikke vasket før bruk, noe som har gitt opphav til en systematisk feil. For å korrigere for dette ble det utført et forsøk. Skylling av 20 filtre ga en gjennomsnittlig vektreduksjon på 6.5 mg/l (standardavvik 23 mg/l, standardfeil på gjennomsnittet 5.3 mg/l). Vekttapet er ikke statistisk signifikant forskjellig fra 0 ($p=0.24$), men er likevel det beste estimatet, og alle beregnede konsentrasjoner er derfor økt med 6.5 mg/l som en korreksjon.

Den korrigerte gjennomsnittskonsentrasjonen i kolonnene mot slutten av forsøkene (etter ca. 1 døgn eller mer) varierer fra 7 til 30 mg/l. Standardavvik mellom måledyp innenfor stasjon og tidspunkt er 20 mg/l, som er estimert usikkerhet ved selve filtrerings- og veieprosessen. Det er derfor ikke grunnlag for å fastslå noen signifikant vertikal variasjon i slutten av forsøkene. For resultatene generelt bør en ikke legge vekt på variasjoner innenfor 30-50 mg/l (≈ 95 % konfidensintervall for enkeltverdi). I to tilfeller ved lave konsentrasjoner er det notert at prøven inneholdt synlige klumper av materiale. siden standardavviket 20 mg/l er bestemt for lave konsentrasjoner, kan dette bety at usikkerheten er ennå større for høyere konsentrasjoner.

2.4 Beregning av vannutskiftning

Iddefjordens vannkvalitet avhenger bl.a. av hvor hurtig de ulike vannlagene blir fornyet gjennom vannutskiftning med fjordområdet utenfor Svinesund. Vanntransportene gjennom Svinesund kan bli endret ved en økning av tverrsnittsarealet ved Svinesund og Bjällvarpet. En endring av tidevannets hastighet ved Svinesundsterskelen vil påvirke blandingen i Iddefjordens bassengvann og dermed utskiftningen av dette vannet. I forbindelse med sprengning og mudring samt deponering i sjøen vil en del finere materiale kunne bli frigjort. Dette kan potensielt medføre temporær påvirkning av vannkvaliteten gjennom tilgrumsing samt spredning av miljøgifter knyttet til de frigjorte partikler.

I dette kapitlet gis en overordnet beskrivelse av de hydrofysiske forholdene i fjordsystemet. Spesielt fokuseres på forholdene i Svinesund og Bjällvarp og de faktorer som innvirker på strømmen gjennom sundene.

2.4.1 Topografi.

Iddefjorden er en typisk terskelfjord med flere trange områder fra Halden og ut til Singlefjorden (se figur 1). Ringdalsfjorden har to hovedterskler, en like ved Svinesundsbroen og en ved Bjällvarpet/Seläter (figur 2), ca 1200 m vest for broen med terskeldyp på henholdsvis 9.5 og 9 m. En mer detaljert beskrivelse av topografien og de planlagte inngrepene er presentert i kap. 1.

I vår modell er området inndelt i 6 delområder (basseng 1-6, se tabell 6).

2.4.2 Ferskvannstilførsel og tidevann.

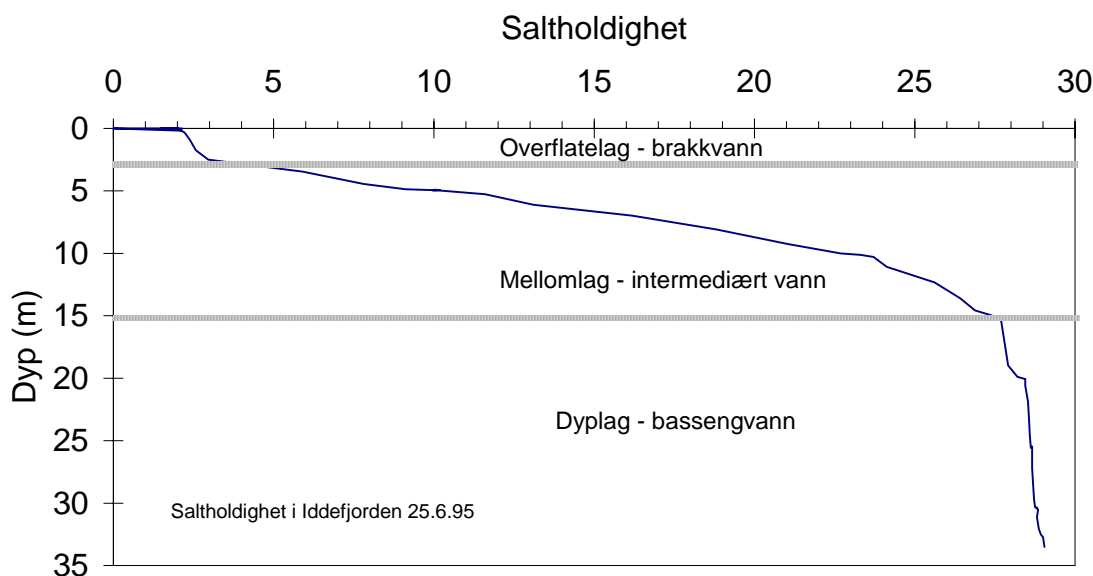
Midlere ferskvannstilførsel til Iddefjorden er ca $30 \text{ m}^3/\text{s}$. Tista og Enningdalselva med midlere vannføring på henholdsvis ca. 20 og $10 \text{ m}^3/\text{s}$, svarer for hoveddelen av tilførselen.

Ferskvannstilførselen fører til dannelse av et brakkvannslag. Tykkelse og saltholdighet av dette laget reguleres av den estuarine sirkulasjonen som blir diskutert i kap. 2.4.5.

Tidevannet i Skagerrak er hovedsakelig halvdaglig med M_2 som største enkelte komponent. Utenfor fjorden har det halvdaglige tidevannet en amplitude på ca 15 cm, men p.g.a. strømningsmotstand i Svinesund blir tidevannet inne i fjorden forsinket med drøyt en time og amplituden redusert til ca. 13 cm (Volent, 1981). Amplituden av tidevannsstrømmene over Svinesundsterskelen er av stor betydning for utskiftningen av Iddefjordens dypvann (se kap. 2.4.5).

2.4.3 Saltholdighet og temperatur - hydrografiske variasjoner.

Vannets tetthet er bestemt ved dets saltholdighet og temperatur. Hele fjordsystemet er sterkt lagdelt (tre lag, se figur 13). Øverst ligger et lag med brakkvann som får sin saltholdighet kraftig redusert av lokal ferskvannstilførsel. Under brakkvannslaget finner en intermediært vann som rekker litt dypere ned enn terskelnivået. Nederst ligger bassengvannet eller dypvannet. Oppholdstiden på de ulike vannmassene i fjorden er avhengig av ulike strømdrivende mekanismer samt av fjordmunningens topografi.



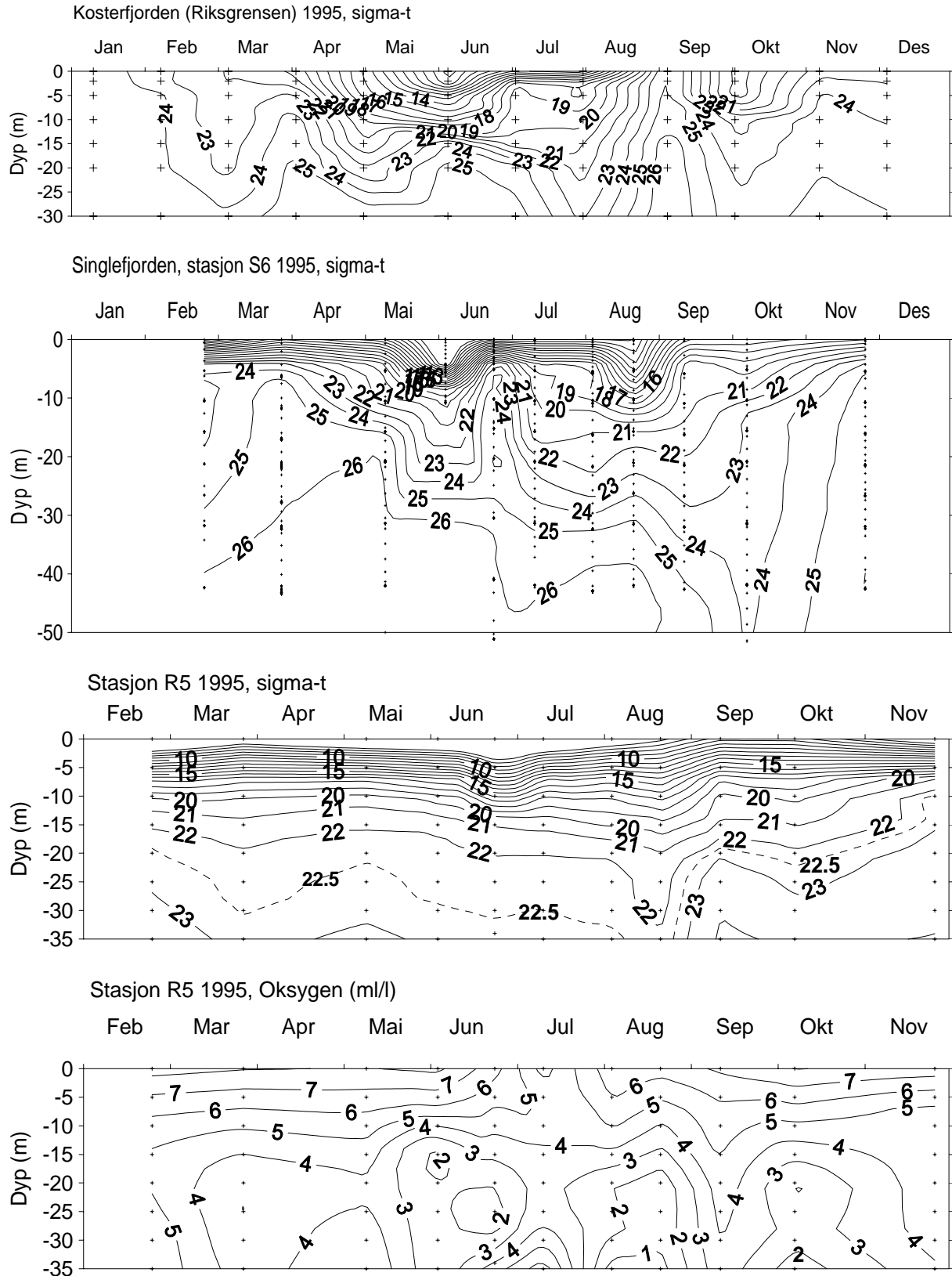
Figur 13. Hovedinndeling av de ulike vannlag i Iddefjorden. Saltholdighet i ulike dyp er inntegnet.

Lagdeling (tetthetsgradienten) og andre hydrografiske forhold i Iddefjorden styres i høy grad av lagdelingsforholdene i kystvannet utenfor. I kystvannet er den Baltiske strøm, som transporterer Østersjøvann nordover langs den svenske Skagerrakkysten, det dominerende innslag. Den Baltiske strøm er ofte ca. 15 m dyp og med saltholdighet i intervallet 20-28. Lagdelingsforholdene i Skagerrak og spesielt langs kysten varierer mye, fremfor alt med vindforholdene (Gustafsson og Stigebrandt, 1996). Tetthetsvariasjoner i kystvannet forplantes inn i innenforliggende fjordsystem med varierende forsinkelse og amplitudereduksjon (Aure et al, 1997).

Brakkvannslaget ved havoverflaten i Iddefjorden, som dannes ved blanding av lokalt tilført ferskvann og underliggende sjøvann, er som oftest noen få meter tykt (figur 13). Under brakkvannslaget styres saltholdighets- og temperaturfordelingen ned til terskeldypet i hovedsak av de hydrografiske forholdene i kystvannet. Vannutskifting med kystvannet er mest synlig i det intermediære vannet - dvs mellom brakkvannslaget og terskeldypet. Figur 14 viser tetthetsvariasjonen i Kosterfjorden, munningen av Iddefjorden (Singlefjorden) og innenfor Svinesund i Iddefjorden (Ringdalsfjorden).

Fri horisontal vannutskifting mellom Iddefjorden og Singlefjorden forekommer kun i vannlag over terskeldypet i Svinesund. Saltholdighets- og temperaturforholdene under ca. 10 m dyp i Iddefjorden og Singlefjorden avviker derfor ofte fra hverandre. Utskifting av Iddefjordens bassengvann skjer med lange tids mellomrom slik at konsentrasjonen av oksygen, som vesentlig tilføres med innstrømmende nytt bassengvann, kan bli kraftig redusert. Dette gjaldt spesielt i tidligere decennier (se figur 10 og figur 11) da tilførselen av oksygenforbrukende materiale til fjorden var mye større enn nå og hydrogensulfid kunne spre seg i hele vannmassen opp til brakkvannslaget (Dybern, 1972).

Figur 14 viser observasjoner av sjiktningen i Kosterfjorden (data fra Göteborgs og Bohuslänns Vattenvårdsförbund), Singlefjorden og Ringdalsfjorden, samt oksygenvariasjonen i sistnevnte fjord. Oksygenkonsentrasjonen i Ringdalsfjordens dypvann viser klart når det skjer en dypvannsfornyelse under terskeldyp og mellom mer eller mindre stagnante perioder med avtakende oksygenkonsentrasjon og egenvekt. Klare dypvannsfornyelser ble observert i februar, mai, juli, september og november. Observasjonene av sjiktningen i Kosterfjorden og Singlefjorden ble tatt på ulike tidspunkt, men viser at tyngre vann var tilstede i området utenfor Iddefjorden over terskeldyp i februar, april, juni, august/september og i november. Overflatevannet i Singlefjorden er også influert av ferskvannstilførsel fra Glomma, som spesielt i mai/juni 1995 (storflom) ga lav saltholdighet i Singlefjorden (lav egenvekt på figuren), men også så langt sør som i Kosterfjorden. Glommainfluert vann vil til tider også føres inn i Iddefjorden, i hovedsak i nivåer over fjordens terskeldyp.

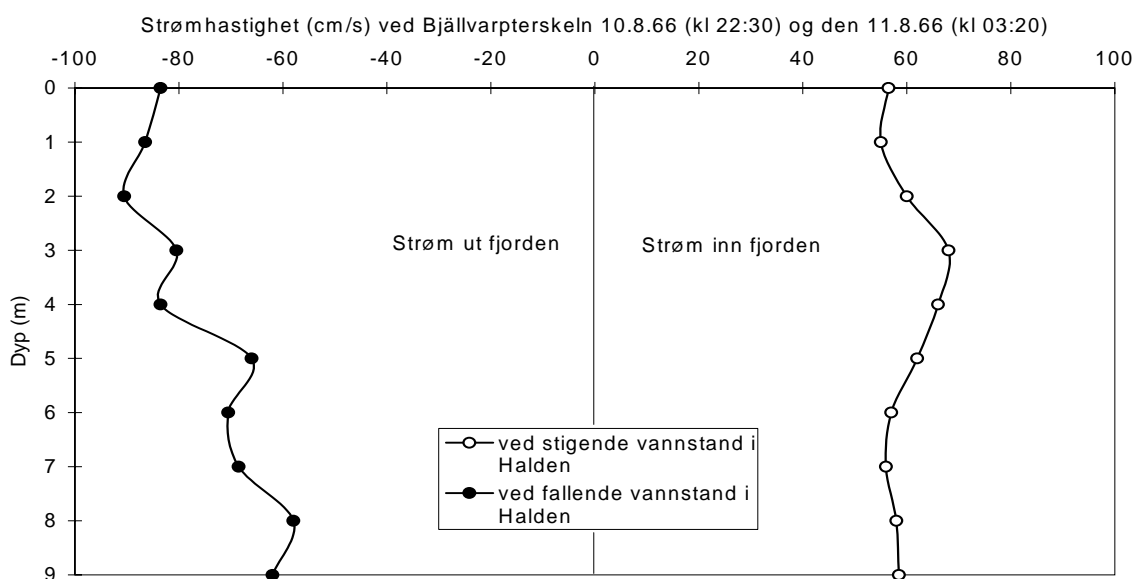


Figur 14. Tetthetsvariasjonen ($\sigma\text{-t} = (\text{tettheten}-1) \times 1000$) i Kosterfjorden, Singlefjorden og Ringdalsfjorden (R5) innenfor Svinesund, samt oksygenkonsentrasjonen (ml/l) i Ringdalsfjorden (R5) i 1995.

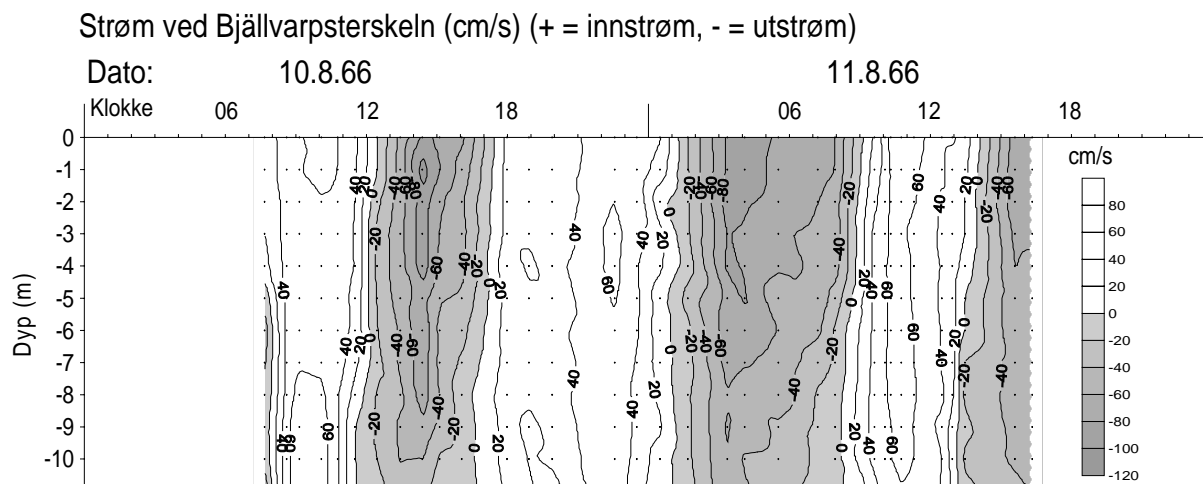
2.4.4 Strømforhold.

De sterkeste strømmene i fjordsystemet finner en ved tersklene. Strømmene er drevet av horisontale trykkforskjeller, som varierer med dypet, mellom Iddefjorden og Singlefjorden. Horisontal trykkforskjell oppstår dels gjennom forskjell i vannstand mellom Iddefjorden og Singlefjorden (barotrop trykkforskjell) og dels gjennom forskjellig vertikal tetthetsfordeling i de to vannområdene (baroklin trykkforskjell). I Iddefjorden og Svinesund vil midlere overflatestrøm være rettet ut av fjordsystemet på grunn av såkalt estuarin sirkulasjon, drevet av lokal ferskvannstilførsel og forsterket av vinddrevet opp-pumping (medrivning) av sjøvann til brakkvannslaget. I åpne fjordområder kan vinddrevne strømmer være dominerende i overflatelaget.

Det halvdaglige tidevannet gir nå opphav til maksimale dybdemidlet strømhastigheter over tersklene ved Svinesund og Bjällvarpet på henholdsvis ca. 0.8 og 0.6 m/s. Grunnet overlageret estuarin sirkulasjon kan en forvente høyere hastigheter i overflatelaget på fallende sjø og lavere på stigende. Ved Bjällvarpet kan overflatestrømmen på fallende sjø kunne komme opp i 1.5 - 2 m/s i ekstreme tilfeller og muligens enda høyere ved høy ferskvannstilførsel til fjorden i kombinasjon med hurtige vannstandsendringer i kystvannet. I dypere lag vil forholdene være motsatte med høyere hastigheter på stigende og lavere på fallende sjø. Ved den foreslåtte utvidingen av tverrsnittsarealet over tersklene vil tidevannsstrømmen generelt bli noe lavere. Overlagret intermediær sirkulasjon vil også medvirke til en asymmetrisk vertikal strømprofil. Ved avtakende tetthet i kystvannet blir forholdene omvendte. Figur 15 viser eksempel på strømmen ved Bjällvarpterskelen ved stigende og fallende vannstand i Halden. Figur 16 viser samtlige observasjoner fra området over en periode på ca. 2 døgn.



Figur 15. Observert strømhastighet ved Bjällvarpterskelen ved stigende og fallende vannstand i Halden.



Figur 16. Observert ut- og innstrøm (cm/s) ved Bjällvarpsterskeln den 10-11.8.1966.

Nettotransporten gjennom Svinesund er drevet av vannstandsforskjellen mellom Iddefjorden og Singlefjorden og begrenses av strømningsmotstand i Svinesund. Den dominerende strømningsmotstanden for fluktuierende strømmer, f.eks. tidevannstrømmer, er ved baroklin bølgeomotstand forårsaket av dannelse av indre bølger ved tersklene. Veggfriksjon er av underordnet betydning i de fleste sund så lenge strømhastigheten i sundet er lavere enn hastigheten av de indre bølger i bassengene som omgir terskelen og sundets lengde er mindre enn ca. 100 ganger sundets dyp, (kfr. Stigebrandt, 1997). Det vil normalt dannes indre bølger på begge sider av en terskel. I Svinesund med to terskler fås baroklin bølgeomotstand fra begge tersklene.

Hvis lagdelingen i de omgivende fjordbassengene simuleres med to lag, med skilleflaten på terskelnivå, beskrives transporten Q over en terskel (kort sund) av følgende formel (Stigebrandt, 1997)

$$Q = \frac{g\Delta\eta}{2c_g} \frac{B H_t (H_t + H_b)}{H_b} \quad (1)$$

hvor $\Delta\eta = h_o - h_i$ er vannstandsforskjellen mellom de to bassengene, g tyngdeakselerasjonen, H_t terskeldypet, H_b midlere dyp av bassengvannet, B midlere bredde av det vertikale terskeltverrsnittet og c_g er gruppehastigheten for indre bølger i omgivende basseng. For enkelhets skyld er det antatt at c_g er like stor i begge bassengene. Formel (1) har blitt testet på bl.a. Knight Inlet, British Columbia og indre Oslofjord med gode resultat.

I et fjordbasseng som Iddefjorden, med kun en forbindelse med åpent hav, er vannstandsendingen per tidsenhet dh_i/dt gitt av transporten Q og ferskvannstilførselen Q_f

$$A_f \frac{dh_i}{dt} = Q + Q_f \quad (2)$$

hvor A_f er fjordens overflateareal.

Transporten under en tidsperiode gjennom Svinesund kan beregnes hvis en har tilgang til tidsrekker av observert vannstand utenfor Svinesund og ferskvannstilførselen. For beregningene vil en betrakte de to tersklene i Svinesund som tilhørende henholdsvis mellomliggende basseng (#1) og Iddefjorden (#2) og

bassengene er koplet i serie. Følgende verdier blir brukt for beregningene $A_{f1}=0.27 \text{ km}^2$, $H_{b1}=12 \text{ m}$, $H_{t1}=9 \text{ m}$, $B_1=58 \text{ m}$, $c_{g1}=0.5 \text{ m/s}$ $A_{f2}=20.3 \text{ km}^2$, $H_{b2}=19 \text{ m}$, $H_{t2}=9.5 \text{ m}$, $B_2=78 \text{ m}$, $c_{g2}=0.6 \text{ m/s}$.

Transportmodellen basert på Lign. (1) og (2) er blitt kjørt med en amplitude på 0.15 m i Singlefjorden og resultatene viser at middels Q under en tidevannssyklus er ca. $113 \text{ m}^3/\text{s}$. Sammenlignet med det halvdaglige tidevannet utenfor Svinesund er tidevannet i Iddefjorden forsinket med en drøy time og amplituden er redusert til ca. 83 %. Dette stemmer godt med observasjoner rapportert i Volent (1981). Volent fant at strømningsmotstanden ikke kan forklares med vegg- (bunn-) friksjon eller akselerasjon i trange partier. Dette viser at strømningsmotstanden i Svinesund hovedsakelig er ved baroklin strømningsmotstand.

2.4.5 Vannutskiftning.

Vannkvaliteten i Iddefjorden avhenger av 1) kvaliteten på innstrømmende vann, 2) påvirkning på vannet når det befinner seg i fjorden samt 3) vannets oppholdstid i fjorden. Punkt 2) er sterkt koplet til utslipp (av kvalitetspåvirkende substanser) til fjorden. Forandringer i Svinesunds topografi berører fremst punkt 3) - dvs utskiftningen av ulike vannlag i fjorden. For en fjord med stor tilførsel av miljøpåvirkende materiale gjelder generelt at vannkvaliteten blir dårligere ved forlenget oppholdstid (reduert vannutskiftning). Nedenfor redegjøres kort for hvordan oppholdstiden for de ulike vannlagene i Iddefjorden avhenger av topografien i Svinesund.

Overflatelagets oppholdstid.

Lokal tilførsel av ferskvann til en fjord gir opphav til et overflatelag med lavere saltholdighet (brakkvannslag) enn i vannområdet utenfor. Overflatelagets tykkelse og saltholdighet bestemmes av ferskvannstilførselens størrelse, fjordens areal, munningens bredde samt av vindstyrken.

En analytisk teori for fjorder med smal munning kan brukes for å anslå tilstanden i fjordens brakkvannslag (Stigebrandt, 1981). Teorien forutsetter at brakkvannslagets tykkelse er liten sammenlignet med terskeldypet. Brakkvannsstrømmen antas å være hydraulisk kontrollert (såkalt enkelkritisk strøm) der fjorden har minst bredde, i foreliggende tilfelle ved Bjällvarpterskelen. Effekter av friksjon mellom utstrømmende brakkvann og underliggende vann ser en bort fra.

I følge teorien er ferskvannets (brakkvannslagets) oppholdstid, T_f gitt av følgende uttrykk

$$T_f = \phi A_f \left(\frac{I}{g' B^2} \right)^{1/3} Q_f^{-1/3} \quad (3)$$

Her er A_f fjordens overflateareal innenfor terskelen (20.63 km^2), ϕ er en empirisk konstant (~ 1.73) for brei fjord med smal munning), $g' = g\beta S_2$, hvor g er tyngdeakselerasjonen, β en empirisk konstant (0.0008) som beskriver hvordan sjøvannets tetthet avhenger av saltholdigheten og S_2 er saltholdigheten i det intermediære laget, Q_f er ferskvannstilførselen til fjorden og B er munningens bredde ved havoverflaten (midlere bredde over tykkelsen av brakkvannslaget hvis sundets vegger ikke er vertikale).

Formel (3) viser at, med alt annet uforandret, så vil oppholdstiden avta når bredden ved havoverflaten økes. Formelen gir at overflatelagets oppholdstid er ca. 11.8 døgn under nåværende forhold ($B=75 \text{ m}$ ved Bjällvarpet) ved ferskvannstilførsel lik $30 \text{ m}^3/\text{s}$.

Brakkvannslagets midlere saltholdighet S_1 og midlere tykkelse H_1 inne i fjorden gis av følgende formler:

$$H_1 = \frac{N}{2Q_f g'} + \phi \left(\frac{Q_f^2}{g' B^2} \right)^{1/3} \quad (4)$$

$$S_1 = \frac{S_2 N}{N + 2\phi \left(Q_f^5 \left(\frac{g'}{B} \right)^2 \right)^{1/3}} \quad (5)$$

Her er $N=CW^3A_f$ hvor $C=2,5 \times 10^{-9}$ er en empirisk konstant som bl.a. inneholder friksjonskoeffisienten for luftens strømming over havoverflaten og W er vindens fart.

Med $Q_f=30 \text{ m}^3/\text{s}$, $S_2=25$ og $W=4$ (6) m/s blir brakkvannets saltholdighet $S_1=3.6$ (9.1) og tykkelsen $H_1=1.9$ (2.5) m. Det foreslåtte inngrepet endrer ikke bredden nær havoverflaten og dermed ikke brakkvannslaget i fjorden (gjelder hvis brakkvannsstrømmen kan betraktes som enkelkritisk). En kan derfor gå ut fra at også mønsteret for horisontale gradienter i overflatesaltholdigheten vil forbli upåvirket.

I eksemplet ovenfor har midlere ferskvannstilførsel blitt brukt. Om sommeren er tilførselen av ferskvann mindre og den estuarine sirkulasjonen får dermed mindre betydning for vannutskiftningen i fjorden. Ved meget liten ferskvannstilførsel over tilstrekkelig lang tid (en måned eller mer) kan den estuarine sirkulasjonen være umulig å påvise.

Det intermediære vannets oppholdstid

Vannet over terskeldyp i Iddefjorden blir kontinuerlig blandet med vannet utenfor som et resultat av at den vertikale tetthetsfordelingen utenfor Svinesund endres hele tiden (se Figur 14). Ved dette oppstår indre (barokline) horisontale trykkforskjeller over munningen. En del av den horisontale trykkforskjellen blir brukt for å akselerere vann gjennom munningen. Stigebrandt & Aure (1990) gjennomførte simuleringer ved hjelp av en numerisk fjordmodell for et stort antall fjorder med ulik munningstopografi og overflatearealer. Fra de numeriske resultatene ble følgende uttrykk for den intermediære vannutskiftningen Q_i utledet

$$Q_i = \gamma \sqrt{A_t A_f g \Delta M / \rho} \quad (6)$$

hvor den empiriske konstanten (γ) har verdien 17×10^{-4} , A_t er munningens effektive tverrsnittsareal og ΔM (kg/m^2) er et mål på drivkraften i den intermediære vannutskiftningen. $\Delta M = \Delta M(H_t)$ øker med økende terskeldyp H_t , se Stigebrandt & Aure (1990).

For kystområdet utenfor Singlefjorden kan ΔM bestemmes ved hjelp av figurene i Gustafsson & Stigebrandt (1996). For $H_t=9$ m fåes $\Delta M=65 \text{ kg}/\text{m}^2$ og med $A_t=520 \text{ m}^2$ kan den intermediære vannutskiftningen beregnes, fra formel (4), til ca $140 \text{ m}^3/\text{s}$. Den intermediære vannutskiftningen vil øke med en utviding og fordypping av Bjällvarpterskelen.

Gjennom tidevannets høying og senkning av overflaten i Iddefjorden, transporteres i middel ca. $113 \text{ m}^3/\text{s}$ henholdsvis ut av og inn i fjorden. Ettersom området mellom hovedtersklene og over 10 m dyp har et volum som er omtrent en tredjedel av volumforandringen i Iddefjorden i løpet av en tidevannssyklus blir den effektive vannutskiftningen noe redusert p.g.a bufringen i bassenget mellom tersklene. På den annen side vil de barokline transportsystemene, estuarin sirkulasjon og intermediær vannutskiftning, til en viss grad redusere denne effekten. Den tidevannsdrevne vannutskiftningen er i en viss grad avhengig av forandringer i munningens topografi, kfr. Lign. (1).

Dypvannet/bassengvannets oppholdstid.

Bassengvann blir utskiftet når vannet utenfor og over terskelen har høyere tetthet enn bassengvannet (Figur 14). Hvis dette er tilfelle over tilstrekkelig lang tid kan hele vannmassen bli utskiftet. Bassengvannet får sin tetthet redusert med tiden gjennom blanding med ovenforliggende lettere vann. Jo hurtigere tetthetsminskning jo oftere blir bassengvannet utskiftet. I virkeligheten skjer ofte delvise utskiftninger med en varighet av noen få tidevannssykluser i forbindelse med oppstrømning ved kysten av vann med høy tetthet.

Figur 14 viser hvordan vannets tetthet har variert på forskjellige dyp i 1995. Et fremtredende og vanlig trekk er at tettheten endres mindre med økende dyp. Tettheten avtar over lange perioder for så å øke sprangartet i løpet av en kort periode. Den langsomme tetthetsreduksjonen skyldes turbulent blanding i bassengvannet mens den sprangvise økningen oppstår i forbindelse med vannutskifting når vann med høyere tetthet trenger ned i bassenget. Disse to faser i tetthetsutviklingen finner en også høyere oppe i vannsøylen, men stagnasjonsperiodene blir kortere med minkende avstand til terskelnivået.

Terskelbassenget får sin oksygenforsyning hovedsakelig med innstrømmende nytt bassengvann selv om det også forekommer viss tilførsel gjennom turbulent diffusjon fra det intermediære vannlaget over bassengvannet. Oksygen blir forbrukt ved oksydasjon av organisk materiale. Når oksygenet er forbrukt vil anaerobe bakterier stå for nedbrytingen av organisk materiale hvorved hydrogensulfid blir produsert. Tilførselen av organisk materiale til Iddefjordens dypvann er blitt mye redusert i det seneste decenniet. Dette har medført at oksygenforholdene nå er mye bedre enn tidligere (se figur 10 og figur 11).

Blandingen i Iddefjordens bassengvann skjer hovedsakelig gjennom turbulens som får sin energi fra tidevannet via indre bølger (bølger i lagdelingen) som dannes ved Svinesundsterskelen av de fluktuierende barotrope tidevannsstrømmene. Jo høyere barotrop strømhastighet over terskelen desto mer energi går inn i de indre bølgene og dermed til blanding i terskelbassenget. Dette innebærer at blandingen blir mer effektiv jo mindre det vertikale tverrsnittsarealet er ved terskelen. Det finnes dog en øvre grense for barotrop strømhastighet over terskelen - for strømhastigheter over denne grenseverdien dannes ikke indre tidevann, men en stråle. Denne er mye mindre effektiv enn indre tidevann med hensyn til blanding i dypvannet, se Stigebrandt & Aure (1989). Energioverføringen fra det barotrope tidevannet til indre tidevann og turbulens gis av Stigebrandt & Aure (1989)

$$E = \frac{\rho}{2} \omega^2 a_i^2 \frac{A_f^2}{A_m} \frac{H_b}{H_b + H_t} c_i \quad (7)$$

hvor ρ er en referansetetthet, a_i er tidevannsamplituden inne i fjorden, ω er tidevannets vinkelfrekvens, $A_m (=B_m H_t)$ er munningens vertikale tverrsnittsareal og H_b er midlere dyp av bassenget under terskelnivå og c_i er fasehastigheten for de indre bølgene da lagdelingen blir tilnærmet med to lag med laggrense på terskeldyp ($c_i=0.6$ m/s). $A_m=740$ m², $H_t=9.5$ m og $H_b=19$ m.

Arbeidet mot oppdriftskreftene per tids- og horisontal flateenhet i terskelbassenget er

$$W = W_0 + \frac{Rf\phi E}{A_t} \quad (8)$$

hvor W_0 er den "bakgrunnsblanding" som skyldes andre faktorer enn tidevannet (f.eks. vind), A_t er fjordens areal på terskelnivå, Rf (Richardsons flukstall) er turbulensens virkningsgrad m.h.t. vertikal blanding og faktoren $1/\phi$ beskriver hvor stor del av den totale energien fra terskelgenererte indre bølger som kommer fra det halvdaglige tidevannet (også lavere frekvenser enn det halvdaglige tidevannet samt meteorologisk tidevann bidrar). I følge Stigebrandt og Aure (1989) er $W_0 \sim 18 \mu W/m^2$

for en fjord av Iddefjordens størrelse. Med $Rf=0.056$ og $1/\varphi = 0.6$ fås for en halvdaglig tidevannsamplitude inne i fjorden lik 0.124 m, $w=234 \mu W/m^2$.

Sammenhengen mellom tetthetsreduksjon per tidsenhet i bassengvannet, $d\rho/dt$ og W er beskrevet av Aure & Stigebrandt (1990).

$$\frac{d\rho}{dt} = -\frac{CW}{gH_b^2} \quad (9)$$

Til slutt kan en forvente at bassengvannets oppholdstid T_e er omvendt proporsjonal med $d\rho/dt$ (Aure & Stigebrandt, 1990) slik at

$$T_e = \frac{Re}{\frac{d\rho}{dt}} = -\frac{RegH_b^2}{CW} \quad (10)$$

hvor Re og C er empiriske konstanter. Teorien for tidevannsdrevet blanding i bassengvannet i fjorder har vist seg å gjelde i samtlige tilfeller hvor den er blitt prøvd, se f.eks. Stigebrandt & Aure (1989).

2.5 Beregning av oksygenforholdene

Utvidelse av strømtverrsnittene og økning av terskeldyp vil endre vannutskiftningen i fjorden innenfor, og dette må forventes å kunne ha virkning på oksygenforholdene i bassengvannet i Iddefjorden. Endringene vil imidlertid være et netto resultat av mange prosesser som griper inn i hverandre. For å belyse virkningen er det gjort simuleringer med en dynamisk fysisk/kjemisk/biologisk fjordmodell hvor primærproduksjon, partikkelnedsynking og nedbrytning av organisk stoff simuleres i sammenheng med overflateutveksling og vanntransporter. Modellen beskriver en fjord som et antall bassenger med i hovedsak gravitasjonsdrevet vannutveksling mellom dem, og en empirisk modellert vertikalblanding. Som inngangsdata krever modellen en beskrivelse av topografi, samt tidsserier for tilførsler, randbetingelser utenfor fjorden og meteorologiske forhold. Modellen er opprinnelig utviklet for indre Oslofjord, men har også vært brukt på Drammensfjorden (Sørensen *et al.* 1995) og Mossesundet (Bjerkeng og Molvær, 1996). Den er beskrevet i Bjerkeng (1994 a,b,c og d, 1995). For den aktuelle problemstillingen er modellen kjørt med to parallelle tidsforløp:

1. Dagens situasjon
2. Situasjonen etter sprenging og mudring.

Dette vil si at det eneste som skiller de to forløpene er at de tre strømtverrsnittene er endret, samt at vertikal blandingskoeffisient inne i Iddefjorden er justert ned med 6 % for situasjon 2., i tråd med det som er kommet fram ved beregning av vannutskiftning i kap.3.3. Inngangsdata ellers er identiske, og forskjellene mellom de to kjøringene gir derfor et estimat for forholdene før og etter utdyping av tersklene. Nedenfor redegjøres for hvordan inngangsdata til modellen er satt opp, resultatene beskrives i kap.3.4.

2.5.1 Topografi

Iddefjorden ut til Sponvik er i modellen delt inn i 6 bassenger (tabell 6). I tillegg kommer Singlefjorden, som også er lagt inn som basseng i modellen, med forbindelse sørover til havområdet ved Koster. Det er en fordel å ha et slikt større område simulert i modellen for å gi realistisk primærproduksjon, med poding av plankton inn i Iddefjorden. De topografiske data er vist i Tabell 6.

Tabell 6. Topografiske bassengdata brukt i modellkjøringene

Dyp (m)	Basseng 1 Berbyelva - Helleholmen	Basseng 2 Helleholmen - Brattøya	Basseng 3 Brattøya - Knivsholmen	Basseng 4 Knivsholmen - Svinesund	Basseng 5 Svinesund - Bjällvarp	Basseng 6 Bjällvarp - Sponvik	Dyp (m)	Basseng 7 Single-fjorden
	Areal (mill m ³)							Areal (mill m ³)
0	11.471	5.537	1.536	1.816	0.272	0.728	0	99.45
5	8.311	5.250	1.508	1.685	0.228	0.603	6	83.30
10	6.816	4.720	1.322	1.385	0.189	0.495	20	55.75
15	5.530	4.237	1.142	1.206	0.154	0.390	40	31.50
20	4.507	3.457	0.754	1.065	0.115	0.308	60	19.30
25	3.292	2.776	0.412	0.912	0.080	0.227	80	10.48
30	2.315	1.938	0.220	0.755	0.007	0.092	100	6.45
35	0.692	0.608	0.018	0.462				
40	0		0.0032	0.103				
45				0.0912				
Største dyp:	40	38	41	48	30.4	35.5		160

Tilsvarende er det 7 forbindelsestverrsnitt mellom bassengene i samme rekkefølge, den siste fra Singlefjorden og sørover mot området ved Koster. Modellen kan kjøres med to ulike sett av data for tverrsnittene, tilsvarende situasjonen i dag og etter utspredning og mudring på tersklene¹. Data for tverrsnittene ved Svinesund og Bjällvarpet er gitt i tabell 1.

I modellen er det definert buffervolumer i tilknytning til forbindelsene mellom bassengene. Transporten gjennom forbindelsestverrsnittene er styrt av vannstand (tidevann) og trykk gitt av forskjeller i tetthetsprofiler, men ikke all transport har permanent virkning som vannutveksling. Ved kortperiodisk fluktuerende transport gjennom tverrsnittene, f.eks. ved tidevannsvariasjoner, vil det delvis være det samme vannet som strømmer frem og tilbake. Det er håndtert gjennom buffervolumer, som fungerer som mellomlager for vann, som så enten kan føres tilbake til det bassenget de kom fra eller videre inn i neste basseng. For en nærmere forklaring og beskrivelse av mekanismen henvises til Bjerkeng (1994d). For Iddefjorden er buffervolumene stort sett gitt en lengde på begge sider av tverrsnittet som er omtrent lik bredden, og med en blandingsstid mot resten av det bassenget de ligger til på 1 døgn.

2.5.2 Tilførsler

De viktigste tilførslene til Iddefjorden er:

- Enningdalselva (også kalt Berbyelva) innerst i fjorden, dvs. til Basseng 1
- Tista, som renner ut ved Halden, dvs. til Basseng 2
- Avløpet fra Remmendalen renseanlegg, som slippes i Basseng 3.

Hvordan tilførselsdata er analysert og tilrettelagt for bruk i modellen er beskrevet i Vedlegg F.

2.5.3 Randbetingelser

Randbetingelser er satt opp ut fra hydrokjemidata i Kosterfjorden, ved en parametrisering med gradvis overgang fra et overflatelag til dypere lag gjennom et sprangsjikt, som beskrevet i Bjerkeng (1994c). Disse hydrokjemidata angir kvaliteten på det vannet som strømmer inn i modellområdet utenfra med vannutskiftningen.

¹ (Modellkonstant TOPO_NR = 1 eller 2)

Sjiktningen er svært varierende, og beliggenheten til sprangsjiktet varierer stort sett mellom 5 og 25 meter. I modellen er dypet for øvre grense for sprangsjiktet satt til i middel 10 m, med standardavvik 7 m, mens \log_{10} av sprangsjiktets tykkelse er satt til 1, med et standardavvik 0.5.[§] Disse verdiene er brukt for hele året. Kobling mellom sprangsjiktets beliggenhet og vind er beholdt som for ytre Oslofjord.

Tabellen nedenfor viser de verdier som er lagt inn som randbetingelser i modellen. Verdiene er spesifisert på månedsbasis, ut fra statistikk ut fra måledata for 1990-1996 for overflaten (0-2 m) og mellomdyp 30 m. Modellen bruker disse verdiene til å generere tidsserier med spesifisert gjennomsnitt og standardavvik, som en første ordens autoregressiv serie med typisk varighet av svingninger på ca. en uke (det er ikke grunnlag i data til å bestemme tidskonstanten direkte, det er brukt omtrent samme verdi som ved tidligere simuleringer for Oslofjorden, hvor ytre Oslofjord utgjorde randen). Sammenhengen mellom fluktuasjonene for de ulike variablene er ikke analysert, dette kunne vært tatt hensyn til ved modelleringen, men det antas at direkte modellering av hver variable er tilstrekkelig til å gi noenlunde realistiske forløp, iallfall m.h.t. forskjellen mellom scenariene. Randbetingelsene for hydrofysikk og næringssalter er vist i tabell 7. Data i tabellen brukes til å bestemme total-konsentrasjonene av næringssalter. Fordelingen på uorganisk form og organisk stoff, bl.a. fyttoplankton, gjøres med forholdene inne i fjorden som modell.

Det ligger store mengder organisk stoff i sedimentene fra tidligere tiders mye større utslipp. Derfor for å få realistiske reduksjonsrater for oksygenkonsentrasjoner har vi lagt til en bakgrunnsverdi for oksygenforbruk i sedimentene i tillegg til nedbrytning av planktonbiomasse som synker ned underveis i simuleringen.

[§] Se Bjerkeng (1994c) for nærmere forklaring.

Tabell 7. Grunnlagstabeller for generering av randbetingelser i modellen

			Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Juni	Juli	Aug	Sept	Okt.	Nov.	Des.
Temp. (°C)	Gj.snitt	0-2m dyp	3.81	1.89	1.32	4.21	8.29	14.2	15.6	18.8	15.8	12.4	8.69	6.48
		30 m dyp	5.67	5.1	5.58	5.01	5.34	7.96	11.3	13.3	14.3	12.8	9.91	8.84
	St.avvik.	0-2m dyp	2.18	1.63	1.95	0.52	1.32	3.19	0.91	1.96	2.27	1.04	1.17	1.41
		30 m dyp	1.47	2.24	1.24	0.98	0.41	1.92	1.83	1.61	2.44	1.87	1.98	1.29
Salt- holdighet (psu)	Gj.snitt	0-2m dyp	30.3	28.8	26.3	26.3	22.9	24.5	25.9	25.1	26.8	26.3	27.3	29.8
		30 m dyp	32.4	33.2	33.3	32.6	33.6	33.4	32.1	32.3	32.6	33.3	30.5	32.8
	St.avvik.	0-2m dyp	2.7	2.9	1.8	3.3	4.4	4.2	1.4	2.5	3.7	2.5	2.5	2.4
		30 m dyp	1.41	1.61	2.24	1.46	0.65	0.98	0.87	0.69	1.15	1.05	2.91	1.06
Oksygen (ml/l)	Gj.snitt	0-2m dyp	7.6	8.0	8.8	8.0	7.8	7.1	6.6	6.2	6.2	6.5	6.8	7.1
		30 m dyp	6.63	6.61	6.58	7.1	6.67	6.59	5.93	5.34	5.04	5	5.73	5.93
	St.avvik.	0-2m dyp	0.5	0.7	0.8	0.4	0.5	0.4	0.3	0.4	0.3	0.4	0.3	0.4
		30 m dyp	0.63	0.79	0.79	0.76	0.71	0.45	0.4	0.17	0.3	0.55	0.6	0.55
Tot-P (µg/l)	Gj.snitt	0-2m dyp	28.4	27.2	21.7	18.2	15.5	18	17.9	14.8	14.2	17.5	19.3	23.7
		30 m dyp	29.5	30.1	26	21	26.5	19.5	18.8	18.1	15.9	17.7	18.2	24.8
	St.avvik.	0-2m dyp	8.34	3.48	5.06	6.06	5.01	8.02	4.9	5.6	3.59	4.96	3.88	3.77
		30 m dyp	5.8	4.64	3.53	8.74	11.6	9.25	8.24	7.44	3.31	4.28	4.52	4.74
PO ₄ -P (µg/l)	Gj.snitt	0-2m dyp	20.2	18.8	11.6	3.23	2.31	1.9	2.38	2.13	1.86	2.37	7.02	14.1
		30 m dyp	21.8	23.3	21.5	12.8	17.2	6.86	5.68	7.79	6.42	8.77	10.1	18
	St.avvik.	0-2m dyp	3.92	2.94	8.2	2.79	2.13	1.22	2.26	1.8	1.26	1.49	2.42	3.52
		30 m dyp	1.92	2.28	4.75	7.96	6.16	5.95	2.64	4.97	3.51	5.6	5.01	4.06
Tot-N (µg/l)	Gj.snitt	0-2m dyp	260	270	249	288	237	224	234	206	178	197	199	213
		30 m dyp	246	233	234	286	198	197	171	187	142	151	167	193
	St.avvik.	0-2m dyp	51.6	51.8	40.1	92.1	54	62.5	129	48.7	48	19	41.8	39.3
		30 m dyp	53.8	45.1	72.1	88.5	45.1	44	33.4	70.8	21.2	19.3	20.1	28.7
NO ₃ NO ₂ (µg/l)	Gj.snitt	0-2m dyp	105	113	76.4	74.9	47.2	2.4	2.87	1.98	5.87	11.3	24.2	59.6
		30 m dyp	115	130	130	144	108	42.7	21.1	28.2	19.3	39.2	35	78.9
	St.avvik.	0-2m dyp	19.8	27	69.1	88.9	46.4	1.03	2.4	0.6	6.88	17.6	18.2	18.9
		30 m dyp	10.9	17.9	43	69.2	51.8	33	19.7	42.4	13.8	32.2	21.1	23.8
Silikat (µg Si /l)	Gj.snitt	0-2m dyp	206	172	150	49.2	128	28.1	34.4	19.1	36.3	50.2	81.7	127
		30 m dyp	152	170	175	84.9	111	46.7	59	83.9	82.3	87.5	86.7	146
Si	St.avvik.	0-2m dyp	45	66.4	123	43.4	138	48.5	21.5	9.3	28.6	30.9	46.5	66.4
Si		30 m dyp	28.1	39.8	81.6	58.2	66.9	32.8	43.2	83.2	43.8	43.1	60.9	53.9

2.6 Bløtbunnsundersøkelser

Prøvene ble tatt den 30. oktober 1996 med en 0.1 m² grabb (van Veen). Stasjonenes beliggenhet er vist på kart i figur 12 og tabell 3 og deres posisjoner og dyp i Tabell 8.

Grabb prøvene ble vasket gjennom 5 mm og 1 mm sikter og det gjenværende materiale fiksert i 4% nøytralisert formalin og senere overført til 70% etanol.

Dyrene ble sortert ut, artsbestemt og tallet. Det ble bestemt parametre som individtetthet for hver art, artsmangfold m.m. for hver enkelt grabb.

Artsmangfold er beregnet ved indeksen H (Shannon og Weaver, 1963) og ved forventet antall arter pr. 100 individer (ES₁₀₀) (Hurlbert, 1971). Normal verdi for H er 3.5-4.5 og for ES₁₀₀ 20-35. Verdier lavere enn ca. 3 for H og ca. 18 for ES₁₀₀ tyder på ugunstige miljøforhold (Rygg og Thélín, 1993).

På bakgrunn av faunadata er indikatorindeksen AI beregnet i henhold til Rygg (1995).

Tabell 8. Stasjonenes posisjoner og dyp.

Stasjon	Nord	Øst	Dyp (m)
ID35	59°05,31	11°12,81	72
ID36	59°05,24	11°13,33	31
ID40	59°05,28	11°13,60	18
ID33	59°05,31	11°13,90	31
ID32	59°05,40	11°14,14	34
ID31	59°05,44	11°14,25	33
ID24	59°05,56	11°14,90	8
ID17	59°05,77	11°15,47	28
ID16	59°05,81	11°15,77	30
ID6	59°05,81	11°16,16	7
ID3	59°05,88	11°16,41	26
ID2	59°05,89	11°16,77	29
ID1	59°05,92	11°16,92	42
ID42	59°06,70	11°18,49	35
ID43	59°06,89	11°20,40	39

2.7 Hardbunnsundersøkelser

Data for bestemmelse av forekomst av hardbunnsorganismer i de aktuelle områder i Iddefjorden stammer fra:

- Tidligere undersøkelser der en har fotografert dyre- og plantelivet på faste flater under vann (stereofotografering).
- Dykkebefaring med videofilming

I tillegg har undersøkelser av strandsonens makroalger gjennom flere år siden 1970-årene (senest i 1992, Rueness & Wiik (upublisert toktrappreport) samt aktiviteten til Halden sportsdykkeklubb (Jacobsen *et al.* 1995) gitt supplerende informasjon.

2.7.1 Stereofotografering

Som et ledd i overvåkingen av Iddefjorden ble det i 1978 etablert stereofotostasjoner på to hardbunnslokaliteter (figur 17, tabell 9); en nær området ved Hummerholmegrunn (Sponvika, I1) og en ved Kråkenebbet (Kråkenebbet lykt, I2) innenfor terskelen ved Svinesund.

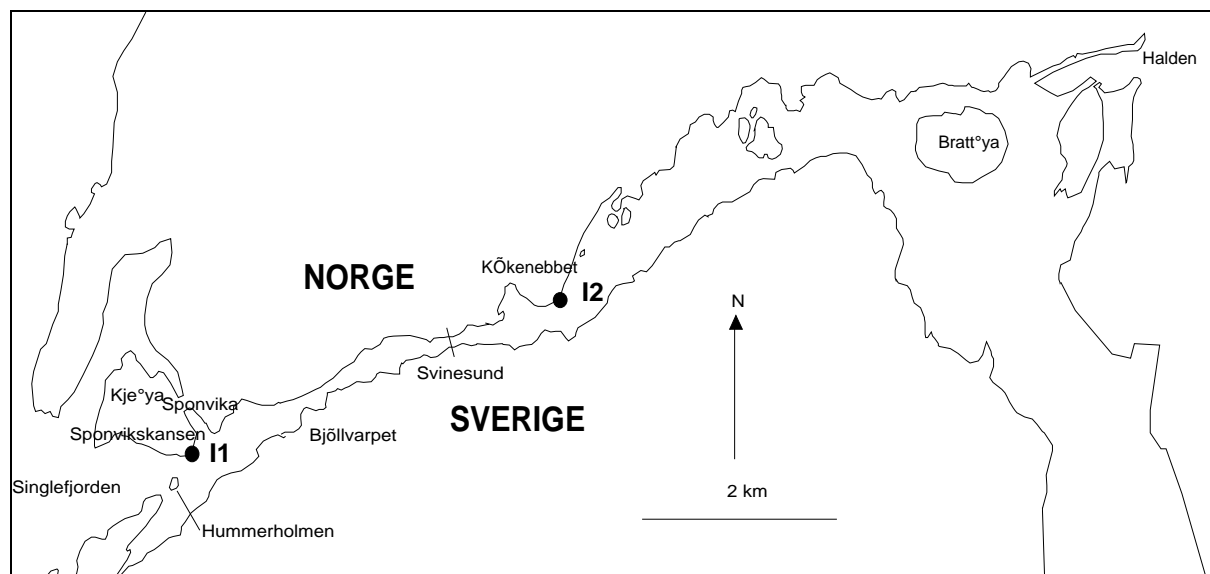
Sponvika, stasjon I1: Denne stasjonen ligger like øst for Sponvikskansen lykt, en drøy kilometer utenfor Bjällvarpterskelen. Avstanden til Hummerholmegrunn er mindre enn 200m. Bunnen på denne stasjonen har en helningsgrad som varierer mellom 30 og 90° og derfor er deler av stasjonen mer utsatt for nedslamming enn det stasjon I2 er.

Kråkenebbet lykt, stasjon I2: Denne stasjonen ligger like øst for Kråkenebbet lykt, en drøy kilometer innenfor Svinesundbrua. Flatene som fotograferes er fjell som tilnærmet er vertikale.

Ved registreringene fotograferes et fast, avgrenset areal ved hjelp av to parallellmonterte og synkroniserte kameraer.

På hver lokalitet ble bunnen fotografert på tre ulike dyp: i det brakke overflatevannet, i intermediært vann over terskeldyp og i intermediært vann under terskeldyp. Hensikten var å følge utviklingen hos organismesamfunnene på hardbunn i ulike deler av fjorden.

Stasjonene har vært besøkt 19 ganger siden undersøkelsene startet i 1978. Resultatene fra de første årenes overvåking (1978-82) er beskrevet i Magnusson *et al.*, (1983) og i Christie & Green (1982). I Helland & Walday (1996) er resultatene fra undersøkelsene i 1985, 1992 og 1994 sammenholdt med de tidligere publiserte resultater for å se om det fortsatt kunne registreres en positiv utvikling i hardbunnsamfunnene i fjorden.



Figur 17. Kart som viser plasseringen av de to stereofotostasjoner. I1 Sponvikskansen, I2 Kråkenebbet (se også tabell 9).

Tabell 9. Posisjoner, dyp, himmelretning og helningsvinkel for stereofotostasjonene i Iddefjorden.

Lokalitet	Posisjon	Dyp	Himmelretning/helling
I1, Sponvikskansen	N 59°05,3	2	Ø / 50-90°
	Ø 11°13,7	8	Ø / 60-80°
		12	Ø / ca. 30°
I2, Kråkenebbet lykt	N 59°06,1	2	Ø / ca. 90°
	Ø 11°17,5	7	Ø / ca. 90°
		17	Ø / ca. 90°

2.7.2 Dykkebefaring med videofilming

Den 21. mai ble det gjennomført en dykkebefaring på tre områder i Iddefjorden; Hummerholmegrunn, på terskelen ved Bjöllvarpodden og på terskelen i Svinesund (se kart, figur 2 og figur 3). På de to sistnevnte ble det også gjort undervanns video-opptak. Ved denne type undersøkelse er det kun de mest vanlige og lett synlige organismer som blir registrert. Det var ved anledningen en forholdsvis sterk innadgående strøm på bunnen ved tersklene. På ca 4m dyp var det et sprangsjikt mellom det ferske 'brune' overflatevannet med meget dårlig sikt (< 1m), og det underliggende og klarere intermediære vannet. Ved Hummerholmegrunn var strømmen også merkbar, men ikke fullt så sterk og sikten i overflatevannet var også noe bedre. I kap. 3.6.2 er det gitt en kort beskrivelse av forholdene på de tre lokalitetene.

3. Resultater

3.1 Miljøgifter i sediment

For hvert av de berørte hovedområdene (Svinesund, Bjällvarpet/Seläter, Hummerholmegrunn) presenteres analyseresultater for løsmasser fra:

- Berørte bunnområde i 0-12 m dyp der mudring/sprengning er planlagt. Blandprøve fra dette materialet betegnes som "Dumpemasse".
- Bunnområder i 12-20 m dyp nær de områder der sprengning er planlagt. Dette anses som bunnområder som potensielt kan bli forstyrret under selve mudrings/sprengnings arbeidet. Blandprøve fra dette materialet betegnes som "Mulig forstyrrede sedimenter".
- Området på dyp større enn 20 m umiddelbart utenfor og innenfor området der det er planlagt inngrep. Dette anses som bunnområder som også potensielt kan bli noe forstyrret under selve mudrings/sprengnings arbeidet. Blandprøve fra dette materialet betegnes som "Utenfor/innenfor terskel".

I tillegg til resultater fra selve terskelområdene presenteres data for analyser av sediment fra 3 mulige dumpeområder. Rådata for alle analyseresultater er gitt i vedlegg E.

På grunnlag av analyseresultatene er sedimentet klassifisert i ulike tilstandsklasser (tabell 10).

Analyseresultatene fra Svinesund, Bjällvarpet/Seläter, Hummerholmegrunn samt dumpeområder er vist i tabell 11 - tabell 14.

Innholdet av metaller i overflatesedimentene (0-10 cm) lå under eller relativt nær øvre grense for det som anses som et høyt bakgrunnsnivå i diffust belastede områder (tabell 11-tabell 14) dvs. tilstandsklasse I-II. I potensielle dumpeområder var det et noe høyere innslaget av metall konsentrasjoner i tilstandsklasse II (tabell 14).

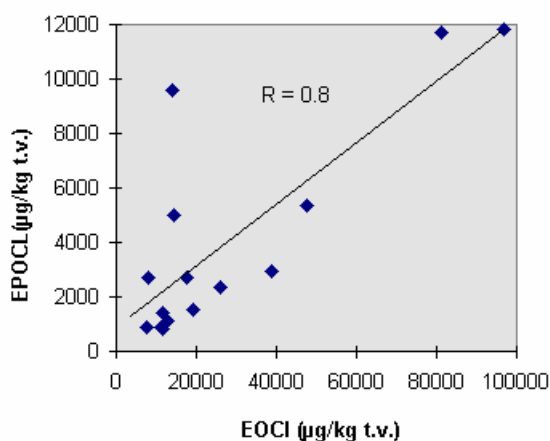
En rekke klororganiske forbindelser er blitt analysert (se vedlegg E). En del av disse er knyttet til tidligere utslipp fra landbruk (nedbrytningsprodukter av DDT, heksaklorsykloheksan) eller industriaktivitet (HCB, 5CB, OCS). Ingen av disse forbindelsene viste spesielt høye konsentrasjoner i overflatesedimentet og vil ikke bli omtalt videre.

PCDF/PCDD er også en gruppe klororganiske forbindelser som kan tenkes å opptre i forbindelse med treforedlingsvirksomhet. Innholdet av PCDF/PCDD lå imidlertid på bakgrunnsnivå for diffust belastede områder på de to analyserte prøver fra henholdsvis Bjällvarpet/Seläter (tabell 12 og dumpeområde (tabell 14).

Klorbleking ved Saugbrugsforeningen ble avsluttet i 1991. Dette er en prosess som kan gi opphav til en hel rekke ulike klororganiske forbindelser. De relativt høye nivåer av ekstraherbare persistente organiske forbindelser som inneholder klor (EPOC1) i alle de undersøkte sedimentprøver fra Svinesund (tabell 11), og i sediment dypere enn 12m fra Hummerholmegrunn (tabell 13) og i de dypere områder ved Bjällvarpet/Seläter (tabell 12) samt i alle potensielle dumpeområder (tabell 14) er

i hovedsak en følge av påvirkning fra treforedlingsindustri. De relativt høye nivåer (klasse III-IV) av EPOCl gjør seg også gjelden i områder dypere enn 12-20 m som kan forstyrres av de planlagte inngrep mens høye nivåer (klasse III) av EOCl i hovedsak opptrer i dumpeområdene (tabell 14).

Konsentrasjonen av EPOCl i potensielle dumpemasser fra Bjällvarpet/Seläter (tabell 12) lå under deteksjonsgrensen ($500 \mu\text{g}/\text{kg}$) som igjen lå høyere en antatt høyt bakgrunnsnivå (tabell 10). Konsentrasjonen av EOCl i sediment fra Svinesund lå imidlertid under et høyt bakgrunnsnivå (tabell 12). Siden det var en sammenheng mellom konsentrasjonen av EOCl og EPOCl (figur 18) er det sannsynlig at også konsentrasjonen av EPOCl i potensielle dumpemasser fra Svinesund også ligger under eller i nærheten av bakgrunnsverdi for diffust belastede områder. En sammenheng mellom EOCl og EPOCl er også funnet for i andre områder påvirket av treforedlingsindustri (Håkansson *et al.* 1988).



Figur 18. Konsentrasjonen av EPOCl som funksjon av konsentrasjonen av EOCl for alle analyserte prøver.

PCB er en gruppe forbindelser som tidligere har hatt en relativ bred anvendelse. Ny bruk av PCB i Norge ble faset ut i 1980 og all bruk i 1994 (all PCB skal være forsvarlig destruert innen 1999). Relativt høye nivåer av PCB ble observert i dumpemassene og i sedimentet (5-10 cm) som kan bli forstyrret ved de planlagte inngrepene ved Svinesund (tabell 11). Også på dypere vann ved Hummerholmegrunn inneholdt sedimentene høye nivåer av PCB (klasse III). PCB nivåene i sedimentet fra Bjällvarpet/Seläter og i dumpeområdene var imidlertid mer moderate (klasse I-II).

Ut fra de konsentrasjoner som er observert er det EPOCl, EOCl og PCB og ikke metaller som må tillegges størst vekt når en skal vurdere faren for spredning av miljøgifter som følge av de planlagte inngrepene i Iddefjorden.

Tabell 10. Benyttet system for klassifisering av sedimentenes tilstand etter innholdet av de ulike forbindelser i sedimentet.

- Cd, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn, EPOCl, Dioksin (TE) i følge SFT's miljøkvalitets kriterier (Knutzen et al 1993).
- Fe i følge foreløpig forslag i Knutzen og Skei (1990).
- EOCl etter Håkansson *et al.* 1988 og i tillegg bruk av samme faktor som for EPOCL (Knutzen et al. 1993).
- PCB₇ omregnet fra verdier oppgitt for Sum PCB i Knutzen et al. (1993) ($\text{Sum PCB} = 2.5 \sum \text{PCB}_7$).

Fargekode brukt på ulike tilstandsklasser er angitt:

Tilstandsklasse	Cd (µg/g t.v.)	Cu (µg/g t.v.)	Hg (µg/g t.v.)	Ni (µg/g t.v.)	Pb (µg/g t.v.)	Zn (µg/g t.v.)	Fe (mg/g t.v.)	EPOCl (µg/kg t.v.)	EOCl (µg/kg t.v.)	Dioksin TE (µg/kg t.v.)	∑ PCB ₇ (µg/kg t.v.)
Klasse I God	<0.25	<35	<0.15	<30	<30	<150	<40	<100	<6000	<0,03	<2
Klasse II Mindre god	0.25-1	35-150	0.15- 0.6	30-130	30-120	150- 700	40-170	100-500	6000- 30000	0.03-0.12	2-10
Klasse III Nokså dårlig	1-5	150- 700	0.6-3	130- 600	120- 600	700- 3000	170-800	500-2000	30000- 120000	0.12-0.6	10-40
Klasse IV Dårlig	5-10	700- 1500	3-5	600- 1500	600- 1500	3000- 10000	>800	2000- 15000	120000- 900000	0.6-1.5	40-120
Klasse V Meget dårlig	>10	>1500	>5	>1500	>1500	>10000	>800	>15000	>900000	>1.5	>120

Tabell 11. Resultater av kjemiske analyser av sediment fra Svinesund.

"Dumpemasse": Løsmasser/sedimenter som skal fjernes fra terskelen for å få 12 m dyp.

På terskel: Løsmasser/sedimenter fra 12-20 m dyp på terskel.

Utenfor/innenfor terskel: Løsmasser/sedimenter fra 12-20 m dyp utenfor og innenfor terskel.

O = Overflatesediment 0-5 cm

D = Sediment fra 5-10 cm dyp

i.a. = ikke analysert

I. God II. Mindre god III. Nokså dårlig IV. Dårlig

For klassifisering se tabell 10.

Prøve type (prøve nr.)	Cd (µg/g t.v.)	Cu (µg/g t.v.)	Hg (µg/g t.v.)	Ni (µg/g t.v.)	Pb (µg/g t.v.)	Zn (µg/g t.v.)	Fe (mg/g t.v.)	EPOCl (µg/kg t.v.)	EOCl (µg/kg t.v.)	Dioksin TE (µg/kg t.v.)	Σ PCB ₇ (µg/kg t.v.)
"Dumpemasse", O (22-4)	0.155	30.5	0.082	9.6	23.8	105	11.2	1100	12600	i.a.	27.7
"Dumpemasse", D (22-12)	0.115	35.1	0.054	9.7	17.9	88.8	10.4	2690	8000	i.a.	5.2
"Mulig forstyrrede sediment", O (22-3)	0.142	21.4	0.091	10.6	20	82.7	12.8	870	11100	i.a.	1.1
"Mulig forstyrrede sediment", D (22-13)	0.154	12.3	0.089	7.8	31.7	63.9	9.5	2680	17700	i.a.	15
Utenfor/innenfor terskel", O (22-5)	0.088	19.7	0.113	11.8	44.2	73.9	9.53	<500	6360	i.a.	1
Utenfor/innenfor terskel", D (22-14)	0.078	7.5	0.066	8.1	9.62	31.8	6.7	1500	19300	i.a.	0.7
Bakgrunn	<0.25	<35	<0.15	<30	<30	<150	<40	100	4000-6000	0.03	ca. 2

Tabell 12. Resultater av kjemiske analyser av sediment fra Bjällvarpet/Seläter

Se tabell 11 og tekst for en mer omfattende beskrivelse av hva prøvebetegnelse innebærer.

O = Overflatesediment 0-5 cm

D = Sediment fra 5-10 cm dyp

i.a. = ikke analysert

i.p. = ingen prøver


 I. God II. Mindre god III. Nokså dårlig IV. Dårlig

For klassifisering se tabell 10.

Prøve type (prøve nr.)	Cd (µg/g t.v.)	Cu (µg/g t.v.)	Hg (µg/g t.v.)	Ni (µg/g t.v.)	Pb (µg/g t.v.)	Zn (µg/g t.v.)	Fe (mg/g t.v.)	EPOCI (µg/kg t.v.)	EOCI (µg/kg t.v.)	Dioksin TE (µg/kg t.v.)	Σ PCB ₇ (µg/kg t.v.)
"Dumpemasse", O (22-1)	0.035	7.1	0.056	6.8	7.56	28.3	7.98	<500	2250	0.00054	0.65
"Dumpemasse", D (22-17)	0.034	5.7	0.055	5.6	9.67	27.9	7.0	<500	3650	i.a.	1.00
Mulig forstyrrede sedimenter", O	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.
Mulig forstyrrede sedimenter", D	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.
Utenfor/innenfor terskel", O (22-6)	0.129	16.7	0.107	10.7	26.8	70.9	11.1	820	11500	i.a.	1.30
Utenfor/innenfor terskel", D (22-11)	0.138	51.6	0.158	7.8	29	69.5	9.6	9600	14100	i.a.	4.90
Bakgrunn	<0.25	<35	<0.15	<30	<30	<150	<40	100	4000- 6000	0.03	ca. 2

Tabell 13. Resultater av kjemiske analyser av sediment fra Hummerholmegrunn.

Se tabell 11 og tekst for en mer omfattende beskrivelse av hva prøvebetegnelse innebærer.

O = Overflatesediment 0-5 cm

D = Sediment fra 5-10 cm dyp

i.a. = ikke analysert

I. God
 II. Mindre god
 III. Nokså dårlig
 IV. Dårlig

For klassifisering se tabell 10.

Prøve type (prøve nr.)	Cd (µg/g t.v.)	Cu (µg/g t.v.)	Hg (µg/g t.v.)	Ni (µg/g t.v.)	Pb (µg/g t.v.)	Zn (µg/g t.v.)	Fe (mg/g t.v.)	EPOCI (µg/kg t.v.)	EOCI (µg/kg t.v.)	Σ PCB ₇ (µg/kg t.v.)
"Dumpemasse", O	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.
"Dumpemasse", D	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.
Mulig forstyrrede sedimenter", O, (22-9)	0.075	15.6	0.076	11	20.2	67	11.3	5000	14200	11.40
Mulig forstyrrede sedimenter", D, (22-15)	0.088	12.7	0.068	11.3	19.2	58	10.4	870	7420	1.20
Utenfor/innenfor terskel", O, (22-8)	0.153	24.7	0.157	17.2	35.2	90.3	14.5	2350	26100	3.40
Utenfor/innenfor terskel", D, (22-18)	0.137	32.8	0.131	16.4	31	80.1	13.3	1410	11500	2.20
Bakgrunn	<0.25	<35	<0.15	<30	<30	<150	<40	100	4000-6000	ca. 2

Tabell 14. Resultater av kjemiske analyser av sediment fra potensielle dumpeområder.

Dumpe 2: Dypområdet mellom Svinesund og Bjällvarpodden

Dumpe 3: Dypområdet mellom Seläterodden og Sponvika

Dumpe 4: Dypområdet syd for Kjeøya

O = Overflatesediment 0-5 cm

D = Sediment fra 5-10 cm dyp

i.a. = ikke analysert


 I. God II. Mindre god III. Nokså dårlig IV. Dårlig

For klassifisering se tabell 10.

Prøve type (prøve nr.)	Cd (µg/g t.v.)	Cu (µg/g t.v.)	Hg (µg/g t.v.)	Ni (µg/g t.v.)	Pb (µg/g t.v.)	Zn (µg/g t.v.)	Fe (mg/g t.v.)	EPOCI (µg/kg t.v.)	EOCI (µg/kg t.v.)	Dioksiner, TE (µg/kg t.v.)	SUM Σ PCB ₇ (µg/kg t.v.)
Dumpe 2, O (22-2)	0.72	39.2	0.257	15	51.2	139	12.5	11700	81200	0.0034	7.60
Dumpe 2, D (22-10)	0.508	35	0.357	13.9	64.7	125	13.3	5370	47500	i.a.	6.50
Dumpe 3, O (22-7)	0.263	45.8	0.352	24.5	58.9	166	23.6	11800	96600	i.a.	7.50
Dumpe 4, O (22-16)	0.167	51.6	0.386	50.8	76.7	220	41.6	2920	38800	i.a.	5.30
Bakgrunn	<0.25	<35	<0.15	<30	<30	<150	<40	100	4000-6000	0.03	ca. 2

3.2 Sedimentasjonsforsøk

Utsynking av resuspenderte sedimenter fra 8 stasjoner i Iddefjorden ble målt ved at vått sediment ble blandet ut i sjøvann i en 1 m høy vannfylt sylinder og homogenisert ved hjelp av et røreverk. Konsentrasjonen ble målt i prøver tatt ut for ulike dyp og tidspunkter. Fremgangsmåten er nærmere beskrevet i kap. 2.3. Konsentrasjonene sank fra utgangskonsentrasjoner på 400-5000 mg/l i starten av forsøket ned til i størrelsesorden 10 mg/l i slutten av måleperioden på 1-2 døgn.

3.2.1 Kornfordeling og initiell utsynking

En varierende del av sedimentet sank ut øyeblikkelig, selv mens røreverket gikk. Data for dette er vist i venstre del av tabell 15. Kolonne (A) er sedimenttilsetning for utsynkingsforsøkene som tørrstoffkonsentrasjon, beregnet ut fra oppveid mengde våt sediment, målt tørrstoffprosent, og volum (30 l+ anslått sedimentvolum). Kolonne (B) er den målte startkonsentrasjon under omrøring, og på grunnlag av det er andelen suspendert stoff beregnet i kolonne C, som $100 \cdot B/A$.

Dette lar seg til en viss grad sette i sammenheng med målingene av kornfordeling. Som sammenligningsgrunnlag viser tabell 15 for hvert utsynkingsforsøk kornfordelingen i de blandprøver hvor vedkommende stasjon inngår, som andel av partikler som tilhører finfraksjonen ($< 63 \mu$). I de fleste tilfellene er kornfordelingen målt på prøver hvor flere stasjoner er slått sammen, men siden sammenslåingen er gjort ut fra områdenes karakter, er det likevel grunn til å tro at data for andel i finfraksjon kan være sammenlignbare med det en hadde i det materialet som ble brukt til utsynkingsforsøkene. I tillegg til hvilke stasjonsnr. som inngår er det også angitt hvilket sedimentdyp kornfordelingen ble målt for. Utsynkingsforsøkene kan regnes å gjelde materiale fra 0-5 cm sedimentdyp. Til slutt er det i tabellen beregnet hvor stor andel det suspenderte materialet utgjør som % av finfraksjonen for de resultatene som er mer eller mindre sammenlignbare.

Tabell 15. Sammenligning mellom suspendert fraksjon og kornfordeling

Utsynkingsforsøk					Kornfordeling				
Stasjon	Vann- dyp (m)	(A) Tørrstoff- tilsetning (mg/l)	(B) Start- kons. (mg/l)	(C) Susp. andel (%)	(D) Andel <63 μ (%)	Prøve nr.	Stasjoner i bland- prøve	Sed. dyp (cm)	Susp. som % av finfraksjon (C/D·100)
1	42	16 300	2 350	14	ingen kornfordelingsmåling				
6	7	12 700	1 640	13	17	22.4	6, 13	0-5	76
16	30	7 300	2 530	35 (snitt)	23 (snitt)	22.2	16, 17	0-5	(snitt
17	28	10 100	1 680	17 26)	25 24)	22.10	16, 17	5-10	108)
24	8	15 100	375	2.5	5.8 3.6	22.1 22.17	23, 24, 25 24, 25	0-5 5-10	43 69
32	34	6 400	4 840	75	68	22.7	32, 33	0-5	110
35	72	6 800	5 510	81	99	22.16	35	0-5	82
40	18	15 400	1 550	10	17 12	22.9 22.15	39, 40 40	0-5 5-10	59 83

Ut fra tabell 15 ser det ut til at det som ble suspendert i vannfasen utgjør 70-100 % av finfraksjonen ($< 63 \mu$), uansett hvor stor denne fraksjonen er. Sedimentene fra stasjon 24 ser ut til å bestå av mindre

enn 5 % fine partikler, og bare en tilsvarende liten del suspenderes i vannmassene, mens sedimentene på stasjon 32 og 35 skiller seg ut ved å bestå av nesten bare fine partikler som lar seg suspendere. For gjennomsnittet av stasjon 16 og 17 stemmer det meget godt, 26 % suspenderes, og finfraksjonen utgjør 24 %.

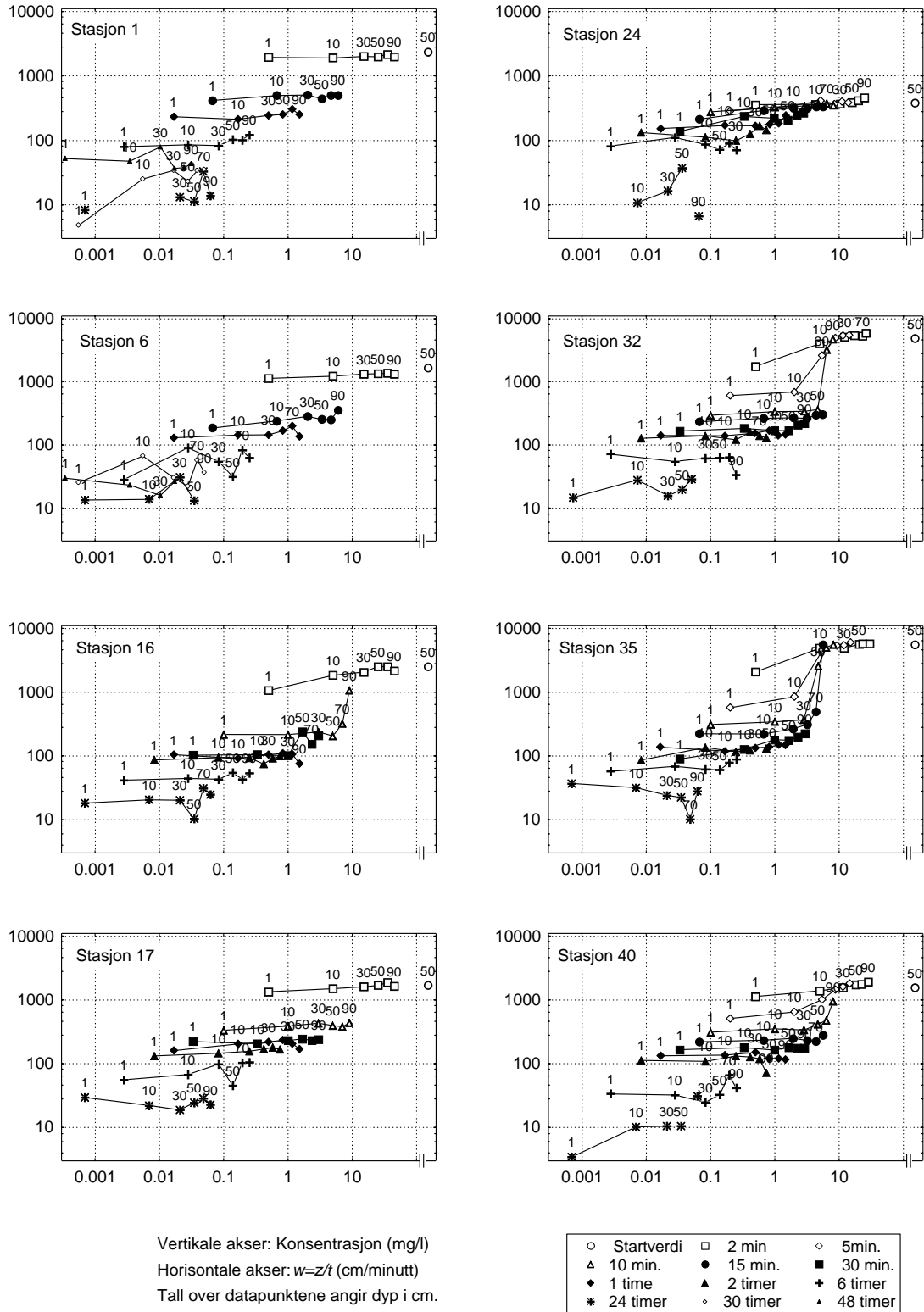
3.2.2 Sedimentasjon av resuspenderbar fraksjon

Naturlige sedimenter består av partikkelfraksjoner med høyst ulike synkehastigheter p.g.a. variasjon i partikkelstørrelse og egenvekt, og kan også ha ulike aggregeringsegenskaper hver for seg eller i kombinasjon. Hvilke fraksjoner som i det hele tatt blir suspendert vil avhenge av turbulensnivået ved omrøring, og en vil få segregering ut fra de ulike fraksjonenes synkehastigheter. Selv om de opprinnelige sedimentene varierer sterkt i sammensetning, vil det som blir suspendert i vannmassene være mere likt sammensatt m.h.t. utsynkingsegenskaper ved gitt grad av turbulens.

Når omrøringen stopper vil turbulensen reduseres i virvler av stadig mindre størrelse, og dør ut ganske raskt, og partiklene synker ut. Hvis de ulike partikkelfraksjonene synker uavhengig av hverandre og uten å endres underveis, kan sedimentets utsynkingsegenskaper beskrives som en kumulativ fordelingsfunksjon $F(w)$ over synkehastighet w . Hvis sedimentet er homogent fordelt med total konsentrasjon C_{sum} i det utsynkingen starter, og turbulent og molekylær diffusjon kan neglisjeres, vil konsentrasjon c_i for gitt (z_i, t_i) tilsvare den andelen som har synkehastighet $w \leq z_i/t_i$. Målte konsentrasjoner vil da være en funksjon av z_i/t_i :

$$c(z, t) = C_{sum} F(z/t) \quad (11)$$

dvs. at datapunktene for hvert forsøk skal falle langs én kurve i et plott av konsentrasjon mot $w = z_i/t_i$, som vil gi et direkte bilde av fordelingen $F(w)$. En slik fremstilling av konsentrasjon mot z/t er vist i figur 19 i dobbelt-logaritmiske skala. Det fremgår av figuren at en antagelse om uavhengig utsynking av forskjellige partikkelfraksjoner i liten grad er oppfylt. Figurene viser i stedet en homogen reduksjon med tid, dvs. at konsentrasjonen synker parallelt som funksjon av tid, uavhengig av dyp. Dette vedvarer gjennom mange av forsøkene i store deler av vannsøylen. Det er naturlig å se på dette som et resultat av at partiklene flokkulerer eller aggregerer til større partikler.



Figur 19. Målte konsentrasjoner som funksjon av dyp og tid ved utsynkingsforsøkene. Utgangskonsentrasjonen før røreverket ble stoppet ($t=0$) er lagt inn i figurene som referanse for de andre verdiene.

Flokkulering skjer ved kollisjoner mellom partikler, fremkalt av Brownske bevegelser, hastighetsgradienter (turbulens) og differensiert utsynking av ulike partikkelfraksjoner (van Leussen 1988), dvs. ulik synkehastighet og derved kollisjoner mellom ulike fraksjoner. Turbulens opp til en viss grense bidrar til dannelse av aggregater ved å øke kollisjonshyppigheten, men ved økende turbulens blir etterhvert oppbryting av aggregater og resuspensjon dominerende. Det finnes derfor et turbulensområde som er optimalt for flokkulering og rask utsynking, mens både svakere og sterkere turbulens kan gi mindre utsynkning.

I følge Stokes lov øker synkehastigheten for partikler proporsjonalt med kvadratet av partikkelradien, og aggregering vil derfor gi raskere utsynking enn om de sank uavhengig av hverandre. Økende aggregatstørrelse gir stort sett økende synkehastigheter, selv om effektiv tetthetsforskjell mellom aggregater og vann avtar med økende partikkelstørrelse, og demper dette. Hvis partiklene aggregerer til større partikler på vei nedover i vannet, vil midlere synkehastighet, dvs. sedimentfluks pr. konsentrasjon, øke nedover i vannmassen.

Utsynking beskrives som oftest ved synkehastigheter med dimensjon lengde/tid. Slike synkehastigheter vil gjelde som midlere verdier for utsynking fra den sjikt-tykkelse som betraktes, og kan ikke ha almen gyldighet.

Frekvensen av kollisjoner øker med konsentrasjon, og aggregering vil derfor øke synkehastighetene med økende partikkelkonsentrasjon opp til en viss grense (typisk 10 000 mg/l). Ved høyere konsentrasjoner enn dette vil utsynkingen hindres ved at det dannes sammenhengende nettverk av partikulært materiale, slik at synkehastigheten avtar.

Ved differensiert utsynking av partikkelfraksjoner vil de partiklene som synker raskest bli borte først. Det er altså to faktorer som kan bidra til at utsynkingsraten synker gjennom forsøkene: For det første ved at det er fraksjonene med størst synkehastighet som forsvinner raskest, for det andre at lavere konsentrasjoner gir mindre flokkulering.

Hvis utsynkingen som mengde pr. tid og flateareal betegnes q , vil integrert konsentrasjon C fra overflaten til dyp z (=samlet mengde pr. flateareal) være gitt av differensialligningen

$$\int_0^z \frac{\partial C(\zeta, t)}{\partial t} d\zeta = -q(z, t) \quad (12)$$

Hvis C endres parallelt i alle dyp, dvs. $C(z, t) = C(t)$, blir ligningen:

$$\frac{\partial C(t)}{\partial t} z = -q \quad (13)$$

dvs. at q må være proporsjonal med z og ellers bare en funksjon av t og/eller C for å forklare de oppnådde resultatene for øvre halvdel av kolonnene. Med C uavhengig av dyp betyr det at midlere synkehastighet, definert som $w=q/C$, må være gitt ved $w=k(t) \cdot z$. Det er ikke urimelig dersom flokkulering er dominerende, slik at en har partikler som vokser i omfang og med økende synkehastighet nedover i vannsøylen. Differensialligningen for C kan da skrives

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -k \cdot C \quad (14)$$

altså som en reduksjon over tid, homogent over hele vannsøylen. Koeffisienten k (tid⁻¹) kan eventuelt variere med tid og/eller partikkelkonsentrasjon. Ut fra en slik modell skulle reduksjonen gå like raskt

uansett hvor tykk skyen er, dvs. med spesifikke utfellingstider, og ikke synkehastigheter med dimensjon lengde pr. tid. I virkeligheten vil vi ikke vente at en så enkel beskrivelse av virkningen av aggregering kan være dekkende, men det antyder likevel at de oppnådde resultater kan forklares rimelig av at det skjer aggregering underveis.

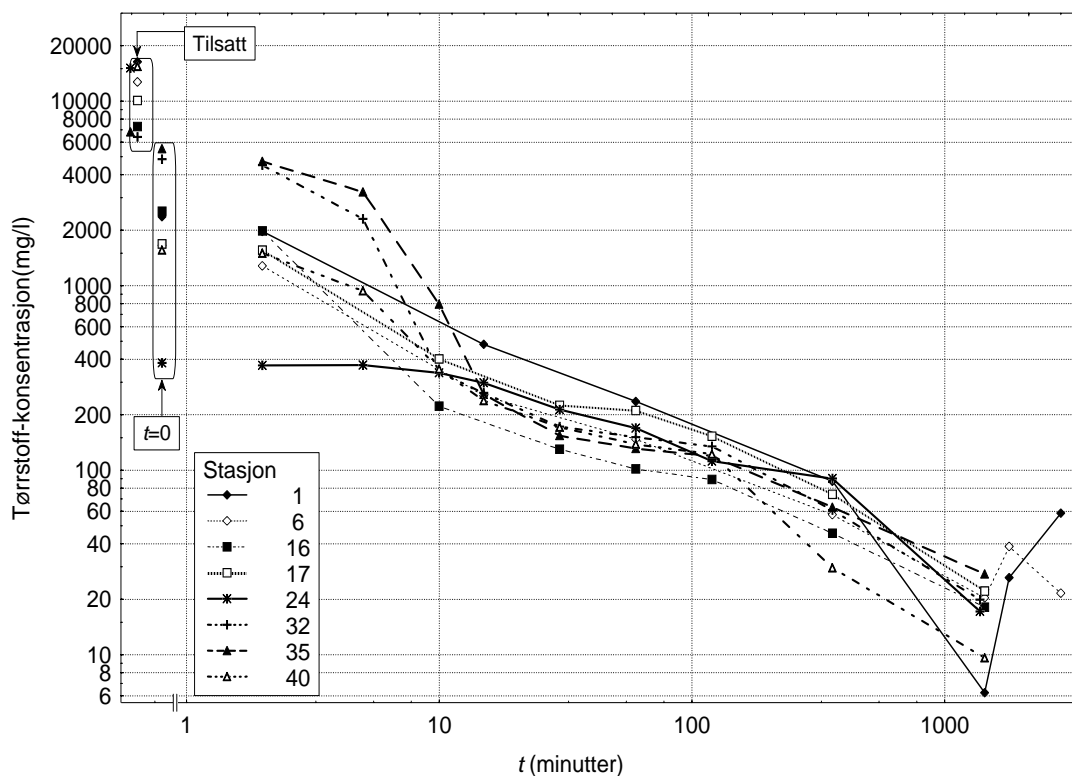
Ser vi på figur 19 viser resultatene for stasjon 1, 6, og 17 i hovedsak en homogen reduksjonen med tid i omtrent hele vannsøylen, som kan beskrives godt av ligning (14). Det samme gjelder stasjon 16 og 40, bortsett fra at det er en klar vertikal gradient i de nedre 30 cm etter 10 minutter, og for stasjon 40 også etter 5 minutter; da ble det ikke målt for stasjon 6. For stasjon 1, 6, 16, 17 og 40 ser det altså ut til at flokkulering dominerer prosessen, og at resultatene faktisk kan beskrives ganske godt med en utsynkingshastighet som øker lineært fra toppen av en opprinnelig partikkelsky.

For stasjon 32 og 35 varierer konsentrasjonene parallelt i de øvre 30-50 cm gjennom det meste av forsøket, etter innledende 10-15 minutter hvor den homogene del av vannsøylen er vesentlig mindre, mens konsentrasjonene i nedre del av vannsøylen, spesielt for stasjon 35, i større grad følger en kurve $c(z/t)$ som en vil vente ved uavhengig utsynking av ulike partikkelfraksjoner. Det samme gjelder til dels stasjon 24, men her er det en noe mindre del av vannsøylen som har homogene konsentrasjoner. For stasjon 24, 32 og 35 kan det se ut som utsynkingen i nedre del av vannsøylen ikke er påvirket av flokkulering i særlig grad, og går noe langsommere enn lenger opp. For stasjon 32 gjelder det bare i starten av forsøket, mens det for stasjon 35 og spesielt 24 er noe mer vedvarende.

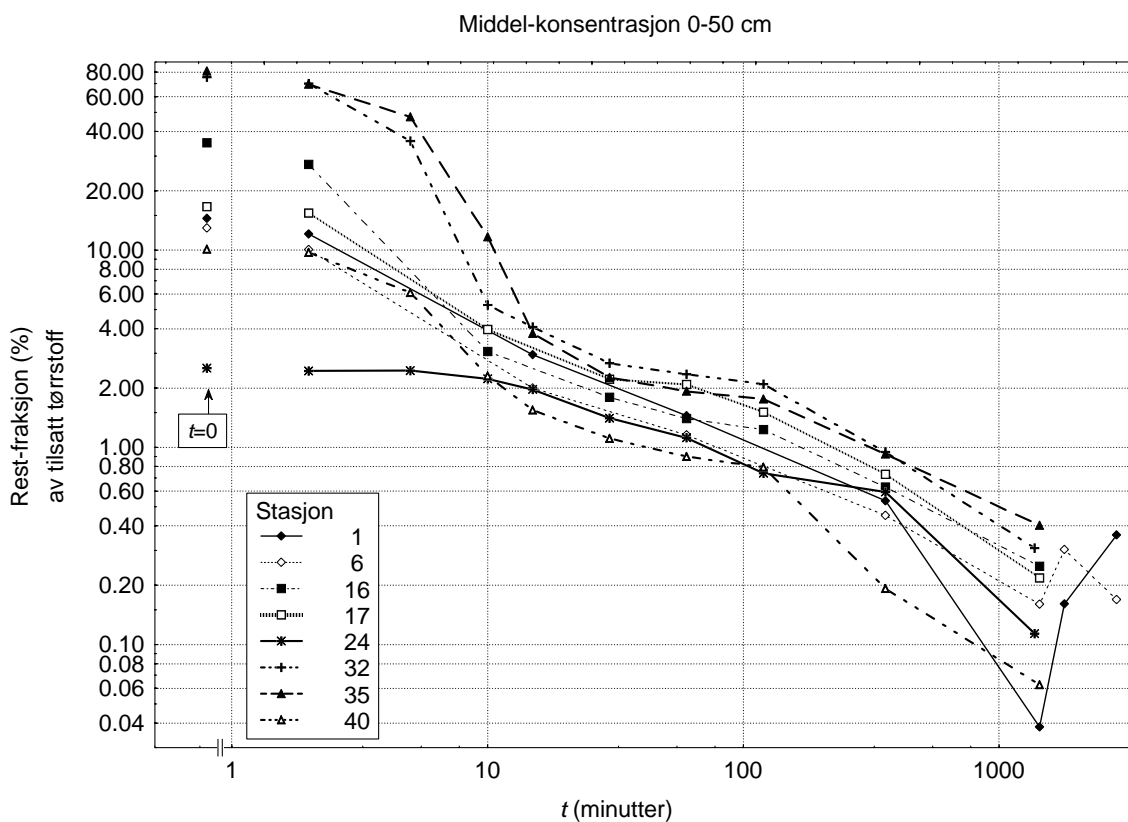
Felles for de fleste resultatene er at største tilsynelatende sedimenteringshastighet for den suspenderte fraksjonen er ca. 10 cm/minutt (dvs. 6 m/time). Alle resultater for $z/t < 10$ cm/minutt ligger omtrent på utgangskonsentrasjonen, og bare 20-30 % av det suspenderte materialet synker ut fra øvre del av vannmassen etter 2 minutter. For stasjonene 32 og 35 forsvinner 90 % av suspendert stoff svært brått med en tilsynelatende hastighet omkring 3-8 cm/minutt ut fra reduksjonen i nedre del vannsøylen, men det henger mer igjen høyere oppe, så det ser ut til å henge sammen med flokkulering. Disse stasjonene skiller seg også ut ved høyere suspendert andel, og høyere startkonsentrasjon i vannmassene enn de andre stasjoner. Stasjon 24 skiller seg ut i motsatt retning, med langt lavere startkonsentrasjon, men også lavere initiell utsynkingsrate enn andre stasjoner. Med unntak av de øverste 10 cm følger resultatene for denne stasjonen forholdsvis godt en enkelt kurve $c(z/t)$, hvor 50 % forsvinner med tilsynelatende synkehastighet $\geq 2-3$ cm/minutt, og 90 % med hastigheter > 0.1 cm/minutt. Det stemmer godt med resultater i van Leussen (1988), hvor typiske synkehastigheter i saltvann varierer mellom 0.1 og 1 mm/s, eller 0.6 og 6 cm/minutt.

Ellers er det vanskelig å beskrive resultatene ved synkehastigheter med dimensjon lengde/tid. For alle stasjonene er det slik at utsynkingen, i alle fall i de øvre deler av vannsøylen, kan beskrives godt av ligning (14). Figur 20 viser middelkonsentrasjon i de øvre 50 cm av vannsøylen som funksjon av tid[§]. Figur 21 viser de samme forløpene med konsentrasjonen skalert som andel av tilsatt sediment (tørrstoff). Begge plott har dobbelt-logaritmisk skala. Beregnet standardfeil for den midlede konsentrasjonen ut fra standardavviket for enkeltmålinger er ca. 11 mg/l for de laveste verdiene, kanskje mer for høye verdier. For alle stasjonene synker konsentrasjonen i det første døgnet (1440 minutter), og det er da igjen konsentrasjoner omkring 20 mg/l, ikke signifikant forskjellig mellom prøvene, dette utgjør 0.04 - 0.4 % av opprinnelig tilsatt tørrstoffmengde. Målinger gjennom annet døgn er bare gjort for to stasjoner, 1 og 6, og viser ingen signifikant videre reduksjon; konsentrasjonene er imidlertid lave, og derfor svært usikre.

[§] Konsentrasjonen er beregnet ved trapez-integrasjon mellom 1 og 50 cm, og antagelse om konstant konsentrasjon i øvre 1 cm.



Figur 20. Middell konsentrasjoner i øverste 50 cm av vannsøylen som funksjon av tid



Figur 21. Konsentrasjon i øvre 50 cm av vannsøylen som andel av totalkonsentrasjon, dvs. opprinnelig mengde tilsatt sediment fordelt i vannsøylen.

Figurene viser klart at reduksjonskoeffisienten k i ligning (14) avtar med tid. I store trekk er det et lineært forløp, dvs. at $\ln C$ varierer lineært med $\ln t$. Det innebærer at C avtar omvendt proporsjonalt med t opphøyd i en eksponent. Den alminnelige trenden beskrives altså best av en sammenheng

$$C = C_0 t^{-\alpha} \quad (15)$$

hvor α ligger omkring 0.5 til 0.3. Et slikt forløp kan forklares enten ved å anta at k avtar omvendt proporsjonalt med tiden, som er rimelig dersom det skjer en differensiert utsynking av ulike fraksjoner, eller at flokkuleringen er avhengig av konsentrasjonen opphøyd i en eksponent, som er rimelig dersom flokkulering er vesentlig. Det mest rimelige er kanskje at det er en kombinasjon av disse to faktorene som forklarer forløpet.

Ut fra en generell argumentasjon vil vi forvente at reduksjonsraten k i store trekk avtar omvendt proporsjonalt med tiden hvis materialet er satt sammen av sammenhengende partikkelfraksjoner. Det ville være rimelig, fordi en ville vente at utsynkingen hele tiden ble dominert av det materialet som synker ut med tidskonstant omtrent lik den tiden som er gått. Det som synker ut vesentlig raskere er allerede forsvunnet, og det som synker ut vesentlig langsommere bidrar ikke til utsynkingen.

Hvis utsynking er avhengig av flokkulering, som er et samvirke mellom partikler, er det dessuten rimelig å anta at synkehastigheten reduseres proporsjonalt med konsentrasjon av gjenværende partikler opphøyd i en eksponent. Ifølge Leussen (1988) og Mehta (1988) dominerer dette ved konsentrasjoner i området 100 til 5 000 mg/l, som de målte konsentrasjonene stort sett ligger innenfor. Ifølge Puls *et al.* (1988) kan det også gjelde ned mot 10 mg/l. Utsynkingen, oppgitt som synkehastighet, øker stort sett med konsentrasjon opphøyd i en eksponent mellom 1 og 3 i de resultatene som refereres. Hvis vi antar at

$$k = k_0 \left(\frac{C}{C_0} \right)^\beta \quad (16)$$

gir integrasjon av ligning (14) fra startkonsentrasjon C_0 ved $t=0$ løsningen:

$$C = \frac{C_0}{(1 + k\beta C_0^\beta t)^{1/\beta}} \xrightarrow{t \rightarrow \infty} (k\beta t)^{-1/\beta} \quad (17)$$

Hovedforløpet i figur 20 og figur 21 stemmer med en β i området 2 til 3. Løsningen viser også at en i starten vil ha raskere relativ reduksjon jo høyere startkonsentrasjonen er, mens konsentrasjonen etter lang tid blir tilnærmet den samme uansett hvilken konsentrasjon en starter med. Det betyr i såfall at andelen at partikler som blir igjen i vannmassene etter en viss tid er omvendt proporsjonal med startkonsentrasjon.

Dette stemmer med hovedinntrykket fra våre måleresultater. Den andelen som ble suspendert varierte mellom 80 og 2.5 % for de ulike prøvene, og startkonsentrasjonen omtrent tilsvarende. Utsynkingen i de første 10-15 minuttene er imidlertid større jo mer som ble suspendert, slik at det som da var igjen i øvre del av vannsøylen (0-50 cm) varierte mye mindre, mellom 1.5 og 4 % av tilsatt sedimentmengde. Stasjon 24 skiller seg ut her, både ved en svært lav andel suspendert materiale, og ved at bare ca. 20 % av dette forsvinner i løpet av de første 15 minuttene.

3.2.3 Konklusjon

Det kan derfor se ut til at det ikke er mulig å angi noen bestemt synkehastighet som kan brukes til å beregne en grense for hvor langt suspenderte sedimenter kan spre seg. Utsynkingen ser ut til å være

sterkt avhengig av hvilke partikkelkonsentrasjoner en får i vannmassene etter sprengning eller dumping. For en gitt sedimentmengde vil det være viktig å unngå spredning i store vannmasser, men sørge for så høy konsentrasjon som mulig innenfor et avgrenset volum, da vil utsynkingen gå raskere.

Ut fra figur 21 kan det antydes at ca. 3-10 % av sedimentmengdene vil være igjen i vannmassene etter 10 minutter, ca. 2 % etter en halv time, og rundt 0.5 % etter 10 timer. Ut fra ligning (17) kan det være vel så naturlig å se på de absolutte konsentrasjonene, da kan det antydes 200-800 mg/l etter 10 minutter, 100-200 mg/l etter en halv time, og opp mot 50 mg/l etter 10 timer. Det gjelder uten fortykning av vannmassene, det vil selvsagt bidra til å minske konsentrasjonene, men derved også kanskje synkehastigheten.

Resultatene er oppnådd i laboratoriet med i hovedsak stillestående vann, og kan ikke uten videre overføres til frie vannmasser i resipienten, hvor en har naturlig turbulent strøm. Turbulensen genereres i stor grad i et sjikt ved bunnen, og det kan bidra til å holde sedimentene suspendert over lengre tid enn det laboratorieresultatene tyder på.

3.3 Vannutskiftning.

I kapitel 2.4 ble det teoretiske grunnlaget for vannutskiftningsberegningene gjennomgått. I dette kapitel presenteres resultatet av beregningene før og etter den foreslåtte utvidelsen og fordypningen av tersklene. Ettersom det i hovedsak er ved Bjällvarps- og Svinesundstersklene at en har de største forandringer i tverrsnittsareal og dermed kunne påvirke strømningsforholdene er det for disse to områdene en har modellert vannutskiftningen. Resultatene er sammenfattet i Tabell 16.

For beregninger av tidevannstransportene gjennom Svinesund blir følgende verdier brukt: $H_{t1}=12$ m, $H_{b1}=11$ m, $B_1=62$ m, $H_{t2}=12$ m, $H_{b2}=18$ m, $B_2=77$ m. Dette gir for det halvdaglige tidevannet en faseforsinkelse av 23° og en amplitudereduksjon med 92%. Dette betyr at det halvdaglige tidevannet vil komme ca 20 minutter tidligere enn før utvidelsene og tidevannstransporten vil øke fra ca 113 til ca $124 \text{ m}^3/\text{s}$.

Utvidelsen av Bjällvarpterskelen fra 520 til 740 m^2 og øking av dypet fra 9 til 12 m innebærer at ΔM øker til ca $78 \text{ kg}/\text{m}^2$ og den intermediære sirkulasjonen bør etter utvidelsen øke fra nåværende ca 140 til ca $180 \text{ m}^3/\text{s}$.

Økningen av det vertikale tverrsnittet på Svinesundsterskelen fra 740 til 920 m^2 samt fordypning fra 9.5 til 12 m skulle medføre en økning av tidevannsamplituden inne i fjorden fra 0.124 til 0.137 m. Ifølge teorien i kap. 2.4 medfører disse endringene en reduksjon av blandingseffekten (W) fra ca. 234 til ca. 230 ($\mu\text{W}/\text{m}^2$). En har da tatt hensyn til at bassengvannets volum og areal i Iddefjorden minsker gjennom fordypningen av Svinesundsterskelen. Ifølge lign. (10) vil bassengvannets oppholdstid minske med en faktor 0.91, noe som antyder forbedrede oksygenforhold.

For utskiftning av bassengvann har det betydning hvor hurtig dette kan skje (fyllingstiden) samt hvor lenge vannet utenfor og over terskelen har tilstrekkelig høy tetthet for å danne nytt dypvann. Med økt vertikalt tverrsnitt avtar fyllingstiden ca. 10 %.

Bredden nær havoverflaten (0-4 m) vil ikke endres som følge av inngrepet og dermed vil heller ikke brakkvannslaget i fjorden påvirkes (gjelder hvis brakkvannsstrømmen kan betraktes som enkelkritisk).

Tabell 16. Tabell over forandringer etter utdyping av tersklene i Iddefjorden.
S = Svinesundsterskelen, B= Bjällvarpterskelen..

	Før utdyping	Etter utdyping	Forandring (%)
Svinesundsterskelen (S): Areal: A_m (m ²)	740	920	24
S - Terskeldyp H_t (m)	9.5	12	26
Bjällvarpterskelen (B): Areal (m ²)	520	740	42
B - terskeldyp (m)	9	12	33
Tidevann: Amplitude i Singlefjorden (m)	0.15	0.15	
Amplitude i Iddefjorden (m)	0.124	0.137	10
Faseforsinkelse i Iddefjorden (min)	66	46	
Strømhast S-terskelen (m/s)	0.46	0.41	-11
Strømhast. B-terskelen (m/s)	0.66	0.52	-21
Midlere transport (Q) (m ³ /s)	113	124	10
Intermediær sirkulasjon - Styrt av B-terskelen			
ΔM (kg/m ²)	65	78	20
Midlere transport Q_t (m ³ /s)	140	180	29
Bassengvannet - blanding styrt av S-terskelen			
H_b i lign.7 (sone 6) (m)	19	18	-5
Bassengvannets areal A_t (km ²)	14.85	13.39	-10
Blandingseffekt W (μ W/m ²)	234	230	-2
Bassengvannets volum (km ³)	0.225	0.193	-14
H_b i lign. 10 (m)	15.2	14.4	-5
Oppholdstid - forandring			-9

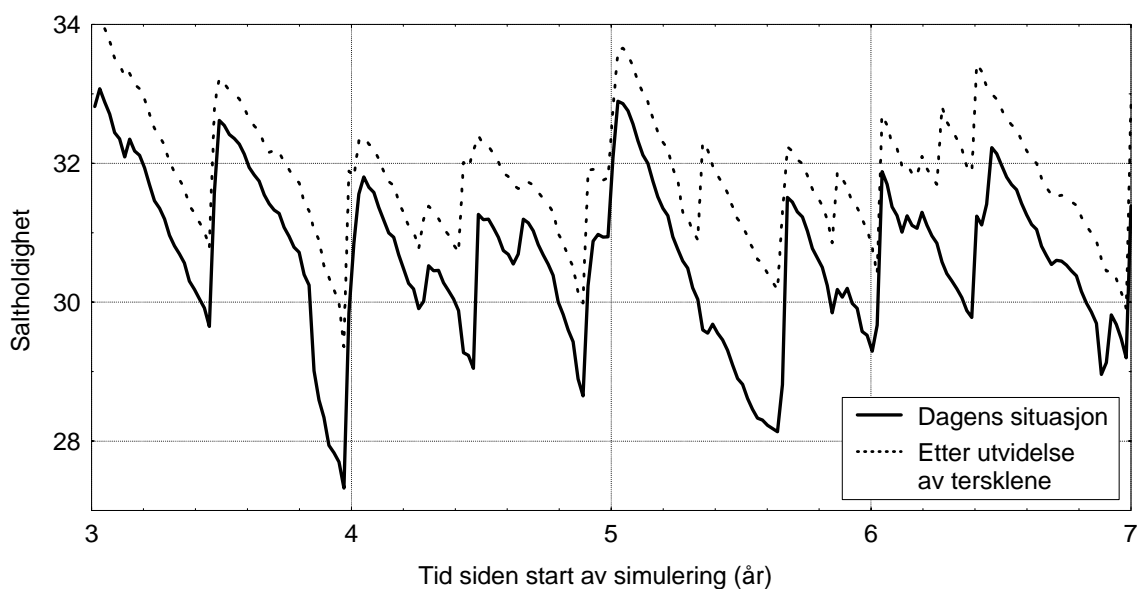
3.4 Oksygenforhold

Oksygenforholdene i fjorden er beregnet med den fjordmodell som er beskrevet i kap. 2.5. Modellen har bare kunnet tilpasses Iddefjorden helt grovt, og resultatene stemmer derfor bare delvis med det som kan observeres i fjorden. Når det gjelder hydrofysikken er variasjonsområdet for saltholdighet i bassengvannet omtrent riktig, men modellen gir litt for store tetthetsgradienter i bassengvannet, dvs. for store saltholdighets- og tetthetsforskjeller mellom 20 og 30 m. Det innebærer at også forskjellen i oksygenkonsentrasjoner mellom disse to dypene blir noe overestimert. Ved bedømming av modellresultatene må en derfor først og fremst se på forskjellen mellom de to situasjonene, og ikke for mye på absolutte verdier for hver enkelt situasjon. Saltholdigheten i overflaten er noe høy og dette kan bl.a. henge sammen med at innvirkningen fra Glommainfluert vann i Singlefjorden ikke er med, i det Singlefjorden er modellert ut fra forbindelsen til Kosterfjorden.

Når det gjelder forholdet mellom de to situasjonene er det i tillegg til de topografiske endringene lagt inn i modellen en reduksjon i blandingsenergi under ellers like forhold på 6 %, ut fra de beregninger som er gjort for utskiftningen av bassengvannet (kap. 3.3.). I modellen antas at den reduserte blandingsenergien fordeles vertikalt på samme måte som før, dvs. at det ikke tas hensyn til at de interne bølgene flyttes noe ned i vannmassene, og derved kan gi mer effektiv fornyelse av bassengvannet. På den måten vil modellen underestimere bassengvannets fornyelse.

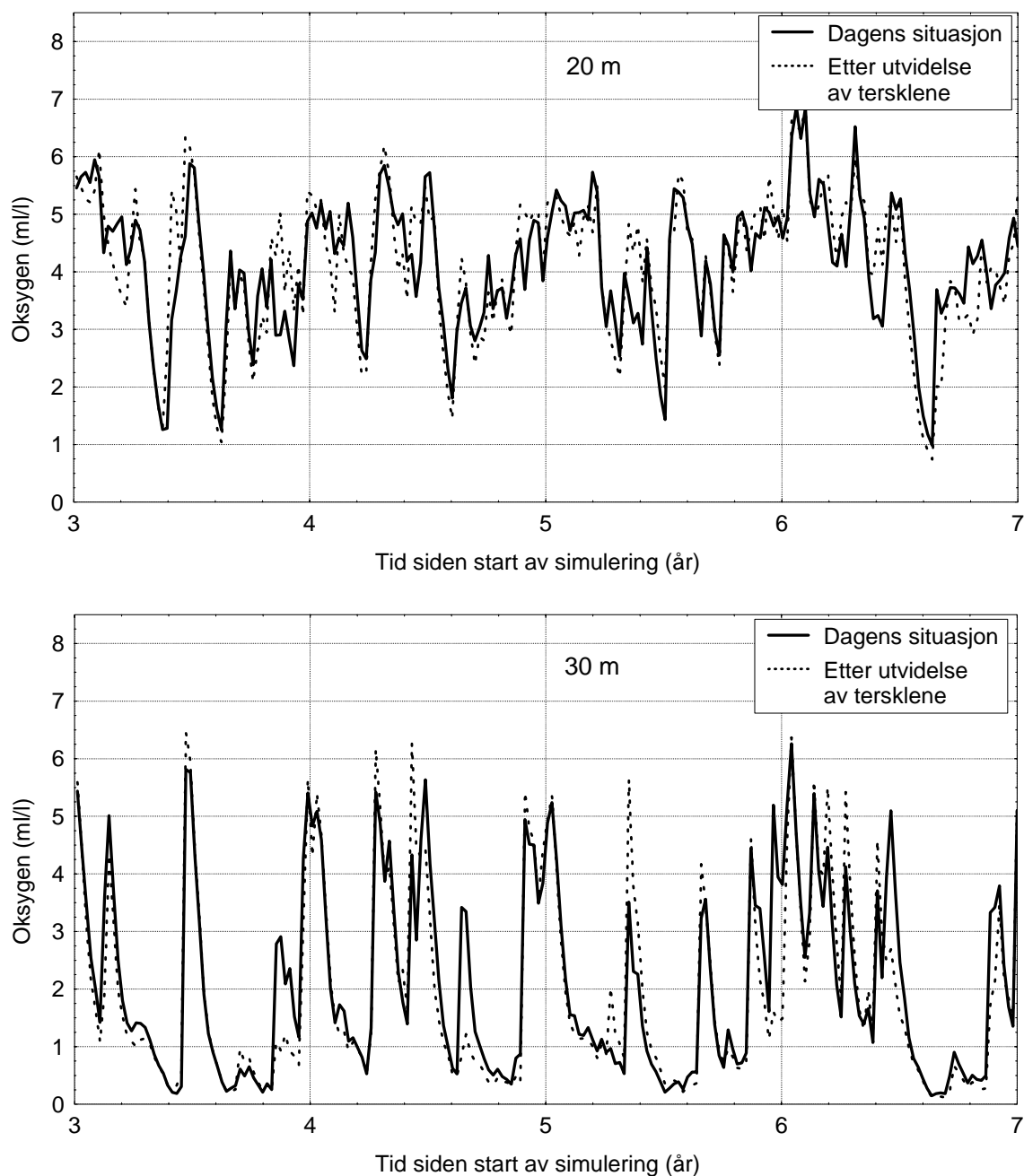
Slik modellen fungerer gir den ikke så stor økning av tidevannsamplituden som beregnet annetsteds i rapporten (kap.3.3). Dette trekker i retning av at modellen vil underestimere hvor mye bedre utskiftningen av intermediære vannmasser vil bli.

Den klareste virkningen av at tersklene utvides og utdypes vil i følge modellsimuleringene være at gjennomsnittlig saltholdighet i de dypeste lagene øker med 1 enhet, med en tilsvarende økning av tettheten (Figur 22). Det er rimelig et det blir en virkning i denne retningen, fordi senking av terskeldypet gir innstrømning av dypere liggende og derved gjennomsnittlig tyngre vann enn i dag. Antagelig er den beregnede virkningen større enn hva en kan vente i virkeligheten, siden modellen gir for stor sjiktning, dvs. for liten homogenisering i dypvannet i dagens situasjon, som nevnt ovenfor. Fordi intermediært vann vil ha omtrent den samme tettheten som i dag, kan økt tetthet i de dypeste lagene medføre økte tetthetsgradienter mellom bunnvannet og intermediære vannlag. Sterkere lagdeling vil igjen kunne gi redusert vertikalblanding, derved kan terskelsenkingen tenkes å medføre økt oppholdstid av dypvannet. I følge modellen ser det imidlertid ut til at oppholdstiden likevel holder seg omtrent uendret i de dypeste lagene innenfor Svinesund. Gjennomsnittlig beregnet oppholdstid for vannet i 30 m dyp i Ringdalsfjorden øker med ca. 10 % i følge modellen, men det skifter fra år til år gjennom simuleringen, fra -7 til +20 %. Gjennomsnittlig endring går i motsatt retning av hva som er beregnet i kap. 3.3. Som nevnt ovenfor er det grunn til å tro at modellen ikke får med de forbedringer som kan ventes, og det er derfor grunn til å anta at modellen vil gi et resultat for oksygen som er dårligere enn i virkeligheten.



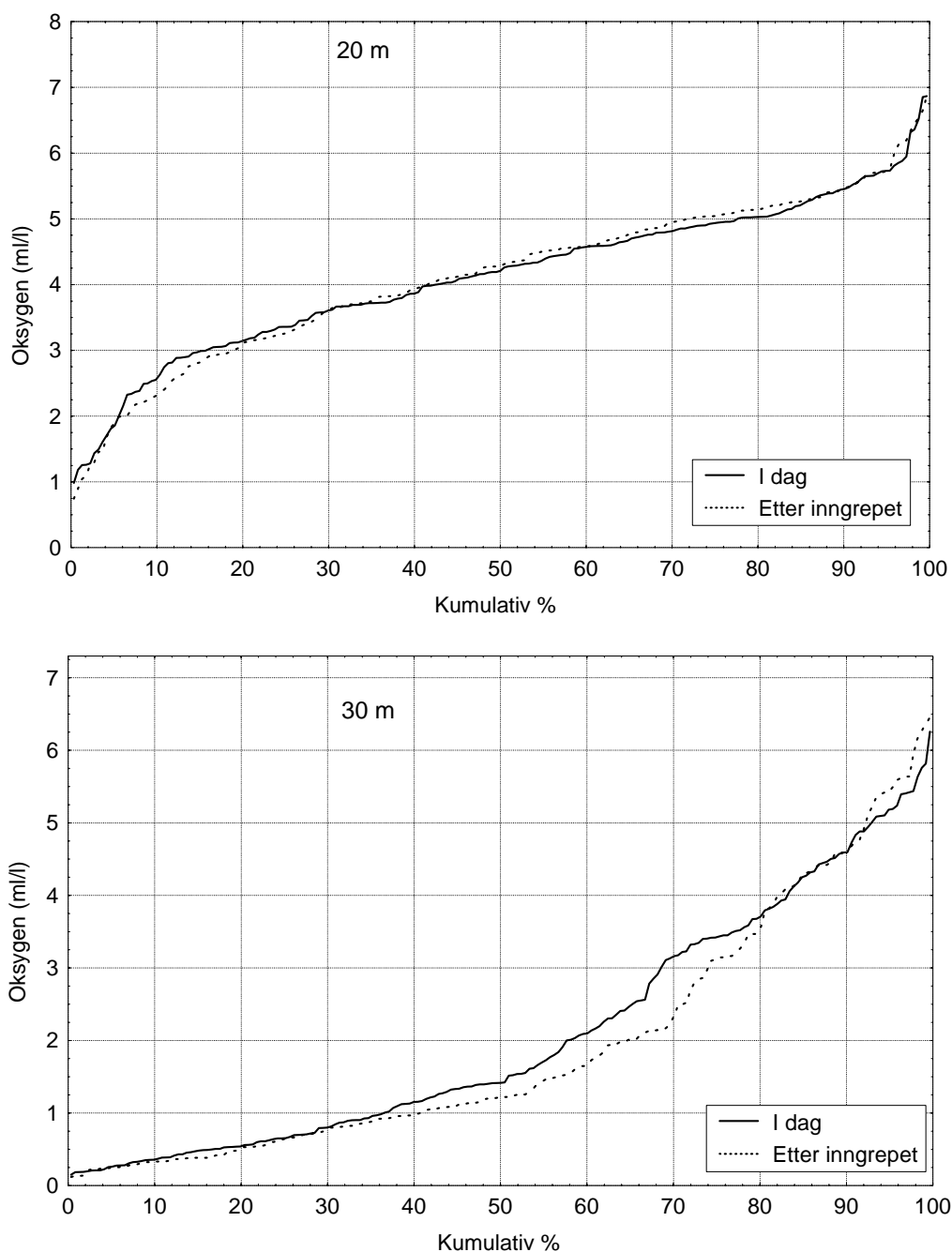
Figur 22. Simulert saltholdighet på 30 meters dyp i Ringdalsfjorden før og etter utvidelsen.

Nettoretultatet av inngrepet, når transport, primærproduksjon og nedbrytning av organisk stoff ses i sammenheng, blir i følge modellsimuleringene at oksygenkonsentrasjonene i hovedsak varierer som før, selv om det er en del forskjeller i begge retninger når en sammenligner verdier fra samme tidspunkt for de to simuleringene. Figur 23 viser simulert oksygenkonsentrasjon for 20 m og 30 m over de siste 4 årene av to 7 års simuleringer, for h.h.v. dagens situasjon og etter inngrepet. Bedømt ut fra denne perioden, når modellen må antas å ha "glemt" startbetingelsene, skulle oksygeninnholdet i 20 m dyp i Ringdalsfjorden holde seg omtrent uendret i gjennomsnitt, mens det på 30 m dyp skulle avta med ca. 6 %. Siden modellen gir for lite homogenisering i dypvannet, er det grunn til å legge mest vekt på resultatet for 20 meters dyp.



Figur 23. Simulerte oksygenkonsentrasjon (ml/l) på 20 m (øverst) og 30 m dyp (nederst) i Ringdalsfjorden før og etter utvidelsen gjennom de siste 4 år av en 7 års simulering.

Vel så interessant er det kanskje å se på fordelingen av oksygenverdiene, spesielt forekomsten av lave oksygenverdier. Figur 24 sammenligner kumulativ fordeling av simulerte oksygenkonsentrasjoner i 20 og 30 m før og etter inngrepet, for samme periode som i Figur 23. Det fremgår at det på 20 m dyp blir større hyppighet av verdier mellom 2 og 2.5 ml/l, og noe lavere for verdier rundt 5 ml/l, men ellers nokså lik fordeling. Det blir ingen vesentlig endring i hyppighet av verdier < 2 ml/l, men kanskje noe lavere minimumsverdier. På 30 m dyp gir inngrepet ifølge modellen større hyppighet av verdier i området 1-2 ml/l, men frekvensen av verdier under 1 ml/l er ikke vesentlig endret.



Figur 24. Kumulativ fordeling av oksygenkonsentrasjon (ml/l) på 20 m (øverst) og 30 m dyp (nederst) i Ringdalsfjorden før og etter utvidelsen gjennom de siste 4 år av en 7 års simulering.

Siden modellen må betraktes som konservativ m.h.t. bedring av vannutskiftningen, er det sannsynlig at det i virkeligheten blir en reell forbedring av oksygenforholdene, som konkludert ut fra beregningene i kap. 3.3. P.g.a. store naturlige variasjoner vil uansett ikke bli lett å observere den forventede effekten.

3.5 Bløtbunnsundersøkelser

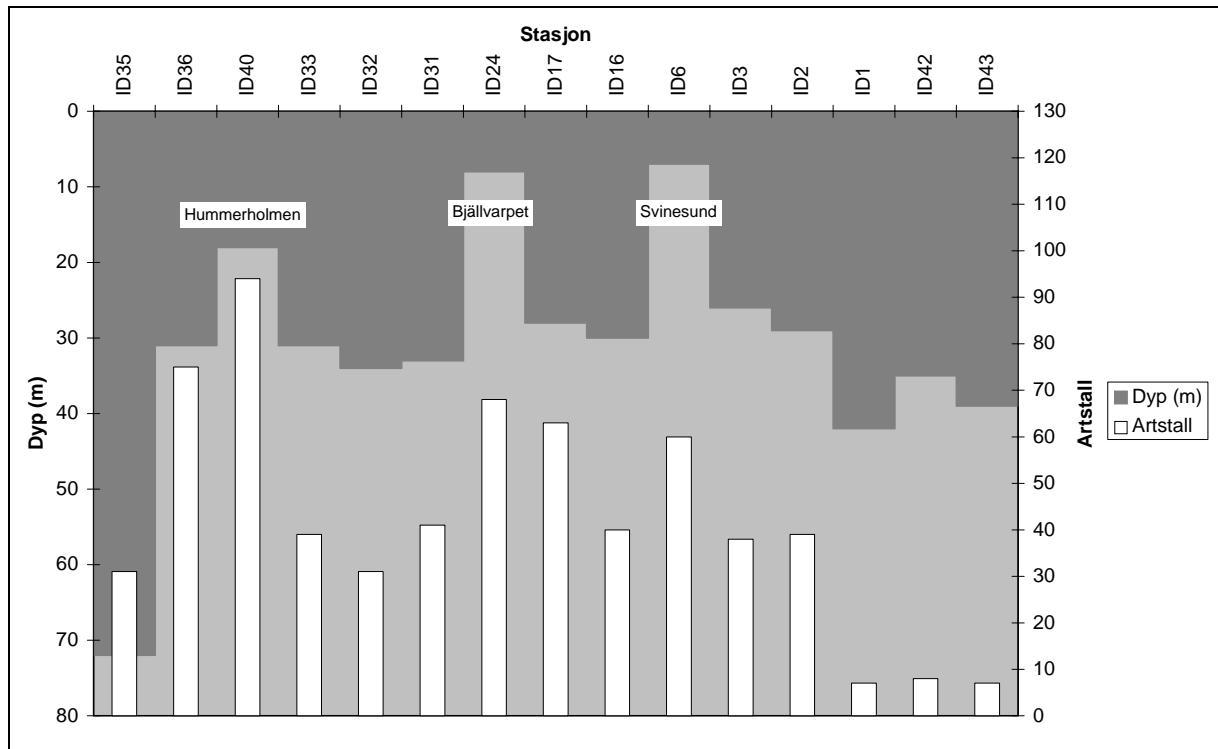
Resultatene for de viktigste faunaparametre er vist i tabell 17. I figur 25 er det vist et dypprofil langs Iddefjorden fra vest mot øst. Generelt er det et lavere artsantall innenfor Svinesund enn utenfor og terskelområdene har et høyere artsantall enn dypområdene (figur 25). Diversiteten (artsmangfoldet) øker også utover i fjorden (figur 26, tabell 17).

De mest vanlige arter av bløtbunnsfauna ses i tabell 18. Indikatorartsindeksen AI (Rygg 1995) viser om det er overvekt av forurensningstolerante eller forurensningsømfintlige arter. Normal verdi for AI er 7-8. AI pleier å ha noe lavere verdier (6.5-7) i områder med grunnere dyp enn ca. 100 m. Verdier lavere enn ca. 6 tyder på ugunstige miljøforhold. Ut fra dette tyder det på at det er kun i områdene innefor Svinesund at en finner ugunstige miljøforhold for bløtbunnsfauna.

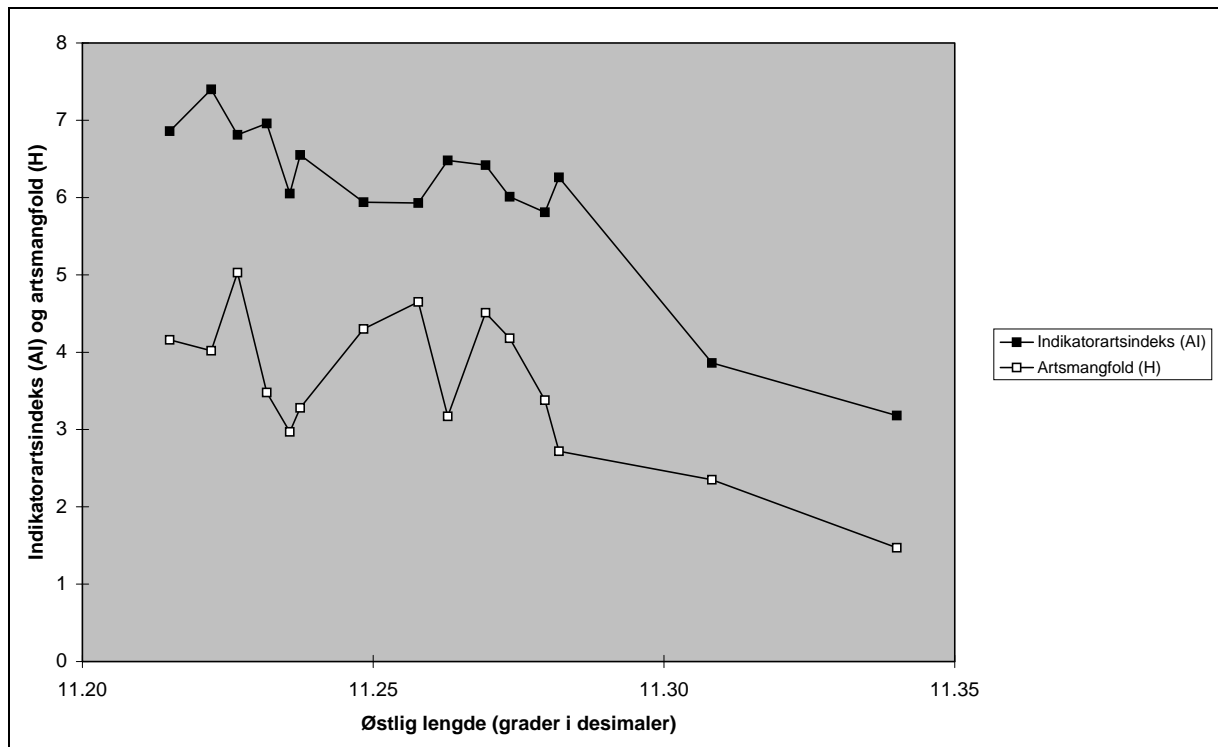
Tabell 18 viser individtall av de vanligste artene. Siktresten og fullstendige lister over alle arter og deres individtall er vist i Vedlegg G og H.

Tabell 17. Stasjonenes posisjoner, dyp og de viktigste faunaparametre.

Stasjon	Nord	Øst	Dyp (m)	Artsmangfold (H)	Artsmangfold (ES ₁₀₀)	Individtall	Artstall	Indikatorarts - indeks (AI)
ID35	59°05,31	11°12,81	72	4.16	27.82	130	31	6.86
ID36	59°05,24	11°13,33	31	4.02	29.22	570	75	7.40
ID40	59°05,28	11°13,60	18	5.03	35.95	1080	94	6.81
ID33	59°05,31	11°13,90	31	3.48	21.81	379	39	6.96
ID32	59°05,40	11°14,14	34	2.97	16.99	347	31	6.05
ID31	59°05,44	11°14,25	33	3.28	20.80	420	41	6.55
ID24	59°05,56	11°14,90	8	4.30	28.03	814	68	5.94
ID17	59°05,77	11°15,47	28	4.65	30.33	524	63	5.93
ID16	59°05,81	11°15,77	30	3.17	20.08	462	40	6.48
ID6	59°05,81	11°16,16	7	4.51	29.68	787	60	6.42
ID3	59°05,88	11°16,41	26	4.18	29.65	188	38	6.01
ID2	59°05,89	11°16,77	29	3.38	24.51	241	39	5.81
ID1	59°05,92	11°16,92	42	2.72		10	7	6.26
ID42	59°06,70	11°18,49	35	2.35		70	8	3.86
ID43	59°06,89	11°20,40	39	1.47		74	7	3.18



Figur 25. Skjematisert dypprofil langs Iddefjorden og antall arter på de enkelte stasjonene



Figur 26. Indikatorartsindeks og arts mangfold på stasjonene fra vest mot øst i Iddefjorden

Tabell 18. Individttall av de vanligste artene fra ytre (ID35) til indre (ID43) del av Iddefjorden

GRUPPE	FAMILIE	ART	ID35	ID36	ID40	ID33	ID32	ID31	ID24	ID17	ID16	ID6	ID3	ID2	ID1	ID42	ID43
NEMERTINEA		Nemertinea indet	3	5	21	1		1	80	13		20	8	3			
POLYCHAETA	Sigalionidae	Pholoe minuta (Fabricius 1780)		3	34	11	16	26	54	56	83	54	4	7			
POLYCHAETA	Hesionidae	Nereimyra punctata (O.F.Mueller)		1	46				17	17	3	18	22	11			
POLYCHAETA	Dorvilleidae	Protodorvillea kefersteini (McIntosh)											52	110	2		
POLYCHAETA	Spionidae	Polydora cf. caulleryi Mesnil 1897														13	46
POLYCHAETA	Spionidae	Prionospio cirrifera Wiren 1883		5	55	3		1	2	20	41	1	1	1			
POLYCHAETA	Spionidae	Pseudopolydora sp		1	125	1	1	2	1	17	5		2	4			
POLYCHAETA	Capitellidae	Capitella capitata (Fabricius 1780)														13	21
POLYCHAETA	Oweniidae	Myriochele oculata Zaks 1922	2	185	35	80	40	21	4	54	4	6			1		
BIVALVIA	Thyasiridae	Thyasira flexuosa (Montagu 1803)		7	7	1	1	1		11	15					13	
BIVALVIA	Lasaeidae	Mysella bidentata (Montagu 1803)		6	145					45	13	10	3	3		2	
BIVALVIA	Corbulidae	Corbula gibba (Olivi 1792)		7	9	3	1	7	42	41	12	8				25	3
AMPHIPODA	Melitidae	Cheirocratus sundewalli (Rathke)			5				37			101					
AMPHIPODA	Isaeidae	Gammaropsis sp						4	77			127	1				
AMPHIPODA	Corophiidae	Corophium crassicorne Bruzelius							216			106					
OPHIUROIDEA	Amphiuridae	Amphiura chiajei Forbes	11	70	3	39	45	29	1	10	6	16	8	3			
OPHIUROIDEA	Amphiuridae	Amphiura filiformis (O.F.Mueller)	1	89	86	124	157	194		66	198	1					

3.6 Hardbunnsundersøkelser

Sublittorale hardbunnsområder (fjell og stein under tidevannssonen) i Iddefjorden finnes hovedsakelig på tersklene med relativt stor strømhastighet, og på sterkt hellende fjell-partier av fjorden (Afzelius, 1979).

3.6.1 Stereofotundersøkelser

I det følgende er det gitt en oversikt over utvikling og tilstand på to stereostasjoner, samt de vanligste arter som ble registrert i undersøkelsene i 1994. Stasjonene ligger 0.2 til 1 km fra de terskelområder hvor det er planlagt inngrep. De fleste av artene som ble registrert i 1994 antas å være tilstede også i de området der det er planlagt inngrep. Tettheten av hver enkelt art vil imidlertid kunne variere betydelig.

Sponvika, stasjon I1

I 1982 ble det registrert at mengden av fastsittende grønnalger på 2m dyp hadde økt siden slutten av 1970 tallet. Resultater fra undersøkelser av strandsonen i den samme perioden viste at også flerårige tangplanter (cf *Fucus vesiculosus*) hadde klart å etablere seg lenger inn i fjorden (Magnusson *et al.*, 1983). I 1992 var imidlertid forekomstene av grønnalger redusert, og i 1994 ble de ikke funnet i det hele tatt på dette dypet. Forekomsten av grønnalger varierer ofte fra år til år og er derfor, i denne sammenheng, ingen god indikator på fjordens utvikling.

I Tabell 19 og Tabell 20 er det gitt en oversikt over de organismer som ble registrert på bildene fra 1994. For første gang i undersøkelsesperioden ble det i 1994 funnet alger på både 7 og 12m dyp. Funnene av trådformede grønnalger og rødalger av slekten *Polysiphonia* helt ned til 12m dyp, indikerer at vannkvaliteten på denne lokaliteten er forbedret siden 1980 årene. Det antas at forbedringen har sammenheng med utslippsreduksjonene til fjorden, og i særlig grad med det økte siktedypet dette har medført. Forekomstene av skorpeformede alger ser også ut til å ha økt i den samme perioden. Dette har sannsynligvis sammenheng med den økte lystilgangen nedover i vannmassene, men kan også være et resultat av at algene er lettere å observere når nedslammingen av bunnen blir mindre. Den store forekomsten av sediment på bildene fra 12m dyp har sammenheng med den relativt lave helningsgraden på fjellet.

Tabell 19. Makroskopiske arter/kategorier funnet på stereostasjon II (Sponvika) på 7m dyp i 1994, sortert etter avtagende forekomst (midlere dekningsgrad (%) av 6 undersøkte kvadrater à 0,25m²).

Art / kategori	norsk navn	forekomst
<i>Pomatoceros triqueter</i>	trekantmark	40,5
<i>Ciona intestinalis</i>	sekkedyr	32
Sediment: ubestemt		19,7
<i>Hildenbrandia rubra</i>	fjæreblod (rødalge)	3,2
<i>Polysiphonia</i> sp.	rødalge	2
<i>Spirulina</i> sp.	blågrønnalge	1,8
<i>Asterias rubens</i>	korstroll	1,3
<i>Balanus balanus</i> død	rur (død)	1,3
Udekket fjell		1
<i>Cruoria pellita</i>	sleipfleck (rødalge)	0,7
Død musling, skallrester	musling død	0,7
<i>Dendrodoa grossularia</i>	sekkedyr	0,7
<i>Corella parallelogramma</i>	sekkedyr	0,7
<i>Beggiatoa</i> sp.	bakterie	0,5
Porifera indet.: skorp.	svamp	0,3
<i>Hydroida</i> indet.	nesledyr	0,3
Porifera indet.	svamp	0,3
<i>Balanus balanus</i>	rur	0,3
<i>Lithothamnion</i> sp	rugl (rødalge)	0,2
<i>Sabella penicillus</i>	påfuglmark	0,2
<i>Actiniaria</i> indet.	sjørose	0,2
<i>Chlamys</i> sp.	musling	0,2
<i>Osteichthyes</i> indet.	fisk	0,2
<i>Asterias rubens</i> juv.	korstroll (juvenil)	0,2
<i>Styela rustica</i>	sekkedyr	0,2
<i>Echinoidea</i> indet.	kråkebolle	0,2

Tabell 20. Makroskopiske arter/kategorier funnet på stereostasjon II (Sponvika) på 12m dyp i 1994, sortert etter avtagende forekomst (midlere dekningsgrad (%) av 12 undersøkte kvadrater à 0,25m²).

Art / kategori	norsk navn	forekomst
Sediment: ubestemt		67,5
<i>Ciona intestinalis</i>	sekkedyr	17,8
Død musling, skallrester		6,1
cf. <i>Hildenbrandia rubra</i>	fjæreblod (rødalge)	3
<i>Pomatoceros triqueter</i>	trekantmark	2,9
Udekket fjell		1,8
cf. <i>Cruoria pellita</i>	sleipfleck (rødalge)	1,4
<i>Alcyonium digitatum</i>	dødningshånd	1,2
<i>Asterias rubens</i>	korstroll	1,2
<i>Hydroida</i> indet.	nesledyr	1,2
<i>Ascidella</i> cf. <i>scabra</i>	sekkedyr	0,9
<i>Clavelina lepadiformis</i>	sekkedyr	0,8
<i>Asterias rubens</i> juv.	korstroll (juvenil)	0,7
cf. <i>Parasmittina trispinosa</i>	mosdyr	0,7
<i>Sabella penicillus</i>	påfuglmark	0,7
<i>Lithothamnion</i> sp	rugl (rødalge)	0,5
<i>Osteichthyes</i> indet.	fisk	0,3
cf. <i>Mytilus edulis</i>	blåskjell	0,3
<i>Polysiphonia</i> sp.	rødalge	0,3
<i>Pagurus</i> sp.	eremittkreps	0,2
<i>Ophiura albida</i>	slangestjerne	0,2
<i>Bryozoa</i> indet. skorp.	mosdyr	0,2
cf. <i>Dendrodoa grossularia</i>	sekkedyr	0,2
<i>Echinoidea</i> indet. juv.	kråkebolle (juvenil)	0,1
<i>Sagartiidae</i> indet.	sjørose	0,1
<i>Balanus balanus</i>	rur	0,1
<i>Corella parallelogramma</i>	sekkedyr	0,1
cf. <i>Styela rustica</i>	sekkedyr	0,1

Kråkenebbet lykt, stasjon I2

Tabell 21 og Tabell 22 gir en oversikt over de organismer som ble registrert på bildene fra 1994. På to meters dyp på stasjon 2 var bunnen totalt dominert av rur (cf *Balanus improvisus*) i 1992, og av rur og til dels blåskjell (*Mytilus edulis*) i 1994. Vanlig korstroll (*Asterias rubens*), som er en predator på blåskjell, ble også funnet i ganske store antall (i gjennomsnitt 53 og 27 pr. kvadrat på nedre og øvre nivå) i 1994. Det ble i tillegg funnet en kråkebolle (*Echinoidea* indet.) i 1994. Ved undersøkelsene i 1970 og -80 årene var det også rur som dekket nesten hele stasjonen, men i tillegg var det store forekomster av den opportunistiske mangebørstemarken *Polydora ciliata*. Dette er en art som er kjent for å opptre i stort antall i forurensede områder og fraværet av denne arten i 1990 årene indikerer en bedring av forholdene.

På 7 og 17m dyp er den mest dramatiske forandring reduksjonen i mengden av *P. ciliata*. Fra å ha vært dominerende med dekningsgrad på over 50% i 1978 har den gradvis blitt redusert og i 1992 var den helt borte. På begge dypene har det vært en kraftig økning i antall registrerte dyrearter gjennom perioden og det ble funnet flere arter av skorpeformede alger på denne stasjonen i 1990-årene enn i 1980-årene.

Tabell 21. Makroskopiske arter/kategorier funnet på stereostasjon I2 på 7m dyp i 1994, sortert etter avtagende forekomst (midlere dekningsgrad (%) av 6 undersøkte kvadrater à 0,25m²).

Art / kategori	norsk navn	forekomst
Udekket fjell		47
<i>Ciona intestinalis</i>	sekkedyr	25,8
<i>Coralliniacea</i> indet.	rød kalkalge	20,8
<i>Pomatoceros triqueter</i>	trekantmark	2,8
<i>Porifera</i> indet.	svamp	2
Sediment: ubestemt		1,8
<i>Anomoniidae</i> indet.	musling	1,3
<i>Asterias rubens</i>	korstroll	1,3
cf. <i>Mytilus edulis</i>	blåskjell	1,3
<i>Hydroida</i> indet.	nesledyr	1,2
<i>Sabella penicillus</i>	påfuglmark	1
<i>Pomatoceros triqueter</i> juv.	trekantmark (juvenil)	0,8
cf. <i>Styela rustica</i>	sekkedyr	0,5
<i>Asciidiella</i> cf. <i>scabra</i>	sekkedyr	0,5
<i>Metridium senile</i>	sjønellik	0,2
<i>Echinoidea</i> indet.	kråkebolle	0,2
<i>Actiniaria</i> indet.	sjørose	0,2

Tabell 22. Makroskopiske arter/kategorier funnet på stereostasjon I2 på 17m dyp i 1994, sortert etter avtagende forekomst (midlere dekningsgrad (%) av 5 undersøkte kvadrater à 0,25m²).

Art / kategori	norsk navn	forekomst
Udekket fjell		31,8
<i>Ascidella cf. scabra</i>	sekkedyr	18
<i>Metridium senile</i>	sjønnellik	17,8
Sediment: ubestemt		12,6
cf. <i>Cruoria pellita</i>	sleipfleck (rødalge)	6,2
<i>Hildenbrandia rubra</i>	fjæreblod (rødalge)	5
<i>Hydroida</i> indet.	nesledyr	3,2
<i>Ciona intestinalis</i>	sekkedyr	2,4
cf. <i>Modiolus modiolus</i>	o-skjell	2,2
<i>Sabella penicillus</i>	påfuglmark	2
<i>Pomatoceros triqueter</i>	trekantmark	1,8
<i>Actiniaria</i> indet.	sjørose	1,6
<i>Corella paralellogramma</i>	sekkedyr	1
<i>Styela rustica</i>	sekkedyr	1
<i>Porifera</i> indet.	svamp	1
<i>Pomatoceros triqueter</i> juv.	trekantmark (juvenil)	1
<i>Echinoidea</i> indet.	kråkebolle	0,8
<i>Sagartiidae</i> indet.	sjørose	0,8
<i>Ascidia virginea</i>	sekkedyr	0,6
<i>Nudibranchia</i> indet.	nakensnegl	0,6
<i>Porifera</i> indet.: globular	svamp	0,6
<i>Anomoniidae</i> indet.	musling	0,4
<i>Porifera</i> indet.: skorpformet	svamp	0,4
cf. <i>Haliclona urceolus</i>	svamp	0,4
<i>Clavelina lepadiformis</i>	sekkedyr	0,4
<i>Ascidia mentula</i>	sekkedyr	0,2

Mangelen på kunnskap om utviklingen på våre stasjoner etter 1994 og det faktum at de, i hovedsak, undervisningsrelaterte hardbunnsundersøkelser som har vært foretatt, i regi av Tjärnö Marinbiologiske stasjon, ikke har vært rapportert systematisk (Afzelius pers. med.) gjorde det nødvendig å gjennomføre en dykkerbefaring i terskelområdene.

3.6.2 Dykkerbefaring med videofilming

Nedenfor er det gitt en kort beskrivelse av forholdene på de tre lokalitetene.

Svinesund

Det ble dykket i området utenfor fyrlykta under Svinesundsbroa på svensk side av fjorden. Under dykkingen gikk strømmen langs bunnen fra vest mot øst over terskelområdet mens den gikk motsatt vei i overflaten. Utenfor fyrlykta var det bratt fjellbunn ned mot ca 9m dyp, deretter flatet bunnen ut og gikk over i grov sand/grus. I overgangen mellom fjell og grus lå det en del større stein.

Ovenfor sprangsjiktet ble det observert store mengder av små (juvenile) blåskjell (*Mytilus edulis*) og en del flyndrer. Under sprangsjiktet var det mye sjøstjerner (*Asterias rubens*), blåskjell og trekantmark (*Pomatoceros triqueter*). Store mengder av tomme blåskjell indikerte et høyt predasjonspress fra sjøstjernene. På de store steinene vokste det usedvanlig store kolonier av svamp (cf. *Halichondria panicea*) og trekantmarken dannet nærmest små rev. Sekkedyr (*Styela rustica*) og ulike arter av sjøroser forekom også i relativt store mengder, og det ble observert spredte forekomster av lærkorallen dødningehånd (*Alcyonium digitatum*) og slangestjerner (*Ophiuroidea*).

På selve terskelflatet ble det ikke registrert store stein og bunnen var dekket av o-skjell (*Modiolus modiolus*), som i sin tur var begrodde av trekantmark. Her var det også meget store forekomster av

dødningehånd, sekkedyr (*Styela rustica*), slangestjerner og sjøstjerner (*Asterias rubens*). Det ble også observert kråkeboller (*Echinoidea*) og solstjerner (*Crossaster papposus*). Største registreringsdyp var 12m.

Bjällvarpodden

Det ble dykket fra fyrlykten på nordsiden (norsk side) av fjorden og videre innover over terskelområdet. Fra overflaten var det tilnærmet vertikal fjellvegg ned til ca. 6m dyp. Her flatet bunnen ut og gikk over til å være grus- og steinbunn (store stein) med avvekslende fast fjell.

Ned langs fjellveggen var det store forekomster av blåskjell, sjøstjerner (*Asterias rubens*), svamp (cf. *Halichondria panicea*), sjønellik (*Metridium senile*) samt flekkvis store forekomster av trekantmark. Der var også sekkedyr, hydroider og spredt med alger (rødalgene *Delesseria sanguinea* og *Phycodrys cf. truncata* samt sukkertare; *Laminaria saccharina*). Faunaen på terskelflatene var lik den i Svinesund bortsett fra at det her var en del større stein med store forekomster av sjønellik og spredt med de samme alger som på fjellveggen. Største registreringsdyp var 12m.

Hummerholmegrunn

Befaringen ble gjort fra staken og vestover ned langs en bratt fjellside. På 17m dyp stoppet fjellveggen og ble erstattet av tilnærmet horisontal bløtbunn, hvilket indikerer svake strømforhold på dette dyp.

På toppen av grunna ble det observert stimer av småsei. Videre ned til ca. 12m dyp dominert mosdyret *Flustra foliacea* m. assosiert fauna (d.v.s *Flustra* samfunn). Her var det også en del leppefisk samt en rognkjeks og en rognkall. Fra 12m og nedover var det en rik fauna dominert av dødningehånd (*Alcyonium digitatum*), men med store innslag av sekkedyr, hydroider, mosdyr, begerkorall, armfotinger (rur), pyntekrabber, påfuglmark etc.

4. Samlet vurdering

Iddefjordens topografi med flere bassenger avstengt fra hverandre med relativt grunne terskler samt fjordens spesielle forurensningshistorie og beliggenhet (riksgrænse mellom Sverige og Norge) tilsier at mulige effekter av inngrep krever en nøye vurdering.

4.1 Sprengning og mudring

4.1.1 Vannutskiftning og oksygenforhold.

Ved en utvidelse og fordyping av terskelområdene i en fjord som Iddefjorden blir strømforhold og vannutskiftningsforhold forandrede. Konsekvensene av en forandring kan bli at de hydrografiske forhold (saltholdighet og temperatur) forandrer seg så mye at flora og fauna blir påvirket (forandret klima). Slike forandringer er ikke sannsynlige i forbindelse med de planlagte inngrep. Videre kan dypvannutskiftningen bli forandret slik at oppholdstiden på vannet under terskeldyp kan bli kortere eller lengre, hvilket har betydning for oksygenforholdene i fjorden. Andre forandringer som har betydning for livet i fjorden er f.eks. strømforholdene i ulike dyp.

De gjennomførte beregninger og vurderinger viser at transporten av vann ut- og inn fjorden over terskeldyp vil i gjennomsnitt øke med ca. 10 % (tidevann) og at den intermediære transporten av vann vil øke med ca. 30 %. Derimot vil blandingen mellom dypvannet i fjorden og de ovenforliggende vannmassene gjennom turbulente prosesser avta med et par prosent, men ettersom vannvolumet under terskeldyp vil avta etter fordypingen av tersklene, vil den samlede midlere oppholdstiden på dypvannet i fjorden avta med ca. 10 %. Forholdene i overflatelaget (tykkelse og saltholdighet) vil bli omtrent som i dag.

Av detaljer i beregningene som kan nevnes, er at tidevannsamplituden blir noe større i Iddefjorden, dvs. tidevannet vil ikke dempes like mye etter utvidelsen i terskelområdene. Forandringen ligger på ca. 10 %. Utvidelsen innebærer også at strømhastighetene over tersklene vil bli redusert; for Bjällvarpterskelen med ca. 20 % og for Svinesundsterskelen med ca. 10 %, hvilket innebærer at strømhastigheten ved Bjällvarpterskelen vil bli omtrent som ved Svinesundsterskelen i dag. Den lavere strømhastigheten over Svinesundsterskelen betyr at mindre energi går til dannelse av turbulens i dypvannet.

Den reduserte turbulensen i dypvannet i fjorden vil kompenseres av at selve vannvolumet under terskeldyp avtar og at oppholdstiden på dypvannet vil bli noe kortere etter utvidelsen. Dette forventes å få en positiv effekt på oksygenforholdene selv om endringen totalt sett bli beskjeden. Imidlertid vil ytre faktorer som driver dypvannsfornyelsen fremdeles kunne gi lengre perioder med lave oksygenkonsentrasjoner.

Beregningene og vurderingene som er gjort vedrørende vannutskiftning og oksygenforhold vil ha innebygget usikkerheten. Imidlertid ligger de beregnede forandringer i et område som i hovedsak bør ha positiv effekt på fjordens lokale miljø. Et unntak kan være strømhastighetene over selve tersklene og mulige biologiske forandringer av dette.

4.1.2 Spredning av miljøgifter.

Spredningen av miljøgifter i forbindelse med mudring og dumping er en funksjon av:

- Mengden finmateriale som suspenderes ved inngrepet og konsentrasjonen av de ulike miljøgifter i dette
- Sedimenterings-egenskapene til det suspenderte materialet
- Horisontal strømhastighet og retning i de ulike dyp
- Eventuelle tiltak for å hindre spredning av partikler

Den relativt begrensede forekomst av løsmasser på og nær enkelte av utdypningsområdene bidrar til en redusert spredning av partikler ved forstyrrelser knyttet til de planlagte inngrep og er derfor en fordel ut i fra et miljøsynspunkt

Massene som skal fjernes inneholder varierende mengder løsmasser (mer enn 95% ved Svinesund). Disse løsmasser består imidlertid i vesentlig grad av grus og større stein (morenemateriale) som ikke utgjør noe miljøgiftproblem. Miljøgifter i sediment, som kan utgjøre et problem (klasse III og IV c.f tabell 23), antas i hovedsak å være knyttet finfraksjonen. Ut fra sedimentasjonsforsøkene er det i hovedsak kun partikler som har en partikkelstørrelse på $< 63 \mu\text{m}$ som lar seg suspendere.

På tersklene finner en finpartikulært materiale i fordypninger og blant grus, stein og skjellrester. De konsentrasjonene som er analysert (se tabell 11-tabell 13) er i hovedsak representative for slikt materialet. Men selv i dette materiale finner en et visst innslag av partikler større enn $63 \mu\text{m}$ (Vedleggstabell E1). Hvor mye av dette materialet som vil bli virvlet opp i vannmassene under mudring /sprengningsarbeidet er avhengig av hvordan dette gjøres i detalj og vil selv da være vanskelig å beregne uten at en gjør praktiske forsøk.

Sprengning/mudring vil imidlertid føre til at en under selve arbeidet vil kunne observere en øket turbiditet i vannet. Spredningen av partikulært materiale utover fjorden kan begrenses, hvis en ved mudring og eventuelt dumping, i størst mulig utstrekning unngår perioder med høy ferskvannstilførsel til området, samt at sprengning- og mudringsarbeidet skjer ved lavvann. Under slike forhold vil en ha størst sannsynlighet for innadgående strømmer ved tersklene. Erfaringer fra Kristiansandsfjorden (NIVA, 1996) har vist at en ved bruk av siltskjørt fra bunnen og noe opp i vannmassene (5m) fikk holdt tilbake en stor del (anslagsvis 90%) av de partiklene som ble resuspendert ved den aktuelle mudringsoperasjonen. Strømstyrken på den aktuelle lokaliteten i Kristiansandsfjorden er mindre enn på tersklene til Iddefjorden slik at et siltskjørt ikke blir like effektivt her.

Ut fra sedimenteringsegenskapene til materialet fra terskelområdet er det en fordel at størst mulig del av det totale finmaterialet resuspenderes samtidig og på samme sted da dette p.g.a flokkulering gir raskest utsynking og dermed minst spredning av partikkelbundne miljøgifter. Dette betyr også at en ved en eventuell dumping bør dumpe mest mulig av gangen. Spredning i overflatelaget kan også reduseres ved bruk av siltskjørt.

Strømhastighet og retning er avgjørende for den horisontale spredning av miljøgifter.

Strømhastigheten i de øverste 12m i Iddefjorden er varierende i både størrelse og retning. Strømmen over tersklene er ofte ensrettet med inngående strøm ved stigende vannstand og utgående strøm ved synkende vannstand (figur 15 og figur 16). Omkring lavvann og høyvann kan strømmen være utgående i overflaten og inngående i dypet. Variasjoner i strømrretning gjør at det er vanskelig å beregne hvor partikulært materiale som resuspenderes vil havne. Typisk strømhastighet ved Svinesund ligger i nærheten av 0.5-0.6 m/s, men kan bli betydelig større ved stor ferskvannstilførsel og vannstandsforandring. Utenfor terskelområdene og i dypområdene vil strømhastigheten være mindre.

Også i Singlefjorden vil strømhastigheten være mindre. Avstanden fra Svinesund til ulike områder utenfor ses i tabell 26.

Risikoen for direkte spredning til områder utenfor fjorden ved mudringen er anslått i tabell 27. En spredning fra Svinesund og til f.eks. Singlefjorden og Kosterfjorden vil med en konstant strømhastighet som på Svinesundsterskelen (0.5 m/s) ta ca. 2.5 timer til Singlefjorden og ca. 15 timer til Koster (tabell 27). Disse estimater må regnes om "worst case" beregninger. Strømforholdene i Singlefjorden er lite kjent men hydrografiske undersøkelser tyder på en sørlig transport i Singlefjorden (Magnusson og Skei, 1984). Imidlertid øker siktedyp og saltholdigheten raskt mot sør, noe som tyder på relativt rask sedimentasjon av partikler og fortykning av brakkvannet. Observasjoner av saltholdighet i Kosterfjorden og ved Tjärnö Marinbiologiska stasjon (Nilsson, 1991) viste at det var en relativt god korrelasjon mellom saltholdigheter mindre enn 20 ($r=0.84$), noe som skulle vise influensen av vann fra Hvalerområdet på Kosterområdet. En analyse av antall dager med saltholdighet mindre enn 20 ved Tjärnö mellom 1981-1990 viste at dette var observert i minst 282 dager (Nilsson, 1991), dvs. i ca. 10 % av tiden. Lav saltholdighet ble oftest registrert ved flom i Glomma dvs. sen vår og tidlig sommer. Utbrudd av brakkvann fra Hvalerområdet ble også registrert i august 1988 (Magnusson et al. 1990), hvor partikulært aluminium (et mål på leirpartikler) ble observert i overkonsentrasjoner langt sør for Koster. Dette viser at brakkvann fra Hvalerområdet til tider kan influere Kosterområdet, og da også deler av vann fra Iddefjorden. Imidlertid er frekvensen av slike utbrudd lav. Under slike forhold vil imidlertid vann fra Iddefjorden muligens kunne identifiseres langs land også utenfor Hvaler-området. Under normale forhold er, imidlertid, sannsynligheten liten for at vann med forurensninger fra Iddefjorden skal nå Koster.

Metaller.

Miljøgiftanalysene (tabell 11-tabell 13) viste at sedimentene som vil bli berørt inneholdt relativt lite metaller (hovedsakelig klasse I). En kan ikke fullstendig utelukke at det kan være høyere konsentrasjoner lenger ned i sedimentet. Dette er imidlertid lite trolig fordi områdene som berøres i hovedsak er transportbunn (dvs områder der mindre partikler på grunn av relativt stor strømhastighet er i bevegelse og dermed ikke sedimenterer ut på bunnen). Dette bekreftes av dykkerundersøkelsene og det forhold at det var vanskelig å få tatt sedimentprøver for miljøgiftanalyser. De sedimentene som en var i stand til å få tak i på tersklene og som er analysert utgjør derfor en relativt liten del av den totale masse som skal fjernes. Den analyserte finfraksjonen har sannsynligvis et langt høyere miljøgiftinnhold enn gjennomsnittet for massen som skal fjernes.

På deposisjonsbunn i dypområdene i fjorden har en for enkelte metaller observert noe høyere konsentrasjoner lenger ned i sedimentet (Helland og Walday, 1996). I dypområdet mellom Svinesund og Bjällvarpet regner en med at materialet på ca 20 cm ned i bunnen ble avsatt rundt år 1900.

På bakgrunn av de lave konsentrasjoner av miljøskadelige metaller i de berørte sedimentene er det ingen grunn til å anta at spredning av disse som følge av inngrepet, vil få vesentlige konsekvenser for miljøforholdene, hverken lokalt i Iddefjorden eller i området utenfor

Organiske miljøgifter.

Det er spredning av de klororganiske forbindelser (EPOCI, PCB og til dels EOCl) som ut fra konsentrasjonen i sedimentene (se tabell 11-tabell 13) potensielt kan utgjøre en risiko.

I hovedsak er det inngrepet ved Svinesund som er av potensiell betydning. Her er de høyeste konsentrasjonene (EOCl, EPOCI, PCB) i dyp der det skal foretas inngrep (tabell 11). I øvrige områder

er det i potensiell muddermasse fra 0-12 m dyp ikke funnet overkonsentrasjoner (tabell 12) eller så er innslaget av fjell så stort at det ikke var mulig å få innsamlet sedimentprøver i de dyp der sprengning skal foretas (tabell 13). Begge disse forhold gjør at potensialet for spredning av miljøgifter er langt mindre ved inngrep ved Bjällvarpet/Seläter og Hummerholmegrund enn ved Svinesund der en dessuten også har høye konsentrasjoner av PCB (tabell 11).

Det er vanskelig å kunne anslå effekter av en eventuell spredning av organiske miljøgifter og størrelsen av denne ved mudringen. I det følgende er det gjort en sammenligning av mengden organiske miljøgifter (EOPCL, EOCL og PCB) i mudringsmaterialet og andre transporter av disse stoffene for å synliggjøre dimensjonen på problemet.

Undersøkelser med sedimentfeller i Iddefjorden i 1994 viste at det i sedimenterende materiale var relativt høye konsentrasjoner av treforedlingsrelaterte klororganiske forbindelser (Helland og Walday, 1996). Eksempelvis ble det i felle materiale fra området mellom Svinesund og Bjällvarpet funnet 60000-70000 µg/kg tv. EOCl. Dette er langt mer enn det en observerte i sedimentene i terskelområdet ved Svinesund (tabell 11). På samme lokalitet ble det observert en årlig fluks av partikulært materiale til bunnen på anslagsvis 1000-2000 g/m². Dette betyr at en i fjorden også uten eventuelle mudrings/sprengnings operasjoner har et betydelig omløp av treforedlingsrelaterte klororganiske forbindelser. Bassengbunnen mellom Svinesund og Bjällvarpet blir årlig (1994) tilført minst 60 mg klororganiske forbindelser (EOCl) pr kvadratmeter. Finpartikulært materiale har en tendens til å havne på akkumulasjonsbunn i dypområdene i en fjord. Etter at primærutslippene av klororganiske forbindelser til Iddefjorden stoppet i 1991 kan dette ha ført til at miljøgifter som tidligere var assosiert med finpartikulært materiale i grunnområdene over tid resuspenderes og til slutt havner på akkumulasjonsbunn på dypere vann. Dette kan være en forklaring på den relativt store fluksen av klororganiske forbindelser som ble observert i bassenget mellom Svinesund og Bjällvarpet i 1994 (Helland og Walday, 1996), dvs flere år etter at de direkte utslippene opphørte. Det planlagte sprengning og mudringsarbeidet i Iddefjorden og en eventuell spredning av miljøgifter knyttet til dette kan vurderes mot dette omløpet av klororganiske forbindelser i fjorden og tilførsler fra andre kilder.

Det antas at det ligger anslagsvis 14 kg EOCl totalt på terskelen ved Svinesund (se tabell 24) og 3 kg EPOCl (tabell 24, tabell 25). Store mengder EOCl er observert i Østersjøen delvis som en følge av klorbleking i treforedlingsindustrien (Wulff og Rahm, 1993). Betydningen av disse forbindelser (hvorav få er identifisert) for miljøet er imidlertid lite kjent (Wulff *et al.*, 1993, Wulff og Rahm, 1993). En massebalansemodell for Østersjøen tyder på at en ved siden av direkte utslipp fra treforedlingsindustri til vann også har en betydelig tilførsel av EOCl fra atmosfæren til havoverflaten (Wulff *et al.*, 1993). Denne tilførsel (105 tonn pr år for Østersjøen) tilsvarer en fluks på ca 0,4 mg/m² årlig. Dersom denne fluksen anvendes for Hvaler/Koster området, vil en i et område på 35 km² ha en tilførsel av EOCl tilsvarende det som en anslagsvis har beregnet ligger i løsmassene som er planlagt fjernet ved Svinesund. Fordi en ikke har noe data for atmosfærisk nedfall av EPOCl (som er den persistente delen av EOCl) kan en ikke utføre tilsvarende regnestykke for denne gruppe komponenter.

Mudrings og sprengningsarbeidet ved Svinesund vil nødvendigvis måtte føre til en viss resuspensjon av partikulært materiale som inneholder miljøgifter. Som et "worst case" kan en anta at all EOCl som finnes i løsmassene, som skal fjernes fra Svinesund (anslagsvis 14 kg), resuspenderes og sedimenterer ut i dypområdene (>20 m dyp) mellom Svinesund og Bjällvarpet. Dette vil føre til en transport av EOCl til bunnen tilsvarende ca 130 mg/m² (forutsetninger se tabell 24). Dette "worst case" tilsvarer en total transport ca. 2 ganger det som i samme område i 1994, ved sedimentfelleundersøkelser, ble observert transportert til bunnen (Helland og Walday, 1996). Tilsvarende regnestykke kan ikke gjøres med samme sikkerhet for EPOCl. Fra andre områder med treforedlingsindustri er det imidlertid vist at EPOCl i sediment utgjør i middel ca 8% av EOCl (Jonsson *et al.*, 1986). Anvendes dette på sedimentfelle-data for bassenget mellom Svinesund og Bjällvarpet (Helland og Walday, 1996) tilsier dette at bassenget mellom Svinesund og Bjällvarpet årlig (1994) blir tilført minst 4.8 mg EPOCl pr

kvadratmeter. Tilsvarende beregninger som en over har gjort for EOCL gir at den totale mengde EPOCl som ligger i potensielt dumpemateriale på Svinesundsterskelen tilsvare i størrelsesorden 5 ganger det som i 1994 sedimenterte ut i bassenget mellom Svinesund og Bjällvarpet.

Løsmassene ved Svinesund ble beregnet å inneholde ca 40 g PCB (tabell 25). Ved Koster er det beregnet at det fra luft deponeres ca 2-3 ng/m²/døgn av PCB (IVL personlig med.), dette tilsvarer 1 g /km² årlig. Dette betyr at den totale mengde PCB som antas å ligge i sedimentet ved Svinesund tilsvarer noe mindre enn det som p.g.a langtransporterte luftforurensninger årlig deponeres i Kosterfjorden, eller et areal tilsvarende ca 2 x Singlefjorden.

Under flommen i Glomma i 1995 ble det registrert en fluks av PCB i området 0.04-0.93 µg/m²/dag (Helland, 1996). I løpet av flommen i Glomma i 1996 er det beregnet at det innenfor Hvalerøyene sedimenterte ca 600 g PCB (Helland 1996).

SFT's utkast til retningslinjer for mudring knytter skjønnsmessig ulike krav til utførelse av en mudringsoperasjon avhengig av forurensningsgrad i materialet som mudres (tabell 23).

Ut fra disse retningslinjer vil mudring ved Svinesund kreve spesielle tiltak under mudringsoperasjonen siden en her har konsentrasjoner av miljøgifter i klasse III-IV (tabell 11) mens mudring (0-12 m dyp) ved Bjällvarpet/Seläter ikke krever slike tiltak. Sprengning av Hummerholmegrund skulle heller ikke kreve spesielle tiltak for å hindre spredning av miljøgifter siden mengden løsmateriale i berørte områder grunnere enn 12 m er svært liten.

Tabell 23. Foreslåtte krav ved mudring (cf. SFT's utkast til retningslinjer)

	Sedimentets tilstandsklasse basert på innhold av miljøgifter		
	Klasse I og II	Klasse III, IV, V	Konsentrasjoner >3-5 ganger laveste grense for klasse V.
Krav til teknisk utførelse av mudreoperasjon	Ingen spesielle krav til mudring	Det skal anvendes den til en hver tid mest miljøakseptable teknologi. Minstekrav: Siltskjørt rundt mudrestedet på dyp <10m. Det bør brukes grabb. Bruk av sugemudring dersom store mengder forurenset vann (lite aktuelt på tersklene i Iddefjorden)	Mudring kan ut fra et miljøhensyn være uforsvarlig. Giftighetstester vil kunne avgjøre.

Tabell 24. Mengden EOCL og EPOCl i sedimentet på terskelen ved Svinesund: Forutsetninger og resultater.

Forutsetninger	
Areal av terskelområde (m ²)	18000
Sedimenttykkelse (m)	0.2
Fraksjon i sediment >63 µm (%)	17
Egenvekt sediment (kg/m ³)	2300
Total mengde sediment i <63µm fraksjon (kg)	1407600
Konsentrasjon av EOCL i sedimentet (g/kg)	0.01
Konsentrasjon av EPOCL i sedimentet (g/kg)	0.002
Bunnareal >20 m, dumpe 2 (m ²)	107498
Resultater	
Mengde EOCL i alt sediment på terskelen(g)	14076
Beregnet fluks dersom all EOCL fra terskelen ved Svinesund havner i dumpeområde 2 (g/m ²)	0.131
Mengde EPOCl i alt sediment på terskelen(g)	2815

Tabell 25. Mengden PCB i sedimentet på terskelen ved Svinesund: Forutsetninger og resultater.

Forutsetninger	
Areal av terskelområde (m ²)	18000
Sedimenttykkelse (m)	0.2
Fraksjon i sediment >63 µm (%)	17
Egenvekt sediment (kg/m ³)	2300
Total mengde sediment i <63µm fraksjon (kg)	1407600
Konsentrasjon av PCB i sedimentet (g/kg)	2.77 x10 ⁻⁵
Bunnareal, dumpe 2 (m ²)	107498
Resultater	
Mengde PCB i alt sediment på terskelen(g)	39
Beregnet fluks dersom all PCB fra terskelen ved Svinesund havner i dumpeområde 2 (g/m ²)	0.00036

Tabell 26. Avstand fra Svinesund til ulike områder

Strekning	Avstand (km)
Svinesund - Bjällvarp	1.3
Svinesund - Hummerholmegrunn	2.8
Svinesund - Singlefjorden (ved Kjeøya)	4.5
Svinesund - Koster	27

Tabell 27. Partikulært materiale i vannet ved ulike tidspunkt (resultater fra sedimentasjonsforsøk).

Tid	Mengde materiale igjen i vannsøylen (%)	Konsentrasjon i vannet (mg/l)	Horisontal forflytting (km) ved en strømhastighet på 0.5 m/s
10 min	3-10	200-800	0.3
30 min	ca. 2	100-200	0.9
5 t	ca. 0.6	ca 60	9
10 timer	ca. 0.5	50	18

4.1.3 Konsekvenser for bløtbunnsfauna

I de dype områdene innenfor Svinesund er bløtbunnsfaunaen fattig (figur 25). Fra Svinesund og utover er det stort sett en normal fauna. Særlig rik er faunaen på de grunne terskelområdene. Det er vanlig å finne en rik fauna på slike lokaliteter, noe som bl.a. skyldes god vannbevegelse, god næringstilgang og et variert substrat hvor mange forskjellige arter kan finne passende livsbetingelser. Den dårlige tilstanden på de dype lokalitetene i indre fjord tyder på oksygenmangel.

Akutte virkninger

Sprengning og mudring vil lokalt ødelegge mye av faunaen for en kort periode. Dette gjelder først og fremst i det partiet som sprenges eller graves ut. I tillegg kan oppvirvling og ras samt sjokkbølger fra sprengningene forstyrre områdene rundt. Miljøgiftpåvirkning i tillegg til det som dyrene ellers er utsatt for i dag er lite sannsynlig.

Langsiktige virkninger

I løpet av mindre enn fem til ti år vil ny fauna etablere seg og gjenskape et normalt samfunn. Det kan bli større eller mindre innslag av hardbunnsfauna i forhold til bløtbunnsfauna avhengig av hvordan substratet endrer seg. F.eks. kan det bli blottlagt fjell der hvor det i dag er sediment. Ras av grovere materiale ned til mudderbunn kan føre til at andre arter etablerer seg der. For bunnområdet som helhet og i et lengre tidsperspektiv er det liten sannsynlighet for at sprengningen/gravingen vil få noen vesentlig betydning for bløtbunnsfaunaen.

De hydrofysiske beregningene har vist at utdyping av tersklene trolig vil medføre økt vannutskifting og sannsynligvis noe bedre oksygenforhold i dypvannet i fjordområdet innenfor Svinesund. Dermed

vil det være muligheter for at en noe rikere fauna etablerer seg. Konsekvensene av dette kan bli en økt mobilisering av miljøgifter fra sedimentene, både ved tilførsel til næringskjeden og ved frigivelse til vannet som følge av mer bioturbasjon. En har i dag et forskningsbehov knyttet til eventuelle sekundære effekter av forbedrede oksygenforhold i forurensede fjorder. En vil derfor ikke spekulere i hvorvidt de marginale forbedringer av oksygenforholdene som kan ventes, vil kunne ha også noen uheldige konsekvenser for fjordens miljø.

4.1.4 Konsekvenser for hardbunnsfauna

En forandring i sammensetningen av de biologiske samfunn kan finne sted ved ødeleggelse av substrat og/eller varige endringer i strømsystemene (nedslamming).

Høy partikkeltilførsel, f.eks. i form av sedimentering, er en belastning for mange organismer og man vet med sikkerhet at filterspisere, og da i særlig grad muslinger, svamp, sekkedyr og noen krepsdyrarter, tar skade av en økt partikkelbelastning (Moore, 1977). Det er i hovedsak tre måter hvorved et høyt uorganisk partikkelinnhold kan innvirke negativt på akvatiske organismer:

- Mekanisk skuring.
- Sedimentering, som helt eller delvis kan dekke over organismer.
- Økt energibehov ved næringsopptak hos filtrerende dyr.

Av de mer alvorlige effekter dette kan medføre for bunndyr, nevner Moore (1977):

- Økt mortalitet og/eller nedsatt vekst (eks; forsøk har vist at forhøyede konsentrasjoner av uorganiske partikler i vannet kan medføre nedsatt vekst og økt dødelighet hos sekkedyr (Robbins 1985)).
- Forstyrret utvikling av egg og larver.
- Reduksjon av oksygen- og næringsopptak.
- Blokkering av ekskresjonssystemer.
- Ødeleggelse av potensielt substrat for larver (eks; posthornmark er følsomme overfor partikkelskuring fordi den forhindrer nedslåing av larvene (Hayward & Ryland 1990)).

En økt nedslamming vil også kunne redusere fotosyntesen hos alger ved at algenes effektive overflate reduseres av sedimenterende materiale.

Den type samfunn som en i dag har på tersklene er hardbunnsamfunn, som er tilpasset strømrrike omgivelser, er svært sårbare i forhold til nedslamming.

Akutte effekter

Under selve sprengnings- og mudringsarbeidet vil de fysiske og kjemiske parametre påvirkes og den direkte effekten av trykkbølger, nedrasing og nedslamming vil føre til omfattende skader i nærområdene. Fordi inngrepene ikke fører til større forandringer i strømforhold (berørte områder forblir terskler med gode strømforhold) og substrattilgjengelighet blir omtrent som før, vil det foregå en rekolonisering av organismer fra de omkringliggende områder som etter en tid resulterer i at hardbunnsorganismer igjen vender tilbake. En kan forvente at det vil ta 4-5 år før samfunnene igjen er reetablert

Varige effekter

Det er blitt beregnet at inngrepene vil føre til en viss reduksjon i strømhastigheten over tersklene. Inngrepene på terskelen ved Bjällvarpodden vil føre til ca. 20% reduksjon i vannhastighet. Dette vil bety at hastigheten blir omtrent lik den en i dag har på Svinesundsterskelen. Ved Svinesund kan en forvente rundt 10% lavere strømhastighet. De planlagte inngrepene vil ikke medføre at tersklene fjernes og en vil derfor fortsatt ha en forholdsvis høy vannhastighet i disse områdene sammenlignet med de øvrige områder av fjorden. Det anses som lite trolig at endringene i strømhastighet over tersklene vil medføre noen større endringer i de biologiske hardbunnssamfunnene over tid.

Tykkelsen på brakkvannslaget vil ikke endre seg etter inngrepene og den vertikale utbredelsen av den brakkvannstilpassede flora og fauna vil derfor bli uforandret.

Ved Hummerholmegrunn forventes det så små endringer i strømforhold at dette ikke vil bety noe for den flora og fauna en har i dette området. De akutte effektene av nedrasing og nedslamming vil imidlertid med stor sannsynlighet påvirke de rike samfunn en i dag har like under det område som skal utdypes. Etablering av en stereofotostasjon på Hummerholmegrunn vil kunne gi viktig informasjon om påvirkning fra denne type inngrep på et rikt hardbunnssamfunn. Stasjonen må da etableres og fotograferes før arbeidene settes igang, og den må plasseres slik at den ikke overdekkes eller raseres av steinmasser fra sprengningen.

4.1.5 Andre konsekvenser

Sprengning vil kunne føre til en viss akutt dødelighet av fisk lokalt og anses ikke som alvorlig for fiskebestander i fjorden.

Siden forholdene i brakkvannslaget i fjorden ikke endres er det ikke sannsynlig at gruntvannsområdene innerst i fjorden skal påvirkes

4.2 Dumping

4.2.1 Dumpeområder og spredning av miljøgifter

Eventuelle miljøeffekter av dumping bestemmes av dumpemassenes karakter samt forholdene på dumpestedet. Mer konkret vil miljøeffekter være avhengig av:

- Konsentrasjonen og totalmengden av miljøgifter i massene som skal dumpes.
- Konsentrasjonen av miljøgifter i sedimentet der massene skal dumpes.
- Partikkelstørrelse i massene som skal dumpes.
- Dumpingsmetode
- Strømforholdene på dumpestedet
- Undervannstopografien i dumpeområde.
- Typen bunn i dumpeområdet (partikkelstørrelse, depositions bunn, transportbunn, erosjonsbunn).
- Eventuelle tiltak for å hindre spredning av partikler (eksempelvis bruk av siltskjørt).

Vurdering av dumpeområder

Miljøgiftinnholdet i sedimentet på dumpestedet varierer noe (tabell 14). For metallene synes det med unntak av for Cd som konsentrasjonen i overflatesedimentet i området utenfor Kjeøya (Dumpe 4) er noe høyere enn lenger inn (Dumpe 3 og Dumpe 2). På ingen av områdene fant en imidlertid metallkonsentrasjoner i sediment høyere enn tilsvarende klasse II (tabell 14). For de klororganiske forbindelser (EPOCl, EOCl og PCB) lå de observerte konsentrasjoner noe lavere i overflatesediment i det potensielle dumpeområdet ved Kjeøya (dumpe 4) enn på de to øvrige dumpeområder (tabell 14). Konsentrasjonene avvek imidlertid ikke mer enn at alle potensielle dumpeområder for samme parameter ble klassifisert til samme tilstandsklasse (tabell 14). Det er derfor på bakgrunn av konsentrasjonen i sedimentet ikke sterke argumenter for å anbefale det ene av de 3 vurderte dumpeområder fremfor det andre.

Det er ønskelig at massene dumpes på en akkumuleringsbunn med en partikkelstørrelse som er mindre enn det som er i dumpematerialet. Dermed reduseres risikoen for at massene som dumpes spres videre som en følge av resuspensjon forårsaket av vannbevegelse langs bunnen.

Finfraksjonen (<63 µm) i sedimentene fra de 3 vurderte dumpeområder var størst ved Kjeøya (99%), avtok til 67.9 % ved Sponvika (Dumpe 3) og var minst i bassenget mellom Svinesund og Bjällvarpet (23.4%) for så å øke innenfor Svinesund (Berge og Helland, 1993). Prøvematerialet av løsmassene som er planlagt fjernet fra 0-12 m dyp på tersklene inneholdt en mindre andel finkornet materiale (Svinesund: ca 17%, Bjällvarpet/Seläter: ca 3-6 %) enn det en fant på dumpestedene. Dette betyr at alle de tre områder har en partikkelstørrelse som skulle sikre en relativ liten spredning av miljøgifter ved resuspensjon.

Risikoen for resuspensjon av deponert materiale er størst når det skjer dypvannsfornyelser i fjorden. Strømhastigheten er størst når tyngre vann strømmer ned langs bunn på innsiden av terskelen og ned i dypområdene innefor. Risikoen for resuspensjon blir derfor størst langs bunn på innsiden av terskelen. Den lavere andelen finfraksjon i Dypområdet mellom Bjällvarpet og Svinesund sammenlignet med de to andre dypområdene, antyder at området er mer utsatt for resuspensjon. På den annen side er miljøgiftinnholdet i dumpematerialet lavere enn det en har i dypområdene og andelen finfraksjon i dumpemassene er lavere enn i sedimentene på dumpestedet. Dette skulle tale for at resuspensjon i forbindelse med dypvannsfornyelser ikke skulle medføre noen øket spredning av miljøgifter.

Området mellom Svinesund og Bjällvarpet har terskler på begge sider (figur 7) som virker som barrierer mot spredning av miljøgifter. Også området innefor Svinesund har slike barrierer. Tilsvarende barrierer har en ikke for de to andre vurderte dumpeområder. Andelen finpartikler i sedimentet innenfor Svinesund (<63µm fraksjonen = ca. 96%, cf. stasjon 5 i Berge og Helland, 1993) antyder at en der også har liten resuspensjon p.g.a. dypvannsfornyelse. Av de tre vurderte dumpeområder anses området mellom Svinesund og Bjällvarpet som det beste, men også området innefor kan være gunstig p.g.a. mindre resuspensjon ved dypvannsfornyelse

Potensielle dumpemasser fra Bjällvarpet/Seläter og Hummerholmegrunn er relativt uproblematisk m.h.t. innhold av miljøgifter. Dersom disse skal dumpes, kan området mellom Svinesund og Bjällvarpet være et godt alternativ, fordi en p.g.a. moderat andel finfraksjon i sedimentet sannsynligvis vil få mindre oppvirvling under dumping. I tillegg vil det lave miljøgiftinnholdet og den lave andelen finmateriale i dumpemassene gi liten oppvirvling av miljøgifter ved dypvannsfornyelse.

Massene fra Svinesund inneholder til dels høye konsentrasjoner av enkelte klororganiske miljøgifter. Med forbehold om effekter forårsaket av dypvannsfornyelsen i området, vil også disse kunne dumpes i området mellom Svinesund og Bjällvarpet uten at organiske miljøgifter spres i nevneverdig grad.

Ut fra dette resonnement skulle området mellom Bjällvarpet og Svinesund egne seg best for dumping av grovt materiale fra de ytre områdene, mens det for dumping av overskuddsmasser fra Svinesundsterskelen også kan være et godt alternativ å bruke et område innefor Svinesundsterskelen.

En vil imidlertid påpeke at enkelte masser er velegnet for alternativ bruk (eksempelvis fyllmasser). Alternativ bruk av massene bør derfor vurderes i forbindelse med en søknad om dumping i sjø.

Spredning av miljøgifter

Konsentrasjonen av miljøgifter er generelt lavere i dumpematerialet enn i sedimentet på de aktuelle dumpestedene. Dumpemassene har også en mindre andel finpartikulært materiale. Dumping av masse fra tersklene vil derfor kunne medføre at en får lavere konsentrasjoner i sedimentene enn det en hadde før dumping.

På grunn av at forhøyede miljøgiftkonsentrasjoner i dumpematerialet først og fremst er knyttet til arbeidet ved Svinesund anbefales at dumping av dette materialet gjøres først, og at en dernest tildekker ved å dumpe materiale fra de øvrige lokaliteter på samme sted.

På bakgrunn av miljøgiftkonsentrasjonen i "dumpematerialet" fra Svinesund kan en ikke utelukke at transport av partikler i dumpematerialet, i hovedsak via brakkvannslaget, kan føre til en viss spredning av miljøgifter (først og fremst lokalt). Ved bruk av siltskjørt fra overflaten til under sprannglaget, kan spredning av partikler i overflatevannet reduseres betydelig.

Ut fra konsentrasjonen av miljøgifter i dumpemassene (særlig fra Bjällvarpet og Hummerholmegrunden) og undervanns-topografien i området regner en at mengden av miljøgifter som spres i miljøet i forbindelse med en eventuell dumping, er relativt liten og i tilfelle hovedsakelig begrenset til selve Iddefjorden. Dette gjelder først og fremst dersom dumpeområdet legges mellom eller innenfor Svinesund/Bjällvarpet.

Spredningen av partikulært materiale utover fjorden kan begrenses, ved at en i størst mulig utstrekning unngår perioder med høy ferskvannstilførsel og konsentrerer dumping til en lavvannssituasjon. Under slike forhold vil en ha størst sannsynlighet for innadgående strømmer ved tersklene. Spredning via overflatestrømmer kan også reduseres ved bruk av siltskjørt.

4.2.2 Konsekvenser for bløtbunnsfauna

Akutte virkninger

Dumping vil medføre forstyrrelser og tildekking av sjøbunnen og vil ødelegge mye av faunaen for en kort periode.

Langsiktige virkninger

I løpet av mindre enn fem til ti år vil bunnområdet rekoloniseres av ny fauna som er tilpasset det nye substratet. Ved dumping av grovt materiale over et finkornet sediment kan det bli skapt et mer variert substrat med mulighet for flere forskjellige arter å etablere seg. I et enda lengre perspektiv vil det bygges opp et sedimentlag av samme type som før dumping. For bunnområdet som helhet og i et langtidsperspektiv er det liten sannsynlighet at dumping vil medføre noen betydelig endring i bløtbunnsfauna.

4.2.3 Konsekvenser for hardbunnsfauna

Dersom løsmassene og sprengstein dumpes i dypområdene der det ikke er noen hardbunnsfauna fra før av vil dette selvfølgelig ikke føre til noen akutte konsekvenser for hardbunnsfaunaen. Sprengstein på bunnen vil imidlertid på sikt føre til at en også i dypområdene vil kunne få et visst innslag av hardbunnsfauna.

5. Referanser

- Aure, J., Molvær, J. and Stigebrandt, A., 1997: Observations of inshore water exchange forced by a fluctuating offshore density field. *Marine Pollution Bulletin*, 33 (in press)
- Aure, J. & Stigebrandt, A., 1990: Quantitative estimates of eutrophication effects on fjords of fish farming. *Aquaculture*, 90, 135-156.
- Afzelius L. 1979. Nasjonalt program for overvåking av vannressurser. Utvikling og status i Iddefjordens biologi. NIVA-rapport 1096. 52 sider.
- Berge, J.A. og Helland, A., 1993. overvåkingsundersøkelser i Iddefjorden 1991/92. Miljøgifter i sediment, ål, torsk og taskekrabbe. NIVA-rapport nr. 2953-93, 56s.
- Bjerkeng, B., 1994a. Eutrofimodell for indre Oslofjord. 1: Praktisk utprøving på indre Oslofjord. NIVA-rapport nr. 3112, 96s.
- Bjerkeng, B., 1994b. Eutrofimodell for indre Oslofjord. 2: Faglig beskrivelse av innholdet i modellen. NIVA-rapport nr. 3113, 134s.
- Bjerkeng, B., 1994c. Eutrofimodell for indre Oslofjord. 3: EDB-teknisk beskrivelse og praktisk brukerveiledning. NIVA-rapport nr. 3114, 105s.
- Bjerkeng, B., 1994d. Eutrofimodell for indre Oslofjord. 4: Fysiske prosesser. Litteraturstudium og data-analyse. NIVA-rapport nr. 3115, 107s.
- Bjerkeng, B., 1995. Eutrofimodell for indre Oslofjord. 5: Fytoplankton-prosesser - et litteraturstudium. NIVA-rapport nr. 3116, 165s
- Bjerkeng, B. og Molvær, J. 1996. Mossesundet. Virkning på vannkvaliteten ved dyputslipp fra Peterson Moss AS. NIVA-rapport nr. 3553-96, 78s.
- Carlberg, G.E., Drangsholt, H., Gjøs, N. og Tveten, G., 1981. Miljøpåvirkning av klorerte hydrokarboner fra klorblekerier. Analyse av vann, sedimenter og fisk fra Iddefjorden, sidene 131-140 i *Organohalogener i akvatisk miljø*. 17. Nordiska symposiet om vattenforskning, Porsgrunn 4-7/5 1981. Nordforsk. Miljövårdsserien Publ 1981:1.
- Christie H. & N.W. Green 1982. Changes in the sublittoral hardbottom benthos after a large reduction in pulp mill waste to Iddefjord, Norway, Sweden. *Netherlands Journal of Sea Research*. 16: 474-482.
- Dybern, B (1972). Idefjorden - en förstörd marin miljö. *Fauna och Flora* 67(2): 90-103.
- Gustafsson, B. & Stigebrandt, A., 1996: Dynamics of the freshwater-influenced surface layers in the Skagerrak. *J. Sea Res.*, 35, 39-53.
- Hayward, P.J. and J.S. Ryland, (eds.), 1990. The marine fauna of the British Isles and North-West Europe. Volume 1. Clarendon press, Oxford.

Hektoen, H., Helland, A., Næs, K., og Rygg, B., 1992. Overvåking av Hvaler-Singlefjorden og munningen av Iddefjorden. Sedimenterende materiale, bunnsedimenter, bløtbunnsfauna og diagnostisk undersøkelse av skrubbe. NIVA-rapport nr. 2791, 95s.

Helland, A., 1996. Tilførsler av partikulært materiale til Glommaestuarieret og områdene utenfor i forbindelse med flommen i Glomma 1995. NIVA -rapport nr. 3503, 50s.

Helland, A. og Walday, M., 1996. Overvåking av Iddefjorden 1994. Undersøkelser av hardbunnsfauna, sedimenterende materiale og bunnsedimenter. NIVA-rapport nr. 3502-96, 90s.

Holtan, G., 1996. Overvåking av Hvaler - Singlefjorden og munningen av Iddefjorden 1990-1994. Forurensningstilførsler 1970-1993. NIVA-rapport 3444-96, 81s.

Hurlbert S N, 1971. The non-concept of species diversity. *Ecology* 53, 577-586.

Håkansson, H., Jonsson, B, Jonsson, P. og Martinsen, K. 1988. Påverkningsområden för klorerat organisk material från massablekerien, Rapport nr. 3522 från Naturvårdsverket.

Jacobsen, T., Johnsen, S., Johnsen, Ø. og Staal, M., 1995. Et mirakel av en fjord. Livet i Iddefjorden, J. W. Cappelens Forlag a/s, ISBN 82-02-15468-5, 109s.

Jonsson, P., Jonsson, B., Håkanson, L. og Martinsen, K., 1986. Spridning av klorerat organisk material från skogsindustrier. Naturvårdsverket, Rapport nr. 3228, 93s.

Knutzen, J., 1986. Utredning om Iddefjordens tilstand og aktuelle tiltak ved Saugbrugsforeningen. NIVA-rapport nr. 1924, 88s.

Knutzen, J, Rygg, B., og Thélin, I., 1993. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Virkninger av miljøgifter. Rapport nr. TA-923/1993 fra SFT, 20s.

Knutzen, J., Magnusson, J. og Skei, J., 1978. Nasjonalt program for overvåking av vannressurser. Pilotprosjekt Iddefjorden 1977. O-38 / 75, 74s.

van Leussen, W., 1988. Aggregation of Particles, Settling Velocity of Mud Floccs; A Review. In: Physical Processes in Estuaries. Springer-Verlag, Ed. Dronkers, J. & van Leussen, W., p 347 - 403.

Magnusson, J. og Skei, J., 1979. Nasjonalt program for overvåking av vannressurser. Pilotprosjekt Iddefjorden 1979. NIVA-rapport nr. 1161, 78s.

Magnusson J., Christie H., Efraimssen H., Green N.W. & A. Pedersen 1983. Supplerende basisundersøkelser og rutineovervåking i Iddefjorden 1982. NIVA-rapport nr. 1546 (overvåkingsrapport 105/83). 56s.

Magnusson, J. og Skei, J., 1984. Basisundersøkelser i Hvalerområdet og Singlefjorden, hydrografi, vannutskiftning og hydrokjemi. NIVA-rapport nr. 1684, 103s.

Magnusson, J., Skei, J. og Sørensen, K., 1990. Hydrografiske og hydrokjemiske observasjoner i Ytre Oslofjord, juni og august 1988. Delprosjekt 3.6.a. NIVA-rapport nr. 2513, 112s.

Martinsen, K., Pedersen, K., Kringstad, A., Lund Kvernheim, A., 1993. Undersøkelse av organiske miljøgifter i sedimenter og biota i Iddefjorden 1992. SINTEF SI rapport nr. STF27A93032, 32s.

- Mehta, A.J. (1988): Laboratory Studies on Cohesive Sediment Deposition and Erosion. In: Physical Processes in Estuaries. Springer-Verlag, Ed. Dronkers, J. & van Leussen, W., p 427-445.
- Moore P.G., 1977. Inorganic particulate suspensions in the sea and their effects on marine animals. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 15, 225-363.
- Nilsson, Per, 1991. Övervakningsprogrammet i kustområdet mellan Sverige och Norge. Hydrografiska och kemiska parametrar i fria vatten. Naturvårdsverket, rapport 3910,xs
- NIVA, 1996. Övervakning av dumping av steinmasser i Essobukta for Falconbridge Nikkelverk A/S. NIVA-notat, O-96007, 13s+vedlegg.
- Olausson, E., 1972. Sedimentundersökningar på Västkusten: Förändringar och konstans. Med. från Mar. Geol. Lag., Göteborg, Nr 4, 25s
- Puls, W., Kuehl, H. & Heymann, K. (1988): Settling Velocity of Mud Floes: Results of Field Measurements in the Elbe and the Weser Estuary. In: Physical Processes in Estuaries. Springer-Verlag, Ed. Dronkers, J. & van Leussen, W., p 404-424.
- Robbins, I.J., 1985. Ascidian growth and survival at high inorganic particulate concentrations. *Mar. Poll. Bull.* 16, no.9, pp. 365-367.
- Rueness, J. og Wiik, Ø (upublisert). Tokrapport:Littorale alger i Iddefjorden - situasjonsrapport fra 2. oktober 1992, 5s.
- Rygg B, Thélin I, 1993. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Virkninger av organiske stoffer. SFT-veiledning nr. 93:05, 16 s. .
- Rygg B, 1995. Indikatorarter for miljøtilstand på marin bløtbunn. Klassifisering av 73 arter/taksa. En ny indeks for miljøtilstand, basert på innslag av tolerante og ømfintlige arter på lokaliteten. 68 s. (NIVA 3347-95) .
- Shannon C E, Weaver W, 1963. The Mathematical Theory of Communication. University of Illinois Press, Urbana.
- Stigebrandt, A., 1981: A mechanism governing the estuarine circulation in deep, strongly stratified fjords. *Estuarine, Coastal and Shelf Science.*, 13, 197-211.
- Stigebrandt, A., 1997: Resistance to barotropic strait flows caused by baroclinic wave drag - studies using observed tidal choking in land-locked basins. (manuscript)
- Stigebrandt, A. & Aure, J., 1989: Vertical mixing in the basin waters of fjords. *J. Phys. Oceanogr.*, 19, 917-926.
- Stigebrandt, A. og Aure, J., 1990: De ytre drivkreftenes betydning for vannutskiftningen i fjordene fra Skagerrak til Finnmark. Havforskningsinstituttet, Bergen, Rapport nr. FO 9003, 29 s.
- Sørensen, J., Bjerkeng, B., Bratli, J.L., Knutzen, J. Magnusson, J., 1995. Miljømål for Drammenselva og fjorden. NIVA-rapport nr. 3198-1995, 102s.

van Leussen, W. (1988): Aggregation of Particles, Settling Velocity of Mud Floccs; A Review.
In: Physical Processes in Estuaries. Springer-Verlag, Ed. Dronkers, J. & van Leussen, W., p 347 - 403.

Volent, Z. (1981). En undersøkelse av salt- og volumtransporten, samt choking-effekten over tersklene til Ringdals- og Iddefjorden. Hovedfagsoppgave i Geofysikk. Universitetet i Oslo.

Wulff, F. og Rahm, L., 1993. Accumulation of chlorinated organic matter in the baltic Sea from 50 years of use - a threat to the environment?, Mar. Pollut. Bull., 26, 272-275.

Wulff, F., Rahm, L., Jonsson, P., Brydsten, L., Ahl, T., Granmo, Å., 1993. A mass-balance model of chlorinated organic matter for the Baltic Sea - A challenge for ecotoxicology, Ambio, 22, 27-31.

Vedlegg A. Stasjonsbeskrivelse

Vedleggstabell A1. Stasjoner innsamlet i Iddefjorden 29-30/10-1996. Stasjoner der det ikke var mulig å få opp prøver er angitt i parentes.

Område 1₀₋₁₂ = Berørte områder ved Svinesund, dyp 0-12 m.
 Område 1₁₂₋₂₀ = Berørte områder ved Svinesund, dyp 12-20 m
 Område 1U = Dypområde umiddelbart utenfor berørte områder ved Svinesund
 Område 1I = Dypområde umiddelbart innenfor berørte områder ved Svinesund

Område 2₀₋₁₂ = Berørte områder ved Bjällvarpet/Seläterodden, dyp 0-12 m.
 Område 2₁₂₋₂₀ = Berørte områder ved Bjällvarpet/Seläterodden, dyp 12-20 m
 Område 2U = Dypområde umiddelbart utenfor berørte områder ved Bjällvarpet/Seläterodden
 Område 2I = Dypområde umiddelbart innenfor berørte områder ved Bjällvarpet/Seläterodden

Område 3₀₋₁₂ = Berørte område ved Hummerholmegrunn, dyp 0-12 m.
 Område 3₁₂₋₂₀ = Berørte område ved Hummerholmegrunn, dyp 12-20 m
 Område 3U = Dypområde umiddelbart utenfor berørte område ved Hummerholmegrunn
 Område 3I = Dypområde umiddelbart innenfor berørte område ved Hummerholmegrunn

Dumpe 1 = Potensielt dumpeområde innenfor Svinesund
 Dumpe 2 = Potensielt dumpeområde mellom Svinesund og Bjällvarpet
 Dumpe 3 = Potensielt dumpeområde mellom Seläterodden og Hummerholmen
 Dumpe 4 = Potensielt dumpeområde ved Kjeøya

St. nr.	Dato-tid	Pos. N Pos. Ø World Geodetic System (VGS-84)	Vann - dyp	Kjemi-prøver	Settling-prøver	Bløtbunns-prøver	Område
St. 1	29/10/96 10:55	59° 05,917' 11° 16,916'	42 m	0-5 cm 5-10 cm	Set.	Bløt.	Dumpe 1
St. 2	30/10/96 16:10	59° 05,887' 11° 16,772'	29 m	0-5 cm 5-10 cm		Bløt.	(Dumpe 1)
St. 3	30/10/96 16:00	59° 05,879' 11° 16,408'	26 m	0-5 cm		Bløt.	Område 1I
(St. 4)	29/10/96 12:00	59° 05,865' 11° 16,254'	19.5 m				Område 1 ₁₂₋₂₀
St. 5	29/10/96 12:05	59° 05,794' 11° 16,090'	7.5 m	0-5 cm 5-10 cm			Område 1U
St. 6	30/10/96 15:45	59° 05,814' 11° 16,159'	7 m	0-5 cm	Set	Bløt.	Område 1 ₀₋₁₂
(St. 7)	29/10/96 12:30	59° 05,861' 11° 16,077'	5 m				Område 1 ₀₋₁₂
St. 8	29/10/96 12:35	59° 05,829' 11° 16,074'	14 m	0-5 cm			Område 1 ₁₂₋₂₀
(St. 9)	29/10/96 12:45	59° 05,799' ⁽¹⁾ 11° 15,869' ⁽¹⁾	17 m				Område 1U
St. 10	29/10/96 12:53	59° 05,800' 11° 15,906'	17 m	0-5 cm			Område 1U
St. 11	29/10/96 13:05	59° 05,868' 11° 16,001'	13 m	0-5 cm 5-10 cm			Område 1 ₁₂₋₂₀

Vedleggstabell A1 (fortsettelse). Stasjoner innsamlet i Iddefjorden 29-30/10-1996.

Kode	Dato-tid	Pos. N Pos. Ø World Geodetic System (VGS-84)	Vann - dyp	Kjemi- prøver	Settling- prøver	Bløtbunns- prøver	Område
(St. 12)	29/10/96 13:15	59° 05,850´ 11° 16,266´	18 m				Område 1 ₁₂₋₂₀
St. 13	29/10/96 13:30	59° 05,840´ 11° 16,290´	6 m	0-5 cm 5-10 cm			Område 1 ₀₋₁₂
St. 14	29/10/96 14:20	59° 05,914´ 11° 16,402´	20 m	0-5 cm 5-10 cm			Område II
(St. 15)	29/10/96 14:35	59° 05,857´ 11° 16,403´	17 m				Område II
St. 16	30/10/96 15:25	59° 05,809´ 11° 15,770´	30 m	0-5 cm 5-10 cm	Set.	Bløt.	Dumpe 2
St. 17	30/10/96 15:10	59° 05,765´ 11° 15,466´	28 m	0-5 cm 5-10 cm	Set.	Bløt.	Dumpe 2
St. 18	30/10/96 14:30	59° 05,701´ 11° 15,215´	29.5 m	0-5 cm 5-10 cm			2I
(St. 19)	29/10/96 15:25	59° 05,641 ⁻¹⁾ 11° 15,009 ⁻¹⁾	16 m				Område 2 ₁₂₋₂₀
(St. 20)	29/10/96 15:35	59° 05,653´ 11° 15,057´	18 m				Område 2 ₁₂₋₂₀
(St. 21)	29/10/96 15:40	59° 05,626´ 11° 15,013	10 m				Område 2 ₀₋₁₂
(St. 22)	29/10/96 15:50	59° 05,651´ 11° 14,992	7				Område 2 ₀₋₁₂
St. 23	29/10/96 15:55	59° 05,577´ 11° 14,933	9 m	0-5 cm			Område 2 ₀₋₁₂
St. 24	30/10/96 14:15	59° 05,555´ 11° 14,899	8 m	0-5 cm 5-10 cm	Set.	Bløt.	Område 2 ₀₋₁₂

Vedleggstabell A1 (fortsettelse). Stasjoner innsamlet i Iddefjorden 29-30/10-1996.

Kode	Dato-tid	Pos. N Pos. Ø World Geodetic System (VGS-84)	Vann - dyp	Kjemi- prøver	Settling- prøver	Bløtbunns- prøver	Område
St. 25	29/10/96 16:10	59° 05,548´ 11° 14,877	8 m	0-5 cm 5-10 cm			Område 2 ₀₋₁₂
(St. 26)	29/10/96 16:20	59° 05,605 ⁻¹⁾ 11° 14,859 ⁻¹⁾	17 m				Område 2 ₁₂₋₂₀
(St. 27)	29/10/96 16:25	59° 05,583 ⁻¹⁾ 11° 14,849 ⁻¹⁾	14.5 m				Område 2 ₁₂₋₂₀
(St. 28)	29/10/96 16:30	59° 05,514´ 11° 14,639´	18 m				Område 2U
St. 29	29/10/96 16:40	59° 05,483´ 11° 14,641	16 m	0-5 cm 5-10 cm			Område 2 U
St. 30	29/10/96 16:50	59° 05,539´ 11° 14,563	15.5 m	0-5 cm 5-10 cm			Område 2 U
St. 31	30/10/96 13:10	59° 05,435´ 11° 14,246	32.6 m			Bløt.	Dumpe 3
St. 32	30/10/96 13:00	59° 05,40´ 11° 14,14	33.5 m	0-5 cm 5-10 cm	Set.	Bløt.	Dumpe 3
St. 33	30/10/96 12:50	59° 05,314´ 11° 13,903	30.5 m	0-5 cm 5-10 cm		Bløt.	Dumpe 3
St. 34	29/10/96 17:45	59° 05,155´ 11° 13,639	28 m	0-5 cm 5-10 cm			Dumpe 3
St. 35	30/10/96 10:45	59° 05,314 ⁻¹⁾ 11° 13,809 ⁻¹⁾	72 m	0-5 cm 5-10 cm	Set.	Bløt.	Dumpe 4

Vedleggstabell A1 (fortsettelse). Stasjoner innsamlet i Iddefjorden 29-30/10-1996.

Kode	Dato-tid	Pos. N Pos. Ø World Geodetic System (VGS-84)	Vann - dyp	Kjemi- prøver	Settling- prøver	Bløtbunns- prøver	Område
St. 36	30/10/96 10:05	59° 05,235´ 11° 13,329	31 m			Bløt.	3U
St. 37	30/10/96 10:30	59° 05,270´ 11° 13,407	32 m	0-5 cm 5-10 cm			3U
St. 38	30/10/96 11:15	59° 05,277´ 11° 13,535	28 m	0-5 cm 5-10 cm			3U
St. 39	30/10/96 11:17	59° 05,264 ⁻¹⁾ 11° 13,529 ⁻¹⁾	16 m	0-5 cm	Set.		Område 3 ₁₂₋₂₀
St. 40	30/10/96 12.30	59° 05,278 ⁻¹⁾ 11° 13,599 ⁻¹⁾	18 m	0-5 cm 5-10 cm		Bløt.	Område 3 ₁₂₋₂₀
(St. 41)	30/10/96 14:40	59° 05,703´ 11° 15,214	30 m				Område 2I
St. 42	30/10/96 16:20	59° 06,703´ 11° 18,494	35			Bløt.	SV for Knivsøyholmene
St. 43	30/10/96 16:30	59° 06,890´ 11° 20,402	39			Bløt.	V for Brattøya

¹⁾Koordinater omregnet fra posisjon satt i kartet under feltarbeidet

Vedleggstabell A2. Beskrivelse av de ulike prøver innsamlet 29-30/10-1996.

St. nr.	Vann - dyp	Utstyr	Sed. mengde (corer)	Pr. nivå cm	Beskrivelse og kommentarer
St. 1	42 m	Corer	Lengde 30 cm	0-5 cm 5-10 cm	Topp 3 cm brunlig slam med grov grus og skallfragmenter over gråbrun sandig leire med skallfragmenter til 10 cm. Derfra mørk grå sandig leire til 18 cm over i lys grå sandig leire ned. Oljeskimmer. (Ekstra materiale)
St. 2	29 m	Corer	Lengde 20 cm	0-5 cm 5-10 cm	Topp 2 cm olivengrå sandig slam med fauna og fecal pellets og skallfragmenter mørk grå sandig leire til 10 cm. Derfra grå sandig leire til bunnen. Oljeskimmer. Ant. bomskudd: 1
St. 2	29 m	Grabb	Full 25 cm	Bløtbunn	Fauna 1mm - 5 mm, sedimentnivå 0-5 cm til settlingsforsøk. Se for øvrig over.
St. 3	26 m	Grabb	1/4 full 8 cm	0-5 cm	Vesentlig stein, grus og sand og skallmateriale + hardbunnsfauna. Noe gråbrunt sandig finmateriale med skallfragmenter. Ant. bomskudd: 1
St. 3	26 m	Grabb	1/4 full 8 cm	0-5 cm	Fauna 1mm - 5 mm, sedimentnivå 0-5 cm til settlingsforsøk. Se for øvrig over.
St. 4	19.5 m	Grabb	1/2 full 15 cm	Utgår	Stein, grus, skjell og rik hardbunnsfauna. Manglet egnet finmateriale. Ant. bomskudd: 2
St. 5	7.5 m	Grabb	3/4 full 20 cm	0-5 cm 5-10 cm	Øvre lag av døde skjell. Topp sediment av 2 cm rødbrunt slam med fecal pellets og skallfragmenter over mørk grå sandig bløt leire til 5 cm. Derfra sort sandig bløt leire med mye skallfragmenter. Hardbunnsfauna.
St. 6	7 m	Grabb	1/3 full 12 cm	0-5 cm	Øvre lag ca. 5 cm av døde skjell. Derfra vekslende rødbrunt og gråsvart sandig slam ned til 7 cm med mye skallfragmenter.
St. 6	7 m	Grabb	1/3 full 12 cm	Bløtbunn	Fauna 1mm - 5 mm, sedimentnivå 0-5 cm til settlingsforsøk. Se for øvrig over.
St. 7	5 m	Grabb	1/2 full 15 cm	Utgår	Kun døde skallrester med noe hardbunnsfauna. Ant. bomskudd: 1
St. 8	14 m	Grabb	1/3 full 12 cm	0-5 cm	Vesentlig grov grus og sand med rik hardbunnsfauna. Noe finere sedimentmateriale bestående av gråsort sand til slam og fecal pellets flekkvis i 0-8 cm nivå.
St. 9	17 m	Grabb	Tom	Utgår	Ant. bomskudd: 4
St. 10	17 m	Grabb	1/4 full 6 cm	0-5 cm	Topp 0.5 cm rødbrunt sandig slam over gråsort sand med mye skallfragmenter. En del stein, grus og hardbunnsorganismer. Ant. bomskudd: 1
St. 11	13 m	Grabb	1/3 full 11 cm	0-5 cm 5-10 cm	Gråbrunt sandig slam over mørk grått sandig slam/leire nedover. Noe polychaeter.

Vedleggstabell A2 (fortsettelse). Stasjoner innsamlet i Iddefjorden 29-30/10-1996.

Kode	Vann - dyp	Utstyr	Sed. mengde	Prøve-nivå	Beskrivelse og kommentarer
St. 12	18 m	Grabb	Tom	Utgår	Ant. bomskudd: 2
St. 13	6 m	Grabb	Full 25cm	0-5 cm 5-10 cm	Øvre lag på ca. 3 cm med døde skjell over 2 cm rødbrun sand med noe slam. Derfra sort til mørk grå sandig leire til ned, faster leire fra 10 cm.
St. 14	20 m (rettet fra 10 m)	Grabb	1/3 full 12 cm	0-5 cm 5-10 cm	Topp 0.5 cm olivengrøtt sandig slam med vekslende hard- og bløtbunnsfauna over mørk gr sandig leire ned til 5 cm. Derfra 0.5 cm sort bløtt slamlag over mørk grå sandig leire nedover.
St. 15	17 m	Grabb	Tom	Utgår	Ant. bomskudd: 2
St. 16	30 m	Corer	Lengde 30 cm	0-5 cm 5-10 cm	Topp 5 cm olivengrøtt slam med fecal pellets, skallfragmenter og oljeskimmer over i bioturbert olivengrå sandig leire ned til 10 cm. Derfra sort til mørk grå sandig leire til 15 cm over grå siltig leire nedover.
St. 16	30 m	Grabb	Full 25 cm	Bløtbunn	Fauna 1mm - 5 mm, sedimentnivå 0-5 cm til settlingsforsøk. Se for øvrig over.
St. 17	28 m	Corer	Lengde 24 cm	0-5 cm 5-10 cm	Øvre 6 cm rødbrunt slam med skallfragmenter over gråsort bioturbert leire (bl. a. <i>N. virens</i>) til 14 cm. Derfra mørk grå sandig bløt leire ned. Mye organisk og H ₂ S-lukt under 10 cm. Ant. bomskudd: 1
St. 17	28 m	Grabb	Full 25 cm	Bløtbunn	Fauna 1mm - 5 mm, sedimentnivå 0-5 cm til settlingsforsøk. Se for øvrig over.
St. 18	29.5 m	Corer	Lengde 10 cm	0-5 cm 5-10 cm	Topp 1 mm lys olivengrøtt slam over 5 cm olivengrøtt slam med gulrødt grus og skallfragmenter. Derfra sort organisk rikt slam med grus. Oljeskimmer.
St. 18	29.5 m	Grabb	Tom	Utgår	Vanskelig å treff stasjonen og ble forsøkt flyttet til St. 41 (se nedenfor) Ant. bomskudd: 3
St. 19	16 m	Corer Grabb	Tom Stein	Utgår	Ant. bomskudd: 6
St. 20	18 m	Grabb	1/3 full	Utgår	Kun døde skall. Ant. bomskudd: 1
St. 21	10 m	Grabb	Tom	Utgår	Ant. bomskudd: 2
St. 22	7	Grabb	1/2 full	Utgår	Kun hardbunnsorganismer og tare. Ant. bomskudd: 1
St. 23	9 m	Grabb	1/4 full 8 cm	0-5 cm	Øvre lag på ca. 3 cm med døde skjell, stein, grus og hardbunnsfauna over 5 cm mørk grå sand med noe slam med mye skallfragmenter.
St. 24	8 m	Grabb	1/3 full 12 cm	0-5 cm 5-10 cm	Vesentlig rødbrun sand med noe olivengrøtt slam. Mye skallfragmenter.
St. 24	8 m	Grabb	1/3 full 12 cm	Bløtbunn	Fauna 1mm - 5 mm, sedimentnivå 0-5 cm til settlingsforsøk. Se for øvrig over.

Vedleggstabell A2 (fortsettelse). Stasjoner innsamlet i Iddefjorden 29-30/10-1996.

Kode	Vann - dyp	Utstyr	Sed. mengde	Prøve-nivå	Beskrivelse og kommentarer
St. 25	8 m	Grabb	1/2 full 15 cm	0-5 cm 5-10 cm	Øvre lag av 2 cm døde skall over olivengrøtt sandig slam med mye skallfragmenter. Derfra olivengrå til mørk grå sand ned.
St. 26	17 m	Grabb	Tom	Utgår	Stein Ø=50 cm med hardbunnsfauna. Ant. bomskudd: 1.
St. 27	14.5 m	Grabb	Tom	Utgår	Hardbunn med fauna. Ant. bomskudd: 2
St. 28	18 m	Grabb	1/5 full	Utgår	Noe sand. Ant. bomskudd: 4
St. 29	16 m	Grabb	3/4 full 18 cm	0-5 cm 5-10 cm	Topp 2 cm bløt olivengrøtt slam over bioturbert, bløt, mørk grå siltig leire ned til 10 cm. Derfra mørk grå fastere siltig leire. (Ekstra materiale)
St. 30	15.5 m	Grabb	1/3 full 11 cm	0-5 cm 5-10 cm	Topp rødbrun sand med noe mørk grøtt slam over mørk grøtt sandig slam. Stein og grov grus hele veien.
St. 31	32.6 m	Corer	Lengde 60 cm	0-5 cm 5-10 cm	Topp 5 cm rødbrunt bløtt slam (pasta) med H ₂ S over mørk grå bløt siltig leire til 10 cm.. Derfra mørk grå fastere siltig leire til 23 cm over grå sandig leire til 33 cm. Nedre del lys fast sandig leire. (Ekstra materiale)
St. 31	32.6 m	Grabb	Full 25 cm	Bløtbunn	Fauna 1mm - 5 mm, sedimentnivå 0-5 cm til settlingsforsøk. Se for øvrig over.
St. 32	33.5 m	Corer	Lengde 61 cm	0-5 cm 5-10 cm	Topp 5 cm rødbrunt bløtt slam (pasta) over i olivengrå leire til 13 cm.. Derfra mørk grå fastere siltig leire til 30 cm over grå siltig leire til 44 cm. Nedre del lys gradvis fastere siltig leire. (Ekstra materiale)
St. 32	33.5 m	Grabb	Full 25 cm	Bløtbunn	Fauna 1mm - 5 mm, sedimentnivå 0-5 cm til settlingsforsøk. Se for øvrig over.
St. 33	30.5 m	Corer	Lengde 49 cm	0-5 cm 5-10 cm	Topp 10 cm bioturbert rødbrun bløt leire (pasta) over 7 cm mørk grå siltig leire. Derfra fastere mørk grå siltig leire til 30 cm over gradvis fastere grå til lys grå siltig leire. (Ekstra materiale)
St. 33	30.5 m	Grabb	Full 25 cm	Bløtbunn	Fauna 1mm - 5 mm, sedimentnivå 0-5 cm til settlingsforsøk. Se for øvrig over.
St. 34	28 m	Corer	Lengde 28 cm	0-5 cm 5-10 cm	Topp 5 cm rødbrun bløt leire (pasta) over gråbrun bløt siltig leire ned til 15 cm. Derfra mørk grå fastere siltig leire mot bunnen. (Ekstra materiale)
St. 35	72 m	Corer	Lengde 45 cm	0-5 cm 5-10 cm	Topp 2 cm olivengrå bløt leire med fecal pellets over i grå til lys grå bioturbert leire (til 10 cm). Fastere nedover.
St. 35	72 m	Grabb	Full 28 cm	Bløtbunn	Fauna 1mm - 5 mm, sedimentnivå 0-5 cm til settlingsforsøk. Se for øvrig over. Ant. bomskudd: 1

Vedleggstabell A2 (fortsettelse). Stasjoner innsamlet i Iddefjorden 29-30/10-1996.

Kode	Vann - dyp	Utstyr	Sed. mengde	Prøve-nivå	Beskrivelse og kommentarer
St. 36	31 m	Grabb	Full 23 cm	Bløtbun n	Fauna 1mm - 5 mm.
St. 37	32 m	Corer	Lengde 15 cm	0-5 cm 5-10 cm	Topp 1 cm olivengrå bløt leire med fecal pellets og polychaeter over grå siltig leire med skallfragmenter, rødgul sand og grus.
St. 38	28 m	Corer	Lengde 25 cm	0-5 cm 5-10 cm	Topp brunlig til olivengrå bioturbert sandig slam med fecal pellets og polychaeter. Økende innhold av skallsand ned til 15 cm. Derfra sandig til siltig grå leire.
St. 39	16 m	Grabb	1/5 full 5 cm	0-5 cm	Bløt og svært vannholdig olivengrøtt sandig slam med noe fauna.
St. 40	18 m	Grabb	1/2 full 12 cm	0-5 cm 5-10 cm	Mørk grå sandig leire med mye skallfragmenter og fauna. Noe grus iblandet og enkelte hardbunnsorganismer på toppen. Ant. bomskudd: 2
St. 40	18 m	Grabb	1/2 full 12 cm	Bløtbun n	Fauna 1mm - 5 mm, sedimentnivå 0-5 cm til settlingsforsøk. Se for øvrig over. Ant. bomskudd: 2
St. 41	30 m	Grabb	Tom	Utgår	Ment å erstatte St. 18 (se over). Ant. bomskudd: 2
St. 42	35	Grabb	Full 25 cm	Bløtbun n	Sort organisk rikt bløtt sediment. Fauna 1mm - 5 mm.
St. 43	39	Grabb	Full 25 cm	Bløtbun n	Topp 1 mm brunt slam med polychaeter over sort organisk rikt bløtt sediment. Fauna 1mm - 5 mm.

Vedlegg B. Analyser av dioksiner

Kopi av brev fra Norsk Institutt for Luftforskning
(NILU)

Norsk institutt for luftforskning
Norwegian Institute for Air Research



JAB

Norsk institutt for vannforskning
v/John Arthur Berge
Postboks 173 Kjelsås
0411 OSLO

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING	
J.nr.:	594 197
Sak nr.:	96223
Målest.:	10.3

Deres ref./Your ref.:
JAB/JAB
J.nr. 49/97, S.nr. O-96223

Vår ref./Our ref.:
AaB/MAa/O-1903

Kjeller,
6. mars 1997

Analyse av to sedimenter med hensyn på dioksin

Vi viser til Deres bestilling av 8. januar 1997 og oversender analyseresultatene.

Vi legger ved målerapport nr. O-336 og gir følgende tilleggsinformasjon:

Vår metode, NILU-O-1, som er akkreditert etter EN-45001, er benyttet.

Som kvalitetssikringstiltak ble ¹³C-merkete 2,3,7,8-klorsubstituerte isomerer tilsatt prøven før opparbeidelses- og analyseprosedyren. Gjenvinningsstandard tilsettes rett før analyse på GC/MS. Etter vår metode skal gjenvinningen av tilsatte ¹³C-isotopmerkete internstandarder ligge innenfor 40-120% i forhold til en av de tilsatte ¹³C-isotopmerkete gjenvinningsstandardene. Gjenvinningen er tilfredsstillende for prøve 97/22 - Svinesund 22-2, mens prøve 97/121 - Iddefjorden 22-1 har en gjenvinning på 20-30%.

Prøve 97/21, med gjenvinning 20-30%, har litt større måleusikkerhet enn $\pm 25\%$, som er kravet til en akkreditert analyse. Hvis det er ønskelig, kan vi repetere denne når vi analyserer andre sedimenter. Vennligst gi oss beskjed hvis dette er ønskelig.

Vennligst adresser post til NILU, ikke til enkeltpersoner/Please reply to the institute.

NILU
P.O. Box 100
Instituttveien 18
N-2007 KJELLER, Norway
Telephone: +47 63 89 80 00
Telefax : +47 63 89 80 50
Telex : 74854 nilu n

NILU-Tromsø
P.O. Box 1245
Fiolvegen 15
N-9001 TROMSØ, Norway
Telephone: +47 77 60 69 70
Telefax : +47 77 60 69 71

Bank: 5102.05.19030
Foretaksnr./Enterprise No. 941705561

Glødetap (5 timer ved 550 °C).

NILUs prøvenr.	Kundens merking	% glødetap
97/21	22-1	1,0
97/22	22-2	8,2

Med hilsen

Ole-Anders Braathen

Ole-Anders Braathen
Leder, Kjemisk analyse

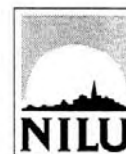
Aase Biseth

Aase Biseth
Ingeniør

Vedlegg: Målerapport O-336, analyseresultater samt faktura



Akkreditert etter EN 45001

Norsk institutt for luftforskning
Postboks 100, N-2007 Kjeller

Målerapport nr. O-336

Oppdragsgiver: Norsk institutt for vannforskning v/J.A. Berger
Postboks 173 Kjelsås
0411 OSLO

Prosjekt nr.: O-1903

Prøvetaking:

Sted: Svinesund - Iddefjorden
Ansvar: Oppdragsgiver
Kommentar:

Prøveinformasjon:

NILU prøvenr.	Kundens merking.	Prøvetype	Prøven mottatt	Prøven analysert
97/21	22-1	Sediment	08.01.97	09.01.-05.03.97
97/22	22-2	"	"	"

Analyser:

Utført av: Norsk institutt for luftforskning
Postboks 100
N-2007 KJELLER

Målemetode: NILU-O-1 ("Bestemmelse av polyklorete dibenzo-p-dioksiner og dibenzofuraner")

Måleusikkerhet: $\pm 25\%$

Kommentarer: Prøve 97/21 har gjenvinning på 20-30%. Krav til akkreditert analyse er 40-120%. Dette gir en noe større måleusikkerhet enn $\pm 25\%$ for denne prøven.

Godkjenning: Kjeller, 6. mars 1997

Ole-Anders Braathen

Ole-Anders Braathen
Leder, Kjemisk analyse

Vedlegg: 2 analyseresultater à 2 sider
Målerapporten og vedleggene omfatter totalt 6 sider

Måleresultatene gjelder bare de prøvene som er analysert. Denne rapporten skal ikke gjengis i utdrag, uten skriftlig godkjenning fra laboratoriet.



PCDD/PCDF-Analyseresultater

Vedlegg til målerapport nr: O-336

NILU-Prøvenummer: 97/21

Kunde: NIVA / J.A.Berge

Kjeller, 05.03.97

Kundenes prøvemerking: Rundt Svinesund i
: Iddefjorden. 22-1.

Prøvetype: Sediment

Analysert prøvemengde: 17,2 g tørt

Mottatt prøvemengde:

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DE955031-DE954011

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (nordisk)	i-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	0,10	*		0,10
SUM TCDD	0,29			
12378-PeCDD	0,08	*		0,04
SUM PeCDD	0,08			
123478-HxCDD	0,25			0,03
123678-HxCDD	0,31	*		0,03
123789-HxCDD	0,37 (i)			0,04
SUM HxCDD	2,06			
1234678-HpCDD	1,76	*		0,02
SUM HpCDD	3,53			
OCDD	10,2	*		0,01
SUM PCDD	16,1			0,26
2378-TCDF	0,34	*		0,03
SUM TCDF	0,98			
12378/12348-PeCDF	0,20 (i)		0,00	0,01
23478-PeCDF	0,18 (i)	*		0,09
SUM PeCDF	0,45			
123478/123479-HxCDF	0,46	*		0,05
123678-HxCDF	0,29			0,03
123789-HxCDF	0,31			0,03
234678-HxCDF	0,36			0,04
SUM HxCDF	2,58			
1234678-HpCDF	0,81 (i)	*		0,01
1234789-HpCDF	0,12			0,00
SUM HpCDF	0,37			
OCDF	3,43	*		0,00
SUM PCDF	7,81		0,28	0,29
SUM PCDD/PCDF	23,9		0,54	0,55

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter nordisk modell

i-TE: 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter internasjonal modell

<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal/støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.

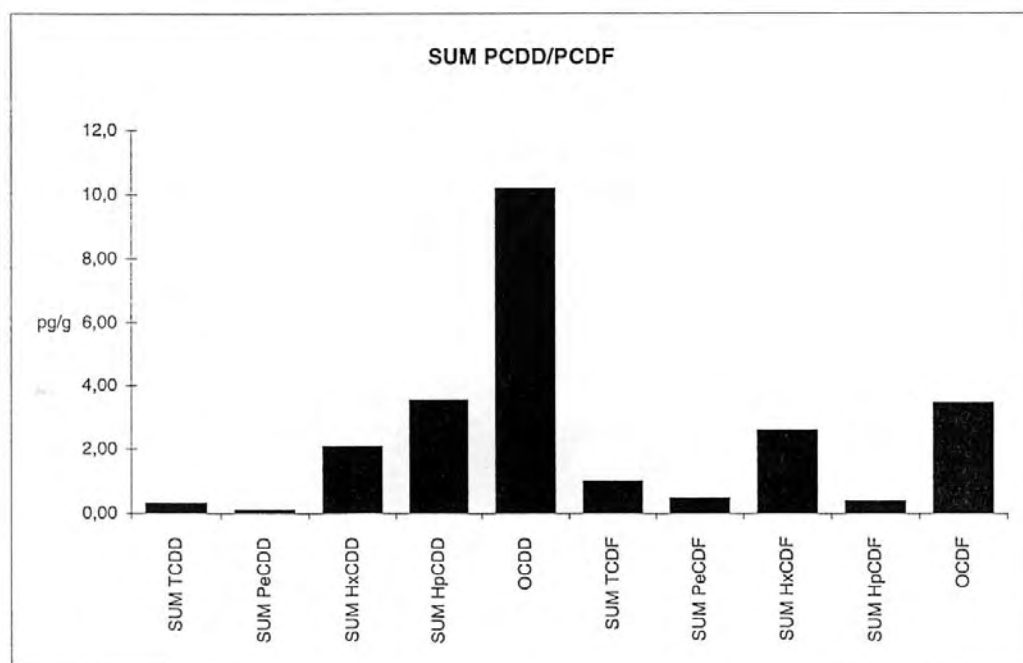
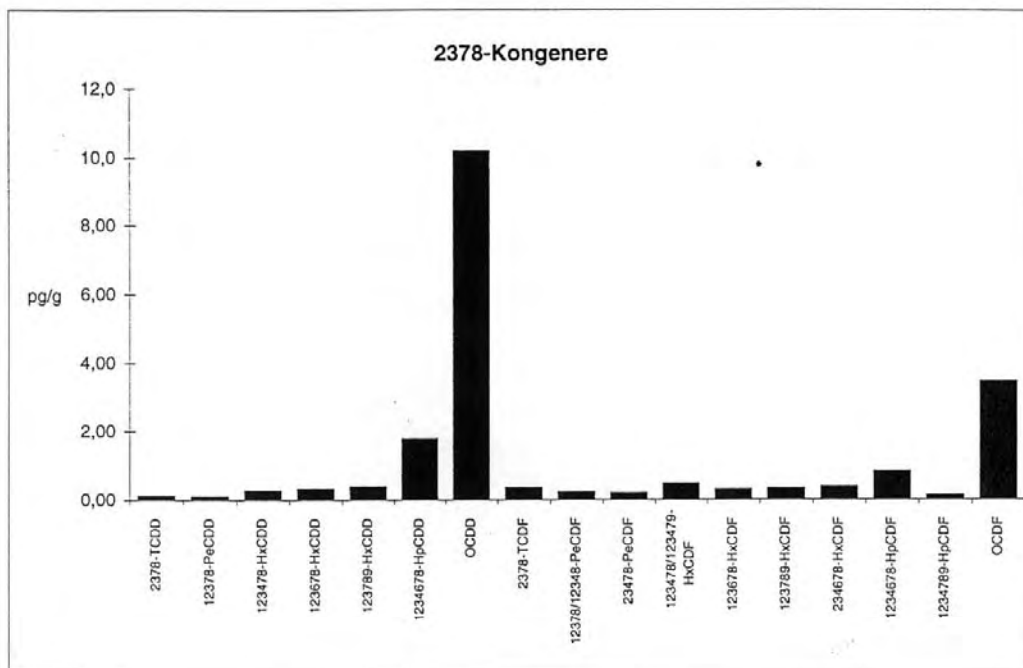
Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-336
 NILU-Prøvenummer: 97/21

Kjeller, 28.02.97



PCDD/PCDF-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-336

NILU-Prøvenummer: 97/22

Kunde: NIVA / J.A.Berge

Kundenes prøvemerkning: Dypområde utenfor

: Svinesund. 22-2.

Prøvetype: Sediment

Analysert prøvemengde: 9,05 g tørt

Mottatt prøvemengde:

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DE954021-DE955041

Kjeller, 05.03.97

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (nordisk)	i-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	0,32	63		0,32
SUM TCDD	7,19			
12378-PeCDD	0,57	72		0,29
SUM PeCDD	9,49			
123478-HxCDD	0,69			0,07
123678-HxCDD	2,65	68		0,27
123789-HxCDD	2,03			0,20
SUM HxCDD	27,5			
1234678-HpCDD	26,5	78		0,26
SUM HpCDD	49,9			
OCDD	156	79		0,16
SUM PCDD	251			1,56
2378-TCDF	2,27	64		0,23
SUM TCDF	23,5			
12378/12348-PeCDF	2,12		0,02	0,11
23478-PeCDF	1,43	67		0,72
SUM PeCDF	18,8			
123478/123479-HxCDF	3,64	69		0,36
123678-HxCDF	1,72			0,17
123789-HxCDF	0,24			0,02
234678-HxCDF	1,46			0,15
SUM HxCDF	22,2			
1234678-HpCDF	9,55	69		0,10
1234789-HpCDF	1,77			0,02
SUM HpCDF	17,0			
OCDF	41,3	68		0,04
SUM PCDF	123		1,82	1,91
SUM PCDD/PCDF	373		3,39	3,47

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter nordisk modell

i-TE: 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter internasjonal modell

< Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.

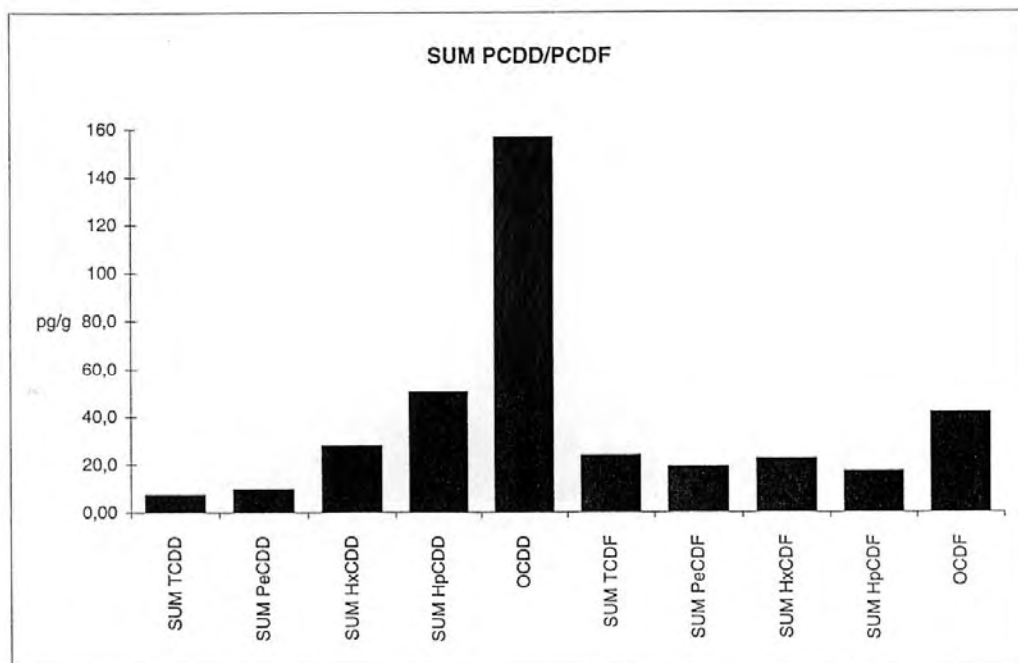
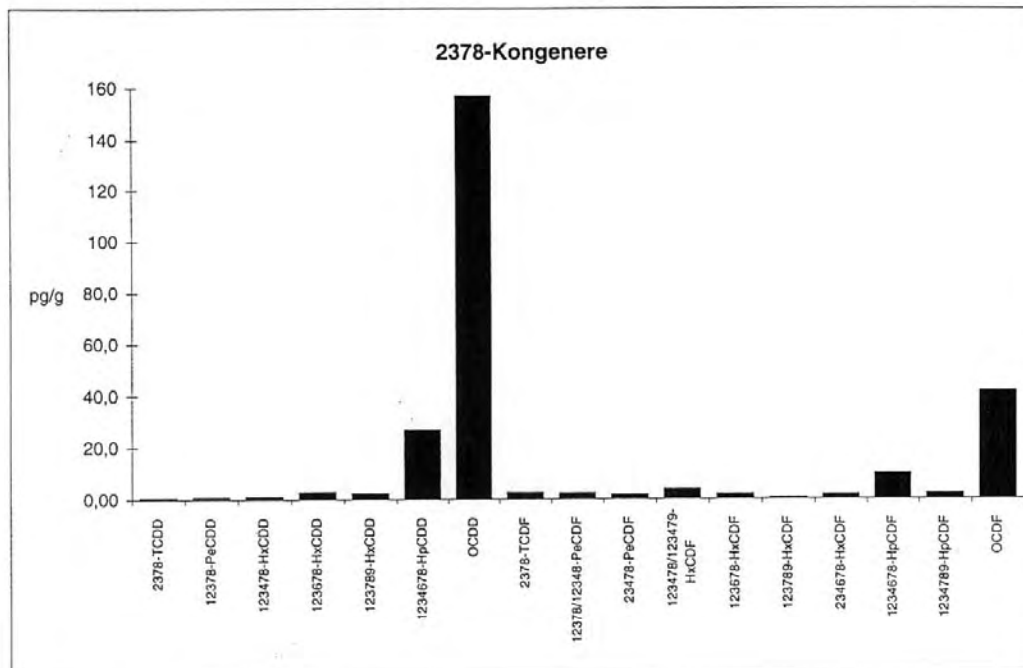
Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-336
 NILU-Prøvenummer: 97/22

Kjeller, 28.02.97



Vedlegg C. Analyse av EOCl og EPOCl

Kopi av brev fra SINTEF
Kjemi



NIVA
Postboks 173 Kjelsås
0411 Oslo

Att: John Arthur Berge

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING	
J.nr.:	432 197
Søk nr.:	96223
Møtatt:	19.2

SINTEF Kjemi

Adresse/Address:
Postboks 124 Blindern
N-0314 Oslo 3, NORWAY

Besøksadresse/Location:
Forskningsveien 1

Telefon/Telephone:
+47 22 06 73 00

Telefax:
+47 22 06 73 50

Telex:
71 536 SI N

Foretaksregisteret:
NO 948 007 029 MVA

Rapport

Deres ref.:
John Arthur Berge

Vår ref.:
Berit Holestøl
96-23

Direkte innvalg:
22 067824

Oslo,
1997-02-17

Oppdrag nr.:
664045.70

Oppdragets tittel:
Bestemmelse av ekstraherbart bundet klor (EOCI) og ekstraherbart
persistent organisk bundet klor (EPOCI) i sedimentprøver fra Iddefjorden.

Prøveserie:
1997-14(1-18)

Sammendrag

Innholdet av EOCl varierte fra ca. 2µg - 97 µg /g sediment og for EPOCl fra ca. 0,8-12 µg /g sediment.

Innledning

Prøvene ble mottatt den 8.01.97 for analyse av EOCl.
Vi viser til bestillingsbrev av 8.01.97, Deres referanse JAB/JAB, J.nr 54/97, S.nr 0-96223.

Prøveoversikt

De mottatte prøvene kom i glassbegere med lokk og var ikke frosset.

Ekspérimentelt

Prøvene ble oppbevart på kjølelager inntil analysen ble gjennomført.
Det ble tatt ut prøvemateriale på ca. 25 g våtstoff av de respektive prøvene. Prøvene ble ekstrahert med en blanding av sykloheksan/ isopropanol. Isopropanolen ble vasket ut med vann, og uorganisk klorid ble fjernet ved 3 vasketrinn med vann og ett med nitratvann. Ekstraktene ble tørket med natriumsulfat og henholdsvis EOCl og EPOCl ble bestemt på en delprøve av ekstraktet ved nøytronaktiveringsanalyse (NAA). Ved EPOCl - bestemmelsen ble ekstraktet behandlet med kons.svovelsyre før nøytronaktivering.



Tørrstoffbestemmelse ble utført på samtlige prøver ved veiing før og etter tørking. Prøvene ble tørket 1 døgn ved 105°C.

Resultat

Innholdet av EOC1 og EPOC1 angitt i µg/g sediment (tørrvektbasis) er gitt i tabellen.

Prøve merket	Serienr.	EOC1	EPOC1
22-1, bl.pr.0-5cm, St.23,24,25 okt.96	1997-14-1	2,25	i.p.
22-2, bl.pr.0-5cm, St.16,17	1997-14-2	81,2	11,7
22-3, bl.pr.0-5cm, St.8,11	1997-14-3	11,1	0,87
22-4, bl.pr.0-5cm, St.13,6	1997-14-4	12,6	1,10
22-5, bl.pr.0-5cm, St.14,10,3	1997-14-5	6,36	i.p.
22-6, bl.pr.0-5cm, St.18,29,30	1997-14-6	11,5	0,82
22-7, bl.pr.0-5cm, St.32,33	1997-14-7	96,6	11,8
22-8, bl.pr.0-5cm, St.37,38,34	1997-14-8	26,1	2,35
22-9, 0-5cm, St.39,40	1997-14-9	14,2	5,00
22-10, 5-10cm, St 10,17	1997-14-10	47,5	5,37
22-11, 5-10cm, St.18,29,30	1997-14-11	14,1	9,60
22-12, 5-10cm, St.13	1997-14-12	8,0	2,69
22-13, 5-10cm, St.11	1997-14-13	17,7	2,68
22-14, 5-10cm, St.14	1997-14-14	19,3	1,50
22-15, 5-10cm, St.40	1997-14-15	7,42	0,87
22-16, 0-5cm, St.35	1997-14-16	38,8	2,92
22-17, bl.pr.5-10cm, St 24,25	1997-14-17	3,65	i.p.
22-18, bl.pr.5-10cm, St.34,37,38	1997-14-18	11,5	1,41

Detekjonsgrenser:

EOC1: 0,3µg/g sediment

EPOC1: 0,5µg/g sediment

Med hilsen
SINTEF Kjemi

Nina Gjøs

Nina Gjøs
Laboratorieleder
Miljøteknologi og analyse

Berit Holestøl

Berit Holestøl
Prosjektleder

Spesielle betingelser

Resterende prøvemateriale oppbevares på SINTEF Kjemi i 6 måneder etter at oppdraget er utført om ikke annet avtales med oppdragsgiver. Analyseresultater rapportert i dette dokument er frembragt ved analyse av de anførte prøver i den stand de ble mottatt. SINTEF Kjemi tar intet ansvar for oppdragsgivers bruk av resultatene eller for konsekvenser av slik bruk. *Delvis* kopiering av denne rapport er ikke tillatt uten skriftlig samtykke fra SINTEF Kjemi.

Vedlegg D. Analysemetoder brukt ved analysene utført av NIVA

B 3. TOTALT TØRRSTOFF OG GLØDEREST

Denne analyseforskriften benyttes ved bestemmelse av totalt innhold av tørrstoff og dets gløderest i alle typer vann, slam og sedimenter, samt biologisk materiale. I vann er nedre bestemmelsesgrense 0.02 g/l.

Prinsipp: Tørrstoffinnholdet bestemmes ved at en kjent mengde prøve tørkes til tørrhet ved 105 °C, og den gjenværende rest veies. Deretter glødes dette ved 550 °C, og den gjenværende rest veies. 550 °C er en hensiktsmessig temperatur for destruering av organisk materiale uten at vesentlige mengder uorganisk stoff går tapt.

E 1. METALLER, FLAMME ATOMABSORPSJON

Denne metoden skal benyttes når metallkonsentrasjonene er så høye at de kan bestemmes direkte i flamme. Metoden omfatter bestemmelse av litium, kalium, natrium, kalsium, magnesium, sølv, aluminium, kadmiom, kobolt, krom, kobber, jern, mangan, nikkel, bly, og titan. Prøvene kan være naturlig vann, ekstrakter, eller oppslutninger av slam, sedimenter og biologisk materiale, se for øvrig oversikten i tabell E-1. Nedre grense er bestemt delvis av øvre grense for bestemmelse med grafittovn.

Tabell E-1. Konsentrasjonsområdet for direkte bestemmelse i flamme (µg/l).

Metall	Nedre grense	Øvre grense	Metall	Nedre grense	Øvre grense
Ag	0.05	1	Li	0.005	10
Al	1.0	50	Mg	0.01	10
Ca	0.01	10	Mn	0.05	10
Cd	0.05	5	Na	0.05	10
Co	0.1	10	Ni	0.2	10
Cr	0.05	10	Pb	0.2	20
Cu	0.05	10	Sr	0.01	10
Fe	0.1	10	Zn	0.01	5
K	0.02	10			

Prinsipp: Prøver konserverte med salpetersyre, eventuelt tilsatt cesiumklorid (K) eller lantanklorid (Ca), suges inn i en luft/acetylen - lystgass/acetylen flamme hvor elementene atomiseres. Som lyskilde benyttes en hulkatodelampe, der katoden inneholder det metallet som skal bestemmes, eller en "electrodeless discharge lamp". Lampene avgir et linjespektrum som er spesifikt for lampen og det metallet som skal bestemmes. Når lyset passerer gjennom den atomiserte prøven, absorberes det selektivt av dette elementets atomer. Metallkonsentrasjonen bestemmes ved å jevnføre prøvens absorbanans med kjente kalibreringsløsningers absorbanans.

E 2. METALLER, ATOMABSORPSJON GRAFITTOVN

Denne metoden skal benyttes når metallkonsentrasjonene i løsningene er så lave at de ikke kan bestemmes ved atomisering i flamme uten oppkonsentrering (se tabell E-1). Atomisering i grafittovn omfatter bestemmelse av sølv, aluminium, kadmium, kobolt, krom, kobber, jern, mangan, molybden, nikkel, bly, sink, strontium og vanadium. Prøvene kan være naturlig vann, ekstrakter, eller oppslutninger av slam, sedimenter og biologisk materiale. Denne forskriften skal brukes sammen med NIVA's bruksanvisning for Perkin-Elmer 2380/HGA-500. Eventuell forbehandling av prøvene er beskrevet i egne forskrifter. Tabell E-2 nedenfor angir nedre og øvre grense ($\mu\text{g/l}$) for bestemmelse av de enkelte metaller med grafittovn, når det injiseres et prøvolum på 20 μl direkte i grafitrøret.

Tabell E-2. Nedre og øvre grense ($\mu\text{g/l}$) for bestemmelse av metaller i vandige løsninger når prøven injiseres direkte i grafittovn.

Metall	Nedre grense	Øvre grense	Metall	Nedre grense	Øvre grense
Ag	0.5	50	Mn	0.5	50
Al	5.0	1000	Mo	5.0	100
Cd	0.1	5	Ni	5.0	100
Co	5.0	100	Pb	0.5	200
Cr	0.5	50	V	5.0	500
Cu	0.5	50	Zn	0.5	20
Fe	5.0	200	Sr	0.5	100

Prinsipp: En passende mengde prøve (20-50 μl), konservert med salpetersyre, overføres til et grafitrør som oppvarmes elektrotermisk. Ved trinnvis øking av temperaturen etter et program tilpasset for hvert enkelt metall, gjennomføres tørking, foraskning og atomisering. Som lyskilde benyttes en hulkatodelampe, der katoden inneholder det metallet som skal bestemmes, eller en elektrodøls lampe (EDL). Lampene avgir et linjespektrum som er spesifikt for lampen og det metallet som skal bestemmes. Lyset absorberes selektivt av dette elementets atomer når det passerer gjennom den atomiserte prøven. Metallkonsentrasjonen bestemmes ved å jevnføre prøvens absorbans med kjente kalibreringsløsningers absorbans.

E 4-2. KVIKKSØLV, KALDDAMP ATOMABSORPSJON, SLAM etc.

Denne metoden skal anvendes til avløpsvann, slam, sedimenter og biologisk materiale. Kvikksølv analyseres i våt prøve så raskt som mulig etter prøvetaking eller i homogenisert, frysetørret prøve. Tørking i varmeskap bør unngås p.g.a. tap av flyktige organiske kvikksølv-forbindelser og fordamping av metallisk kvikksølv. Dersom man allikevel velger denne metoden, må temperaturen ikke overstige 80 °C. Deteksjonsgrensen for avløpsvann er 0.1 $\mu\text{g/l}$, og for faste prøver ved innveining av 1 g tørket materiale 0.01 $\mu\text{g/g}$.

Prinsipp: En nøyaktig innveid mengde prøve oppsluttes ved autoklaving med salpetersyre. Organisk bundet kvikksølv oksideres til toverdige kvikksølv i ioneform (Hg^{++}). Deretter reduseres kvikksølvet til elementær tilstand med tinnklorid, og drives ut som damp ved hjelp av helium som bæregass. Kvikksølvet amalgamerer på gullfellen, og blir senere frigjort ved elektrotermisk

oppvarming av denne. Bæregassen fører kvikksølvdamper gjennom kvarts-kyvetten hvor absorbanse måles ved 253.7 nm ved kalddamp atomabsorpsjon.

E 10-1. METALLER, SALPETERSYREOPPSLUTNING I AUTOKLAV

Denne metoden skal anvendes ved opplutning av avløpsvann, slam og sedimenter, samt biologisk materiale. Metoden brukes for alle metaller unntatt Titan.

Prinsipp: En innveid, eller utpipettert, mengde prøve oppluttes med salpetersyre i autoklav ved 120 °C. Selve bestemmelsen utføres på den klare væskefasen ved atomabsorpsjon i flamme eller med grafittovn.

E 10-2. METALLER, FLUSSYREOPPSLUTNING

Denne metoden skal anvendes ved totalopplutning av slam og sedimenter som skal analyseres med hensyn på metaller. Metoden brukes for følgende metaller (ikke kvikksølv): Al, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Li, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, V og Zn.

Prinsipp: Maksimum 200 mg frysetørket, homogenisert prøve veies inn i en teflonbombe og tilsettes kongevann og flussyre. Beholderen lukkes og prøven oppluttes i mikrobølgeovn, lukket system. Etter avkjøling overføres innholdet til en 100 ml målekolbe som på forhånd er tilsatt et overskudd av borsyre. Prøven fortynnes med avionisert vann og rystes på rystemaskin til borsyren er løst. Bestemmelsen av metaller foretas på den klare væskefasen ved atom-absorpsjon i flamme eller med grafittovn.

G 6. TOTALNITROGEN, BIOLOGISK MATERIALE, FORBRENNINGSMETODE

Metoden gjelder for bestemmelse av nitrogen og karbon i tørt stoff og i ikke-flyktige, tungt-flytende væsker, samt frafiltrert materiale på glassfiberfiltre. Konsentrasjonsområdet for bestemmelsen er 0.1 % - 100 %. Tørkede prøver må kunne homogeniseres til pulverform da uttaket pr. prøve er fra 0.5 mg til 10 mg. Deteksjonsgrenser

0.1% nitrogen - 1.0 µg/mg N

0.1% karbon - 1.0 µg/mg C

For filtre er deteksjonsgrensen avhengig av blindfilterverdiene og mengde filtrert prøve.

Prinsipp: Tørr prøve veies inn i tinnkapsler som forbrennes i oksygenmettet heliumgass ved ca. 1800 °C. Ved hjelp av katalysatorer vil forbrenningen bli fullstendig. Overskudd av oksygen fjernes ved hjelp av kobber ved ca. 650 °C. Her reduseres også nitrogenoksyder til N₂-gass. Forbrenningsgassene passerer deretter en kromatografisk kolonne, og N₂- og CO₂-gassene detekteres i en varmetrådsdetektor. Arealet under toppene integreres, og integralverdiene behandles av et PC-programm. Resultatene regnes ut i prosent, skrives ut og lagres på diskett.

H 3. PCB

Metodene benyttes for bestemmelse av klororganiske komponenter i sedimenter og slam, renvann og avløpsvann samt ulike typer av biologisk materiale fra det vandige miljø. Med klororganiske komponenter menes i denne sammenheng klorpesticider og polyklorete bifenyler (PCB).

Prinsipp: 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 gasskromatograf utstyrt med elektroninnfangningsdetektor, GC/ECD. De klororganiske forbindelsene identifiseres utfra de respektives retensjonstider på to kolonner med ulik polaritet. Kvantifisering utføres ved hjelp av indre standard.

Vedlegg E. Analyseresultater - sedimentprøver

Vedleggstabell E1: Støtteparametere

Prøve nr	Stasjoner som inngår i prøven, dybdeintervall	TTS (%)	TN/F (µg/mg t.v.)	TOC/F (µg/mg t.v.)	%<63	Al mg/g t.v.	Li µg/g t.v.
1997-00022-1	st.23+24+25, 0-5cm.	80.1	<1.0	4.1	5.81	4.92	6.4
1997-00022-2	st.16+17, 0-5cm.	49.7	1.7	22.8	23.41	8.7	15.7
1997-00022-3	st.8+11, 0-5cm.	77	<1.0	6.8	12.06	6.67	10.7
1997-00022-4	st.6+13, 0-5cm.	64.8	1.1	12.8	16.82	5.64	9.8
1997-00022-5	st.3+10+14, 0-5cm.	78.9	<1.0	7.5	5.42	5.18	11.5
1997-00022-6	st.18+29+30, 0-5cm.	74.2	<1.0	11.4	11.42	6.35	10
1997-00022-7	st. 32+33, 0-5cm	47.2	2.5	28.6	67.85	15	25.2
1997-00022-8	st.37+38+34, 0-5cm	63.8	<1.0	15.8	30.18	8.59	14.3
1997-00022-9	st.39+40, 0-5cm.	64	1.3	11.2	16.94	6.43	10.1
1997-00022-10	st.16+17, 5-10cm.	59.8	1.5	19.7	24.53	8.66	15.5
1997-00022-11	st.18+29+30, 5-10cm.	75.2	<1.0	9.7	10.36	6.14	9
1997-00022-12	st.13, 5-10cm.	67.6	<1.0	11.5	17.32	6.34	9.8
1997-00022-13	st.11, 5-10cm.	72.7	<1.0	7.8	9.71	6.16	10.8
1997-00022-14	st.14, 5-10cm.	72.2	1.2	10.2	6.51	5.01	12.6
1997-00022-15	st.40, 5-10cm.	78.3	<1.0	6.4	12.36	7.4	10.3
1997-00022-16	st.35, 0-5cm.	35.7	2.8	29.7	99.09	24.7	44
1997-00022-17	st.24+25, 5-10cm.	81.7	<1.0	2.4	3.56	4.78	5.7
1997-00022-18	st.37+38+34, 5-10cm.	71.2	<1.0	10.3	24.06	9.24	14.5

Vedleggstabell E2: Metaller

Prøve nr	Stasjoner som inngår i prøven, dybdeintervall	Cd µg/g t.v.	Cu µg/g t.v.	Fe mg/g t.v.	Hg µg/g t.v.	Ni µg/g t.v.	Pb µg/g t.v.	Zn µg/g t.v.
1997-00022-1	st.23+24+25, 0-5cm.	0.035	7.1	7.98	0.056	6.8	7.56	28.3
1997-00022-2	st.16+17, 0-5cm.	0.72	39.2	12.5	0.257	15	51.2	139
1997-00022-3	st.8+11, 0-5cm.	0.142	21.4	12.8	0.091	10.6	20	82.7
1997-00022-4	st.6+13, 0-5cm.	0.155	30.5	11.2	0.082	9.6	23.8	105
1997-00022-5	st.3+10+14, 0-5cm.	0.088	19.7	9.53	0.113	11.8	44.2	73.9
1997-00022-6	st.18+29+30, 0-5cm.	0.129	16.7	11.1	0.107	10.7	26.8	70.9
1997-00022-7	st. 32+33, 0-5cm	0.263	45.8	23.6	0.352	24.5	58.9	166
1997-00022-8	st.37+38+34, 0-5cm	0.153	24.7	14.5	0.157	17.2	35.2	90.3
1997-00022-9	st.39+40, 0-5cm.	0.075	15.6	11.3	0.076	11	20.2	67
1997-00022-10	st.16+17, 5-10cm.	0.508	35	13.3	0.357	13.9	64.7	125
1997-00022-11	st.18+29+30, 5-10cm.	0.138	51.6	9.6	0.158	7.8	29	69.5
1997-00022-12	st.13, 5-10cm.	0.115	35.1	10.4	0.054	9.7	17.9	88.8
1997-00022-13	st.11, 5-10cm.	0.154	12.3	9.5	0.089	7.8	31.7	63.9

Vedleggstabell E2 (fortsettelse): Metaller

Prøve nr	Stasjoner som inngår i prøven, dybdeintervall	Cd µg/g t.v.	Cu µg/g t.v.	Fe mg/g t.v.	Hg µg/g t.v.	Ni µg/g t.v.	Pb µg/g t.v.	Zn µg/g t.v.
1997-00022-14	st.14, 5-10cm.	0.078	7.5	6.7	0.066	8.1	9.62	31.8
1997-00022-15	st.40, 5-10cm.	0.088	12.7	10.4	0.068	11.3	19.2	58
1997-00022-16	st.35, 0-5cm.	0.167	51.6	41.6	0.386	50.8	76.7	220
1997-00022-17	st.24+25, 5-10cm.	0.034	5.7	7	0.055	5.6	9.67	27.9
1997-00022-18	st.37+38+34, 5-10cm.	0.137	32.8	13.3	0.131	16.4	31	80.1

Vedleggstabell E3:Klororganiske forbindelser

Prøve nr	Stasjoner som inngår i prøven, dybdeintervall	5CB µg/kg t.v.	HCB µg/k g t.v.	HCHA µg/kg t.v.	HCHG µg/kg t.v.	OCS µg/kg t.v.	pp- DDE µg/kg t.v.	TDEP P µg/kg t.v.
1997-00022-1	st.23+24+25, 0-5cm.	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
1997-00022-2	st.16+17, 0-5cm.	0.1	0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0.2	0.2
1997-00022-3	st.8+11, 0-5cm.	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0.1	<0.1
1997-00022-4	st.6+13, 0-5cm.	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0.2	0.4
1997-00022-5	st.3+10+14, 0-5cm.	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0.2	0.4
1997-00022-6	st.18+29+30, 0-5cm.	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0.1	<0.1
1997-00022-7	st. 32+33, 0-5cm	0.2	0.2	<0.1	<0.1	<0.1	0.2	0.2
1997-00022-8	st.37+38+34, 0-5cm	0.1	0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0.1	0.1
1997-00022-9	st.39+40, 0-5cm.	<0.1	0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0.2	0.2
1997-00022-10	st.16+17, 5-10cm.	0.1	0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0.2	0.2
1997-00022-11	st.18+29+30, 5-10cm.	0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0.1	<0.1
1997-00022-12	st.13, 5-10cm.	<0.1	0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
1997-00022-13	st.11, 5-10cm.	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0.1	<0.1
1997-00022-14	st.14, 5-10cm.	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
1997-00022-15	st.40, 5-10cm.	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0.1	<0.1
1997-00022-16	st.35, 0-5cm.	0.2	0.4	<0.1	0.1	<0.1	0.2	0.1
1997-00022-17	st.24+25, 5-10cm.	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
1997-00022-18	st.37+38+34, 5-10cm.	<0.1	0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1

Vedleggstabell E4: polyklorerte bifenyler

Prøve nr	Stasjoner som inngår i prøven, dybdeintervall	PCB 28 µg/kg t.v.	PCB 52 µg/kg t.v.	PCB 101 µg/kg t.v.	PCB 118 µg/kg t.v.	PCB 153 µg/kg t.v.	PCB 105 µg/kg t.v.	PCB 138 µg/kg t.v.
1997-00022-1	st.23+24+25, 0-5cm.	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	<0.1	0.1
1997-00022-2	st.16+17, 0-5cm.	0.8	1	1.2	1	1.6	0.4	1.4
1997-00022-3	st.8+11, 0-5cm.	0.1	0.1	0.1	0.2	0.2	0.1	0.3
1997-00022-4	st.6+13, 0-5cm.	0.4	1	3.5	1.4	7.6	0.4	7.1
1997-00022-5	st.3+10+14, 0-5cm.	0.1	0.1	0.2	0.1	0.2	0.1	0.2
1997-00022-6	st.18+29+30, 0-5cm.	0.1	0.1	0.2	0.2	0.3	0.1	0.3
1997-00022-7	st. 32+33, 0-5cm	0.5	0.5	1	1.4	1.7	0.6	1.8
1997-00022-8	st.37+38+34, 0-5cm	0.4	0.4	0.5	0.6	0.7	0.3	0.6
1997-00022-9	st.39+40, 0-5cm.	0.1	0.3	2	3.3	2	1.8	3.2
1997-00022-10	st.16+17, 5-10cm.	0.7	1	1	0.7	1.4	0.3	1.2
1997-00022-11	st.18+29+30, 5-10cm.	0.2	1	1.1	1.3	0.5	0.7	0.6
1997-00022-12	st.13, 5-10cm.	0.8	1.6	0.9	0.7	0.5	0.5	0.5
1997-00022-13	st.11, 5-10cm.	0.2	0.4	2.9	5.6	1.9	3.8	2.1
1997-00022-14	st.14, 5-10cm.	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	<0.1	0.1
1997-00022-15	st.40, 5-10cm.	0.1	0.1	0.2	0.2	0.3	0.1	0.2
1997-00022-16	st.35, 0-5cm.	0.5	0.3	0.6	0.9	1.4	0.4	1.3
1997-00022-17	st.24+25, 5-10cm.	0.1	0.1	0.2	0.2	0.1	0.1	0.2
1997-00022-18	st.37+38+34, 5-10cm.	0.3	0.3	0.3	0.4	0.4	0.2	0.3

Vedleggstabell E5: Polyklorerte bifenyler samt sumpparametere.

Prøve nr	Stasjoner som inngår i prøven, dybdeintervall	PCB 156 µg/kg t.v.	PCB 180 µg/kg t.v.	PCB 209 µg/kg t.v.	SUM PCB ₇ µg/kg t.v.	EOCI µg/kg t.v.	EPOCI µg/kg t.v.	TE (nordisk) µg/kg t.v.
1997-00022-1	st.23+24+25, 0-5cm.	<0.1	<0.1	<0.1	0.65	2250	i.p.	0.00054
1997-00022-2	st.16+17, 0-5cm.	0.2	0.6	0.5	7.60	81200	11700	0.00339
1997-00022-3	st.8+11, 0-5cm.	0.1	0.1	0.1	1.10	11100	870	i.a.
1997-00022-4	st.6+13, 0-5cm.	1.8	6.7	1.9	27.70	12600	1100	i.a.
1997-00022-5	st.3+10+14, 0-5cm.	<0.1	0.1	0.1	1.00	6360	i.p.	i.a.
1997-00022-6	st.18+29+30, 0-5cm.	0.1	0.1	0.2	1.30	11500	820	i.a.
1997-00022-7	st. 32+33, 0-5cm	0.3	0.6	0.5	7.50	96600	11800	i.a.
1997-00022-8	st.37+38+34, 0-5cm	0.1	0.2	0.3	3.40	26100	2350	i.a.
1997-00022-9	st.39+40, 0-5cm.	0.5	0.5	0.1	11.40	14200	5000	i.a.
1997-00022-10	st.16+17, 5-10cm.	0.2	0.5	0.6	6.50	47500	5370	i.a.
1997-00022-11	st.18+29+30, 5-10cm.	0.1	0.2	0.2	4.90	14100	9600	i.a.
1997-00022-12	st.13, 5-10cm.	0.1	0.2	0.5	5.20	8000	2690	i.a.
1997-00022-13	st.11, 5-10cm.	0.4	1.9	0.2	15.00	17700	2680	i.a.
1997-00022-14	st.14, 5-10cm.	0.1	0.1	mask.	0.70	19300	1500	i.a.
1997-00022-15	st.40, 5-10cm.	0.1	0.1	0.1	1.20	7420	870	i.a.
1997-00022-16	st.35, 0-5cm.	0.2	0.3	0.9	5.30	38800	2920	i.a.
1997-00022-17	st.24+25, 5-10cm.	<0.1	0.1	<0.1	1.00	3650	i.p.	i.a.
1997-00022-18	st.37+38+34, 5-10cm.	0.1	0.2	mask.	2.20	11500	1410	i.a.

Vedlegg F. Tilførsler brukt ved modellering av oksygenforholdene

Data for tilførsler er delvis basert på NIVA-rapport 654/96 (Holtan, 1996), og delvis på data innhentet spesielt for formålet.

Tidligere beregninger

Holtan (1996) gir data om forurensningstilførsler til Iddefjorden som del av en samlet oversikt for Hvaler og Singlefjorden. Data er dels splittet opp etter geografisk område, og dels etter forurensningstype/arealtype. Tabell VIII-A i Holtan (1996) gir oversikt over tilførslene til Iddefjorden. Her er tilførslene fra Sverige med Enningdalselva gitt samlet, mens det for norsk område er tilførslene splittet opp på arealer og kilder. Tilførslene er her delvis beregnet ut fra koeffisienter for avrenning fra arealer og pr. personekvivalent. I modellen brukes de data for årsforløp som beskrives i senere avsnitt, men tallene fra Holtan (1996) tas med som sammenligning.

Tabell F.1 viser tilførslene for 1993 hentet fra tabell VIII-A i Holtan (1996). I tillegg er det lagt inn anslåtte verdier, vist i *kursiv*, der hvor opplysninger mangler, eller synes utilstrekkelige. Det gjelder TOC for Jordbruksarealer, tettstedsavrenning og industri. For de to første kildene er det bare helt grovt anslått tall som kan virke rimelige ut fra mengde organisk nitrogen (TOTN - NO₃N - NH₄N) og et antatt C:N-forhold omkring 10. Når det gjelder industri, dvs. Saugbrugsforeningen i Halden, angir Holtan (1996) organisk stoff som kjemisk oksygenforbruk (KOF) og totalt tørrstoff (SS). Partikulært organisk karbon kan anslås som 40 vekt-% av SS, det vil si 145 t/år, og total mengde organisk karbon ut fra at oksygenforbruket er 1.2 mol pr. mol karbon, basert på KOF blir det 900 t/år. Dette er lagt inn i tabellen. Det antas at N og P stort sett er bygd inn i organisk stoff. I modellen antas helt grovt at 20 % av karbonet er partikulært.

Tabell F.1 Tilførslene til Iddefjorden for 1993 hentet fra tabell VIII-A i Holtan (1996)

	Vann- føring m ³ /s	TotN t/år	NO ₃ N t/år	NH ₄ N t/år	TotP t/år	PO ₄ P t/år	TOC t/år
På sjø-overflate		23	10	8	1.2	0.59	65
Enningdalselva/Sverige	10	202	98	2.2	3.4	1.23	1865
Halden- Skog/naturområder		188	108	18.7	9.4	2.35	86
området Jordbruk		174	122	12.2	4.2	1.27	400
Tettstedsavrenning		7.5	4.5	0.4	1.1	0.21	26
Befolkning		122	0.6	92	9.3	5.6	118
Industri		31			5.1		900
Sum		523	235	123	29	9	1530
Total sum		748	343	134	34	11	3460
Sum iflg Holtan (1996)							2134

Utenom dette er stofftransport i Tista ved utløp av Femsjø og Enningdalselva er også gitt i egne tabeller, basert på måledata. Tallene som kan hentes fra Holtan (1996) for 1993 er vist i tabellen under.

For Enningdalselva viser sammenligning mellom de to tabellene at tilførselene fra Sverige utenom elva er anslått å gi et tillegg på ca. 20 %, med unntak av ammonium, som bare kommer med elva.

Tilførselene med Tista må antas å skulle være inkludert i tallene i samletabellen for Haldenområdet. En sammenligning viser at det ikke er helt overensstemmelse, i det både NO₃N og TOC beregnet for Tista ut fra målinger er langt høyere enn summen av tilførselene fra Haldenområdet i tabellen.

Tabell F.2 Stofftransport i Tista og Enningdalselva 1993, beregnet ut fra måledata, hentet fra Holtan (1996).

	Vannføring	TotN	NO ₃ N	NH ₄ N	TotP	PO ₄ P	TOC
	m ³ /s	t/år	t/år	t/år	t/år	t/år	t/år
Enningdalselva		166	81	2.24	2.78	1.01	1536
Tista v.Femsjø	20.7	594	457	5.2	6.6	1.3	4120

Tista - målinger

Vannføring

Fra NVE har vi fått data for døgnvannføring i Tista for årene 1990-1996. Vannføringen ved Tistedalsfossen er i middel 21 m³/s, årsmidlene varierer mellom 12 og 30 m³/s. Stort sett varierer døgnvannføringen mellom 2 og 40 m³/s, men i kortere perioder kan det forekomme verdier ned mot 0.5 m³/s eller litt lavere, og flomvannføringen kan nå opp i 120 m³/s, mens vanlig flom ligger rundt 80 m³/s. De helt lave vannføringene kan forekomme både sommer og vinter, mens flom vesentlig forekommer i perioden oktober til april. Denne perioden har også de gjennomgående høyeste verdiene, men ellers er variasjonsmønsteret ulikt fra år til år. Vanlig sommervannføring kan variere mellom 2 og 10 m³/s fra år til år.

Vi velger å modellere vannføringen Q som en eksponensiell funksjon av en syklisk årstidskomponent $S(t)$ og en residualvariasjon r :

$$Q_i = \exp(S(t_i) + r_i) \quad (18)$$

hvor $t = [0, \dots, 1]$ er tiden på året og $i=1, \dots, 2557$ (antall døgnvannføringer gjennom 7 år). Det gir $Q > 0$ uansett verdi på S , og er naturlig fordi variasjonen for gitt t i stor grad er konstant på log-skala. Den sykliske årstidsvariasjonen beskrives av formelen:

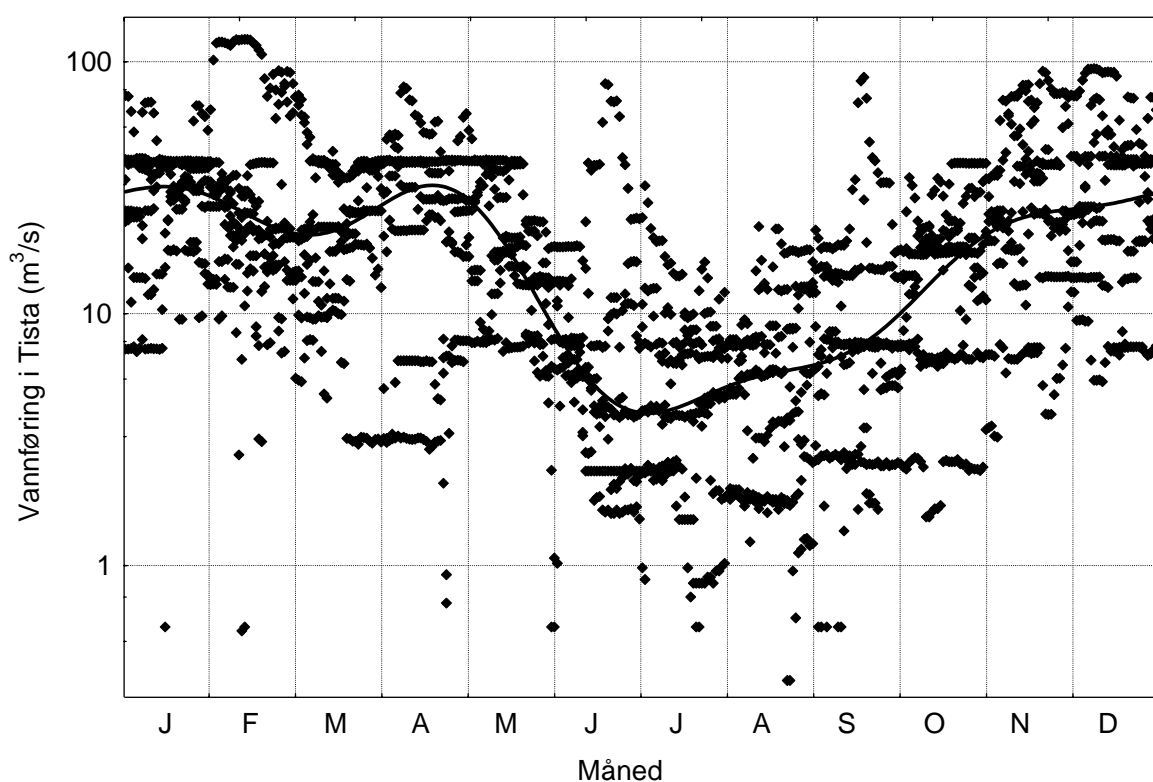
$$S(t) = a + \sum_{k=1}^N b_k \sin(2k\pi t + \phi_k). \quad (19)$$

Det er valgt å inkludere leddene opp til $N=4$. Funksjonen tilpasses ved å minimere summen av absoluttverdiene av residualene r_i . Derved unngås å legge for stor vekt på sterkt avvikende verdier i forhold til om en brukte kvadratsummer. Resultatet blir en funksjon som følger hovedmønsteret i den sykliske variasjonen ganske godt, og som kan legges direkte inn i modellen. Parametrene i funksjonen er vist i Tabell F.3

Tabell F.3 Parametre i ligning for syklisk årsvariasjon for vannføringen i Tista

Konstantledd	a	2.6739			
	k	1	2	3	4
Amplitude	b_k	0.9286	-0.3401	0.1968	0.1742
Fase	ϕ_k	1.0812	0.6277	1.8657	-0.4196

Figur F.1 viser vannføring på log-skala som funksjon av årstid med den tilpassede funksjonen inntegnet.



Figur F.1 Døgnvannføringer i Tista for 1990-1996 vist på log-skala som funksjon av årstid med tilpasset funksjon inntegnet.

Residualene r_i på log-skala er forholdsvis godt normalfordelte, og kan analyseres som tidsserie. Partiell autokorrelasjon er bare signifikant for tidsforskjell 1 dag, dvs. at serien kan modelleres som en autoregressiv serie av 1. orden:

$$r_i = \alpha r_{i-1} + \varepsilon_i \quad (20)$$

hvor perturbasjonene ε_i er ukorrelerte. Av dataserien estimeres koeffisienten $\alpha=0.938\pm 0.007$. Det gir en typisk tidskonstant for varighet (τ) av fluktasjoner på ca. 15 døgn ($\tau=\ln(1/\alpha)^{-1}$). Perturbasjonene ε_i har et standardavvik på 0.29 og er symmetrisk fordelt, men ikke normalfordelt; verdiene er mye mer

konsentrert rundt 0 enn en normalfordeling med det samme standardavviket. Perturbasjonene kan imidlertid modelleres godt gjennom en symmetrisk transformasjon av normalfordelingen, gitt ved

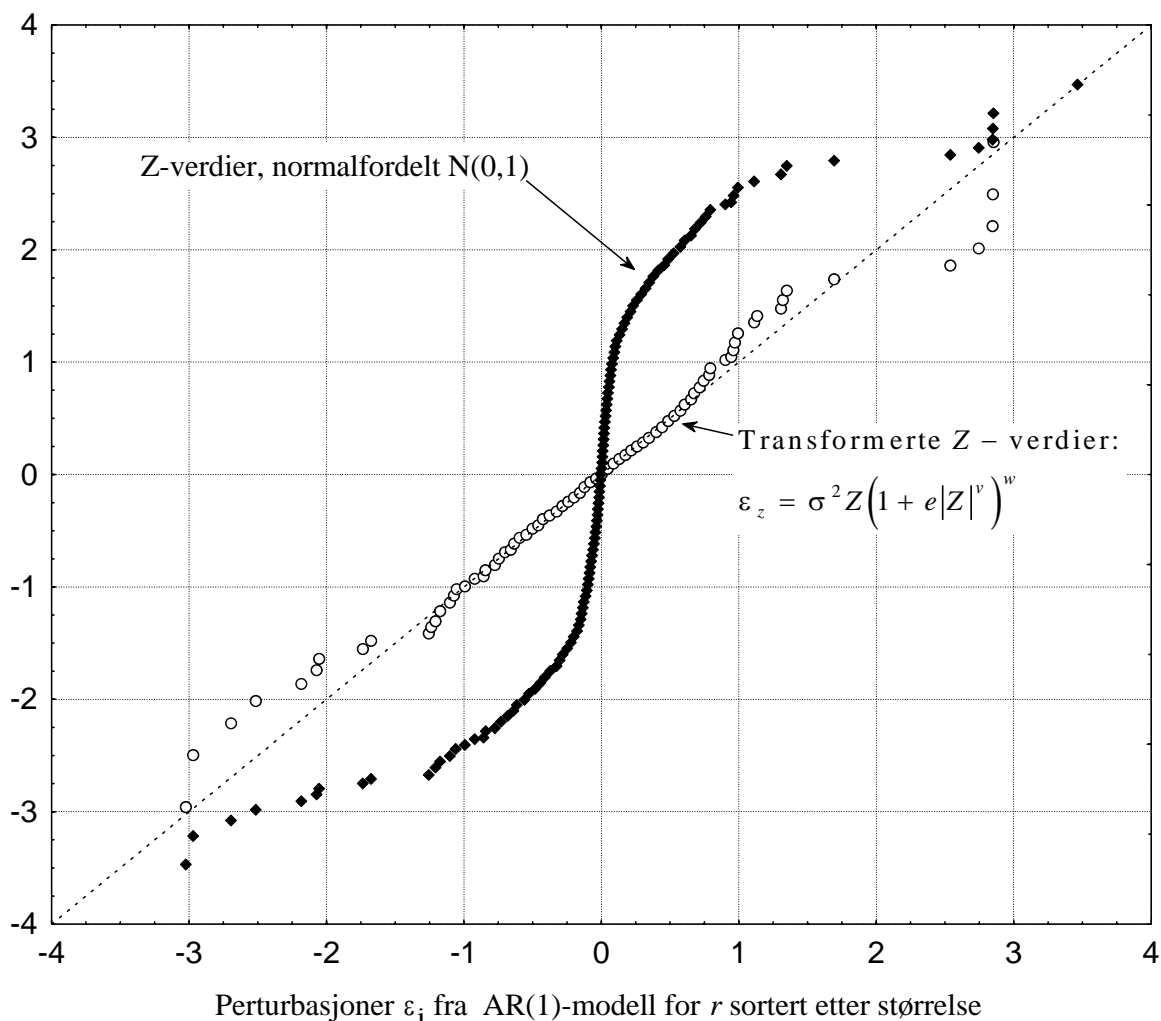
$$\varepsilon_i = \sigma_\varepsilon \cdot z_i \left(1 + e^{|z_i|^v}\right)^w \quad (21)$$

hvor z_i er uavhengige normalfordelte verdier $N(0,1)$. Ved en ikkelineær regresjon av ε_i mot tilsvarende kvantiler z_i i en normalfordeling, med minimering av summen av relative avvik $|\varepsilon_i - z_i|/(|\varepsilon_i| + |z_i|)$, estimeres parametrene i ligningen til $\sigma = 0.068$, $e = 0.43$, $v = 3.44$ og $w = 0.80$. Figur F.2 viser overensstemmelsen mellom data og modell for perturbasjonene ε_i . Ved tilbaketransformering til lineær skala finnes at $\exp(\varepsilon)$ som perturbasjonsfaktor på vannføringen har et gjennomsnitt 1.063. Modellen for residualene gjelder ved døgnverdier. For å få samme fluktuasjoner i r med andre tidskritt Δt , må både koeffisientene og perturbasjonen i hvert skritt gjøres avhengig av tidskrittet, dvs. vi har

$$r(t + \Delta t) = \alpha_{\Delta t} \cdot r(t) + \sqrt{1 - \alpha_{\Delta t}^2} \cdot \delta_i \quad \text{med} \quad \alpha_{\Delta t} = e^{-\Delta t/\tau} \quad (22)$$

hvor vi nå har

$$\delta_i = \sigma_\delta \cdot z_i \left(1 + e^{|z_i|^v}\right)^w \quad \text{med} \quad \sigma_\delta = \frac{\sigma_\varepsilon}{\sqrt{1 - 0.938^2}} = 0.196 \quad (23)$$

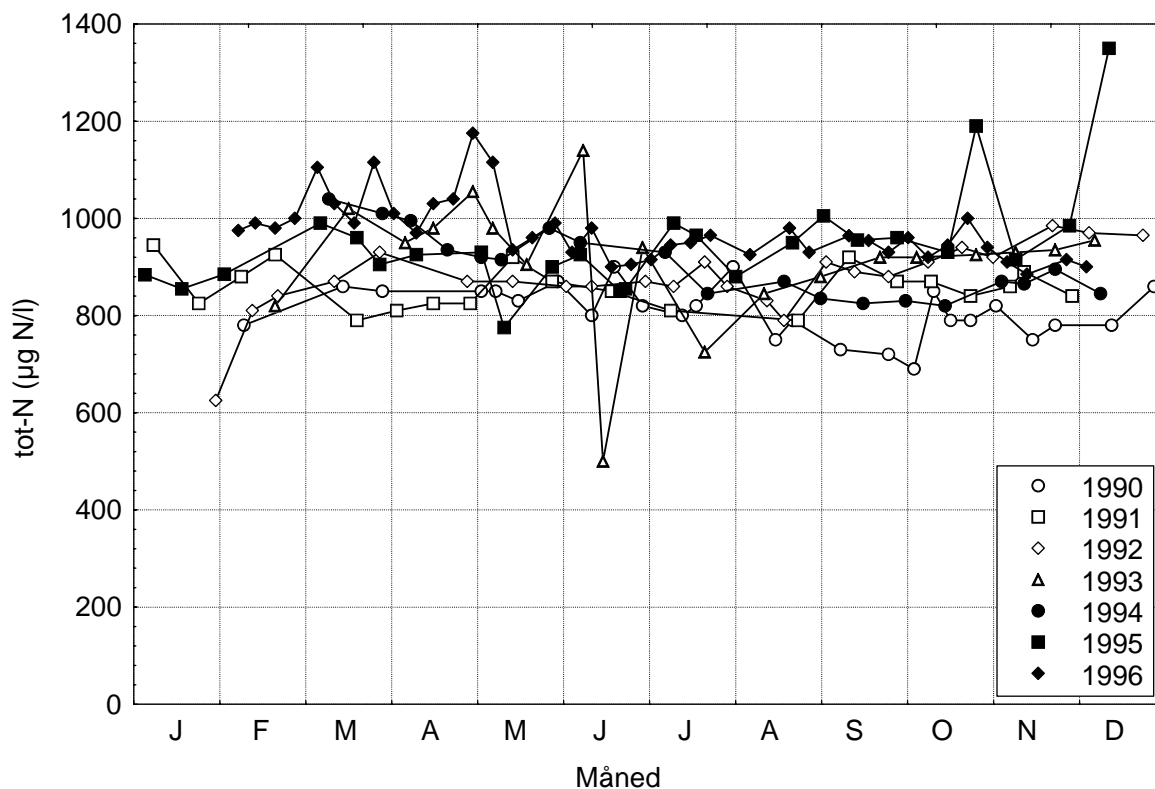


Figur F.2 Normalfordelingsplott for perturbasjonene ε_i etter tilpasning av 1.ordens autoregressiv modell til døgnavannføringer i Tista, med og uten transformering ifølge ligning (21).

Stoffkonsentrasjon og stofftransport

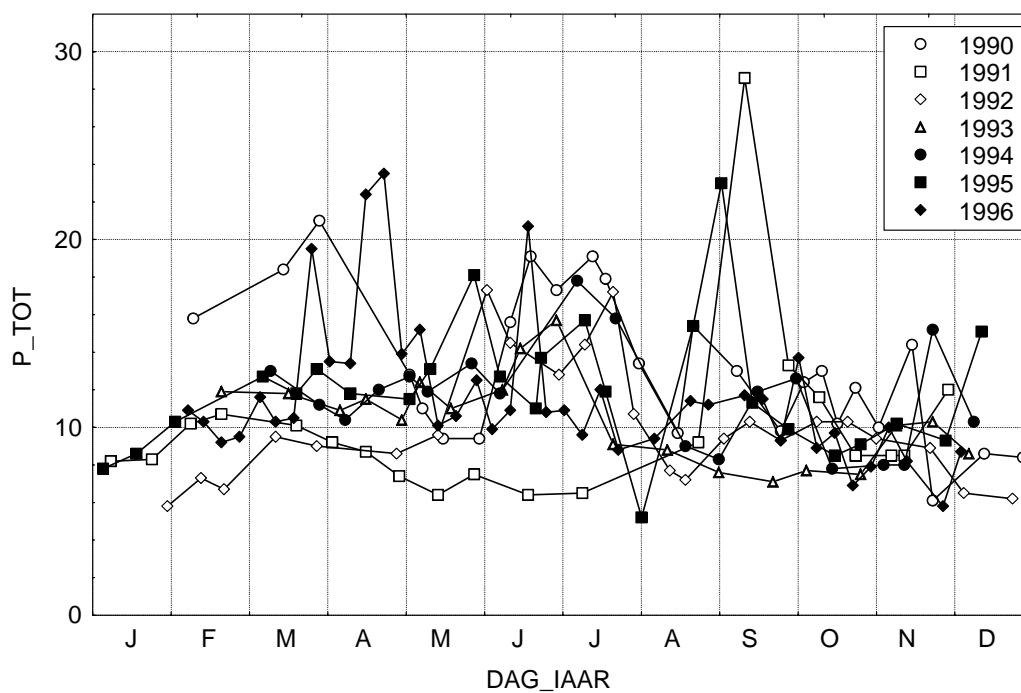
Data for konsentrasjoner av nitrogen, fosfor og organisk karbon har vi fått fra Fylkesmannen i Østfold.

Nitrogeninnholdet i Tista varierer stort sett mellom 800 og 1000 $\mu\text{gN/l}$, men det forekommer verdier under 700 og over 1100 $\mu\text{gN/l}$. Det er signifikant variasjon med måned, men noe av dette kan skyldes variasjon mellom år; det er noe ujevnt prøvetakingsintervall, og det er ikke tatt prøver i alle måneder over alle år. Variasjonen i gjennomsnitt fra år til år er vel så sterk som systematisk variasjonen mellom måneder, det fremgår både av variansanalyse og av figur F.3. Det er en økende trend gjennom perioden 1990-96, fra årsgjennomsnitt 850 til 950. Hele 1990 og første del av 1991 ligger relativt lavt, mens 1995 og 1996 ligger systematisk høyt. Det er ikke funnet noen signifikant korrelasjon mellom konsentrasjoner og vannføring, hverken som eneste forklaringsvariabel eller som kovariat innenfor måned i en variansanalyse. Nitrogeninnholdet modelleres med et gjennomsnitt på 900 $\mu\text{gN/l}$, uten noen årstidsvariasjon.



Figur F.3 Målte nitrogenkonsentrasjoner i Tista 1990-96

Fosforinnholdet varierer mellom 5 og 25 µg/l (Figur F.4), og er svakt negativt korrelert med vannføringer under 10 m³/s. For høyere vannføringer er det ingen sammenheng. Sammenhengen forklarer bare en mindre del av variasjonen i fosforinnholdet. Det modelleres med konstante verdier 11.4 µg P/l.



Figur F.4 Målte fosforkonsentrasjoner i Tista 1990-96

Totalt organisk karbon er heller ikke korrelert med vannføring, men har en avtagende tendens gjennom året. Også her er det stor forskjell mellom år. Derimot er glødetap (partikulært organisk stoff) svakt negativt korrelert med vannføring. Glødetapet varierer stort sett mellom 0.4 og 1.5 mg/l

En variansanalyse gir de middelværdier som er vist i tabell F.3. Modellen bruker imidlertid konstante gjennomsnittstall gjennom hele året, slik at transporten gjenspeiler variasjon i vannføringen. det er gjort fordi de variasjonene en har fra måned til måned i liten grad er statistisk signifikante.

Tabell F.3 Middelvrdier for stoffkonsentrasjon i Tista på månedsbasis over alle år med data

Måned	tot-N	tot-P	Gløderest	Glødetap	POC	TOC
	µg/l	µg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
1	827	8	0.52	0.68	0.27	6.3
2	849	10	0.96	0.73	0.29	6.7
3	930	13	1.29	0.84	0.34	6.8
4	917	10	1.06	0.72	0.29	6.5
5	891	11	1.31	1.06	0.42	6.5
6	866	14	1.06	1.12	0.45	6.2
7	868	14	0.98	1.17	0.47	6.4
8	837	9	0.82	1.12	0.45	6.1
9	878	13	0.64	0.90	0.36	6.2
10	885	10	0.56	0.68	0.27	5.9
11	876	10	0.42	0.76	0.30	5.7
12	961	9	0.96	0.79	0.32	6.0
Gj.snitt:	903	11.4	0.89	0.90	0.36	6.2

Enningdalselva

For Enningdalselva har vi månedsmidler for vannføringen og stikkprøver av vannkjemi én gang pr. måned for årene 1993 og 1994². På månedsbasis har vi data for:

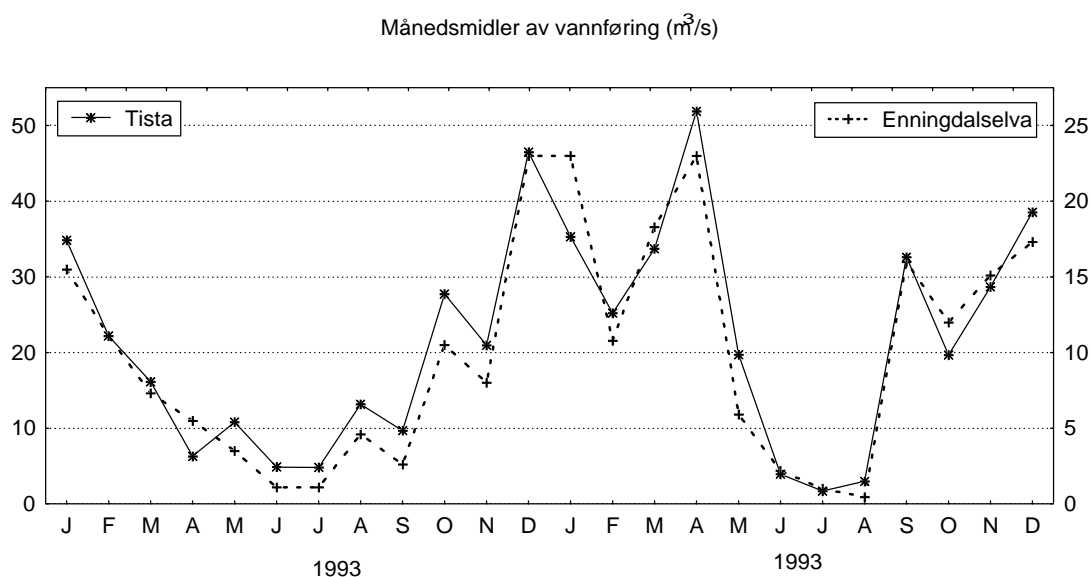
- Totalnitrogen, ammonium, nitrat
- Totalfosfor og ortofosfat
- Silikat.

Fra Holtan (1996) har vi også samleverdier for TOC pr. år.

Vannføring

Vannføringen på månedsbasis varierer i store trekk proporsjonalt med vannføringen i Tista i disse to årene (figur F.5); middelvannføringen i Enningdalselva er ca. 10 m³/s, ca. 50 % av vannføringen i Tista. Vi har ikke data for døgnvariasjonene i Enningdalselva, men antar at det er tilstrekkelig for modelleringsformål å la variasjonen i Tista også gjelde Enningdalselva, dvs. la vannføringene variere parallelt som relative verdier i forhold til månedsmidlene.

² Kilde: Sveriges Lantbruksuniversitet, Bernt Karlson



Figur F.5 Månedsmidler for vannføring i Tista (mot venstre vertikal-skala) og Enningdalselva (mot høyre vertikal-skala) 1993-1994.

Stoffkonsentrasjon og stofftransport

Stoffkonsentrasjonene, gitt med en verdi pr. måned gjennom to år, gir et visst grunnlag for å beskrive variasjonsmønstre gjennom året i forventet verdi, og gi et generelt estimat for spredningen (standardavvik) rundt forventet verdi. Spredningen angis som standardavvik σ på \log_{10} -skala, det regnes om til en faktor 10^σ . Noen variasjon i spredning gjennom året kan ikke påvises med dette datamaterialet, og heller ikke hvilke tidskonstanter som gjelder for fluktuasjonene. Siden stoffkonsentrasjonene er øyeblikksmålinger, mens vannføringene er månedsmidler, kan vi ikke vente å få frem eventuelle sammenhenger som måtte eksistere mellom vannføring og avvik fra forventet konsentrasjon for gitt tid på året. For enkelhets skyld er det bare lagt inn konstante verdier på månedsbasis i modellen, all variasjon ligger i vannføringen.

For totalnitrogen, nitrat og silisium er det signifikant variasjon mellom månedene. Totalkonsentrasjonen av nitrogen ligger rundt 600-700 $\mu\text{g N l}^{-1}$ fra desember til mai, og mellom 500 og 600 $\mu\text{g N l}^{-1}$ om sommeren. Konsentrasjonen av uorganisk N (nitrat + ammonium) varierer parallelt med dette fra 350 om vinteren til 200 om sommeren, og den organiske delen (løst eller partikulært) ser altså ut til å utgjøre ca. 300 $\mu\text{g N l}^{-1}$ hele året. Ammonium utgjør en liten del av uorganisk N, konsentrasjonen varierer mellom 5 og 20 $\mu\text{gN/l}$, med de høyeste verdiene i månedene august - oktober.

Totalfosfor har en estimert forventningsverdi på 13 $\mu\text{g P l}^{-1}$, uten noen systematisk signifikant variasjon gjennom året. Av dette er ca. 30 % som ortofosfat, her er det signifikant forskjell med årstid, med noe høyere verdier om vinteren. Det er ingen sammenheng mellom totalfosfor og ortofosfat.

Silikat er høyest om vinteren, med rundt 1400 $\mu\text{g/l}$ (som vekt SiO_2) om vinteren, og ca. halvparten om sommeren (juli - september).

Med unntak av nitrat og totalnitrogen, er det, når en ser datamaterialet under ett, ikke signifikant samvariasjon mellom avvik fra forventet verdi for de ulike stoffkonsentrasjonene. I modellen brukes de månedsmidler som er vist i tabell:

Tabell F.4 Middelerverdier for stoffkonsentrasjon i Enningdalselva på basis av data fra 1993 og 1994

Måned	NH ₄ -N µg/l	NO ₃ -N µg/l	Tot-N µg/l	PO ₄ -P µg/l	Tot-P µg/l	SiO ₂ µg/l
1	13.0	346	689	5.00	14.0	1100
2	9.5	354	686	4.50	13.5	1500
3	6.5	359	711	4.50	11.5	1525
4	8.0	345	647	4.00	13.5	1350
5	9.0	291	676	2.50	15.5	1275
6	10.5	227	609	4.00	12.0	1000
7	10.5	187	524	3.50	13.0	650
8	14.5	157	524	3.00	12.5	550
9	16.0	215	554	4.00	10.0	875
10	20.5	223	591	3.00	13.0	1050
11	10.5	271	615	3.00	12.5	1150
12	7.0	314	660	3.50	12.0	1100
Årsmiddel:	11.3	274	624	3.71	12.8	1094

Organisk karbon er ifølge data i Holtan (1996) godt korrelert med totalnitrogen når en ser på variasjon fra år til år, med et forholdstall nokså nær 10:1 etter vekt C:N. Det benyttes derfor i modellen til å sette opp tidsserier for organisk karbon.

Remmendalen renseanlegg

Det største renseanlegget med utslipp til Iddefjorden er Remmendalen, som i 1993 hadde 23,000 p.e. tilknyttet (Holtan 1996). Tabell F.5 oppsummerer de opplysninger som er gitt eller kan beregnes ut fra (Holtan 1996) for tilførslene av fosfor, nitrogen og organisk karbon.

Tabell F.5 Tilførsler via Remmendalen renseanlegg i følge (Holtan 1996)

Tilknytning:		23000 pe		
	P	N	C	
Koeffisient	1.7	12	g/pe/døgn	
Inn	14.3	100.7	t/år	
Rensegrad	88	20	90 %	
Utslipp	1.7	80.6	t/år	

Ifølge opplysninger fra Halden kommune går utslippet gjennom en 600 mm ledning nord for Brattøya til et område som er ca. 10 - 15 m dypt. Ledningen går 50 - 100 m ut fra land og ender med utslippsdyp 6 m. (I følge Holtan 1996 skulle utslippet gå ut på 40 meters dyp, men det er maksimalt dyp i Iddefjorden). Det er lagt ut to ledninger, men bare den ene er i drift, den andre ligger som reservekapasitet.

Årlig går det ca. 4-4.5 mill. m³ gjennom renseanlegget, vannføringen varierer mellom 100 og 1300 m³ pr. time. Dvs. at vannføringen i middel er 0.13 m³/s og varierer mellom 0.028 og 0.36 m³/s. Det er

altså ikke så mye vann totalt, og virkningen på vertikalsirkulasjonen blir heller ikke så stor, siden utslippsdypet er så lite. Data fra renseanlegget foreligger som håndskrevne driftsjournaler. Fra Halden kommune har vi fått tilsendt statistiske opplysninger for stoffinnhold og rensegrad, og kopi av utsnitt av driftsjournalen for november og juli 1996. En sammenfatning av statistikken er vist i tabell F.6. Det er oppgitt gjennomsnittskonsentrasjoner, og transportene er anslått ut fra dette. Modellberegningene baserer seg på tallene i denne siste tabellen.

Tabell F.6 Tilførsler via Remmendalen renseanlegg på basis av statistiske opplysninger fra Halden kommune

Midlere vannføring:		0.13 m ³ /s			
	TotP	TotN	TOC		
Inn Konsentrasjon	3.32	20	78.1	mg/l	
Transport	13.6	82.0	320.2	tonn/år	
Rensegrad	92.5	25.0	65.8	%	
Ut Konsentrasjon	0.25	15	26.7	mg/l	
Transport	1.0	61.5	109.5	tonn/år	

Oppsummering - transporter brukt i modellberegningene

Modellberegningene baserer seg på følgende hovedkilder for tilførsler:

- Tista som beskrevet ovenfor
- Enningdalselva som beskrevet ovenfor, med tillegg på 20 % for å ta hensyn til annen tilrenning fra Sverige.
- Remmendalen renseanlegg, basert på tallene i tabell F.6

Det er altså ikke alle tilførslene som er med, men til sammen gir de omtrent riktig størrelsesorden av tilførsler, så langt som det er mulig å få det til å stemme. Tabellen F.7 viser at N stemmer bra, P blir lavere enn beregnet i Holtan (1996), og C blir en del høyere.

Tabell F.7 Tilførsler akkumulert i modellsimuleringene sammenlignet med beregnet anslag i Holtan (1996).

	P	N	C
Tista	6.75	533	3670
Enningdalselva	4.33	216	2097
Remmendalen renseanlegg:	1.03	61.5	109.5
SUM	12.11	810.5	5876.5
Fra Holtan (1996)	34	748	3460

Vedlegg F. Beskrivelser av sikterester

Beskrivelser av sikterester (5 mm og 1 mm sil) etter vasking av bløtbunnsprøver

Stasjon ID1:

Ca. 2 l sand, grus og småstein, noe skjellsand og treflis. Nesten ingen dyr.

Stasjon ID2:

Ca. 2,5 l grovt (> 5 mm) og ca. 4 l fint (> 1 mm) materiale. Sand, grus, stein, skjellsand, store skall. En del diverse organiske partikler.

Stasjon ID3:

Ca. 2,5 l sand, grus og stein. En del store skall. Noe skjellsand. Ikke treflis.

Stasjon ID6:

Ca. 1 l grovt materiale, grus stein og skall. 1 stor *Modiolus modiolus*. Ca. 1,5 l fint materiale, sand, grus og skjellsand.

Stasjon ID16:

Ca. 2 l grovt materiale, mye grove pukklignende stein, skall, slagg. Ca. 1 l fint materiale, mest organiske fragmenter av diverse terrestrisk opprinnelse. En god del skjellsand og noe grus.

Stasjon ID17:

Ca. 2,5 l grovt materiale, store biter, slagg, skall. Ca. 1,5 l fint materiale, organiske partikler og noe skjellsand.

Stasjon ID24:

Ca. 0,6 l grovt materiale, mest grus, småstein og skall. Ca. 0,6 l fint materiale, mest grus, noe skjellsand. Lite organiske partikler.

Stasjon ID31:

Ca. 0,4 l grovt materiale, mest stein, noe skall, kvist og trebiter. Ca. 0,3 l fint materiale, mest organiske partikler (bark, etc.), noe grus, lite skjellsand.

Stasjon ID32:

Ca. 0,3 l grovt materiale, mest pukklignende stein. Ca. 0,2 l fint materiale, mest organiske partikler, litt grus.

Stasjon ID33:

Ca. 0,3 l grovt og fint materiale, grus, stein, skall og organiske partikler.

Stasjon ID35:

Ca. 0,1 l grovt og fint materiale (som ID33).

Stasjon ID36:

Ca. 1,5 l grovt materiale, småstein og skall, lite organisk materiale. Ca. 0,6 l fint materiale, grus, skall, skjellsand, litt organiske fragmenter.

Stasjon ID40: Ca. 1,5 l grovt materiale, mye *Pomatoceros*-krull, småstein. Lite organiske fragmenter. Ca. 2 l fint materiale, grus og skjellsand. Lite organisk.

Stasjon ID42:

Ca. 0,1 l grovt materiale, slaggbit pluss organiske partikler. Ca. 0,05 l fint materiale, organiske partikler.

Stasjon ID43:

Ca. 0,1 l grovt materiale, pukkstei og organiske fragmenter. Ca. 0,2 l fint materiale, mest treflis.

Vedlegg H. Arter og deres individtall- bløtbunnsfauna

Vedleggstabell G1: Bløtbunnsfauna

GRUPPE	FAMILIE	ART	ID35	ID36	ID40	ID33	ID32	ID31	ID24	ID17	ID16	ID6	ID3	ID2	ID1	ID42	ID43
PORIFERA		Porifera indet									1						1
ANTHOZOA		Anthozoa indet				2			1	1			2	1			
ANTHOZOA		Anthozoa indet											1				
ANTHOZOA	Cerianthidae	Cerianthus lloydi Gosse							3	1							1
ANTHOZOA	Edwardsiidae	Edwardsiidae indet				18		3	13	2	1						
PLATYHELMINTHES		Platyhelminthes indet	1														
S																	
NEMERTINEA		Nemertinea indet	3	5	21	1		1	80	13			20	8			3
POLYCHAETA		Polychaeta indet				3		1			1						
POLYCHAETA	Aphroditidae	Aphroditidae indet				2					1						
POLYCHAETA	Polynoidae	Harmothoe sp	1	6	14	3		1	5	8	4	5	12				7
POLYCHAETA	Sigalionidae	Pholoe anoculata Hartmann 1965	2	1									1				
POLYCHAETA	Sigalionidae	Pholoe minuta (Fabricius 1780)			3	34	11	16	26	54	56	83	54	4			7
POLYCHAETA	Phyllodocidae	Eteone sp	1			1		1		2	1	1	2	3			6
POLYCHAETA	Phyllodocidae	Phyllodoce groenlandica (Oersted 1842)								5			1				1
POLYCHAETA	Phyllodocidae	Phyllodoce mucosa (Oersted 1843)							10								
POLYCHAETA	Phyllodocidae	Phyllodoce sp				3					1		3				1
POLYCHAETA	Phyllodocidae	Phyllodocidae indet		1	3					7	3		3	1	2		
POLYCHAETA	Hesionidae	Kefersteinia cirrata (Keferstein 1862)				1				1			3				
POLYCHAETA	Hesionidae	Nereimyra punctata (O.F.Mueller 1788)		1	46					17	17	3	18	22	11		
POLYCHAETA	Hesionidae	Ophiodromus flexuosus (Delle Chiaje 1822)							1								1
POLYCHAETA	Syllidae	Syllidae indet				1				1							
POLYCHAETA	Nereidae	Nereis sp				3					1		4	1	1		
POLYCHAETA	Nereidae	Platynereis dumerilii (Audouin&Milne-Edwards)		1													
POLYCHAETA	Nephtyidae	Nephtys ciliata (O.F.Mueller 1776)								3							
POLYCHAETA	Nephtyidae	Nephtys hombergii Savigny 1818								1							
POLYCHAETA	Nephtyidae	Nephtys pente Rainer 1984									2		5				
POLYCHAETA	Nephtyidae	Nephtys pulchra Rainer 1991								1							
POLYCHAETA	Nephtyidae	Nephtys sp				1	2			1							
POLYCHAETA	Sphaerodoridae	Sphaerodorum sp			3	5		1			1	1		3	2		
POLYCHAETA	Glyceridae	Glycera alba (O.F.Mueller 1776)	3	3	4	3	1	2			1	1					
POLYCHAETA	Glyceridae	Glycera capitata Oersted 1843								2			1	3			
POLYCHAETA	Glyceridae	Glycera sp		1													

GRUPPE	FAMILIE	ART	ID35	ID36	ID40	ID33	ID32	ID31	ID24	ID17	ID16	ID6	ID3	ID2	ID1	ID42	ID43
POLYCHAETA	Goniadidae	Goniada maculata Oersted 1843	2	4	5	8	1	2		1	1						
POLYCHAETA	Goniadidae	Goniadella bobretzkii (Annenkova 1929)		1													
POLYCHAETA	Lumbrineridae	Lumbrineris sp		1		2	2	3									
POLYCHAETA	Dorvilleidae	Protodorvillea kefersteini (McIntosh 1869)											52	110	2		
POLYCHAETA	Orbiniidae	Scoloplos armiger (O.F.Mueller 1776)							3			4		1			
POLYCHAETA	Paraonidae	Paradoneis lyra (Southern 1914)	1									1					
POLYCHAETA	Paraonidae	Paraonis gracilis (Tauber 1879)	5														
POLYCHAETA	Spionidae	Aonides paucibranchiata Southern 1914										1					
POLYCHAETA	Spionidae	Aonides sp													1		
POLYCHAETA	Spionidae	Laonice cirrata (M.Sars 1851)		9	2	3		2									
POLYCHAETA	Spionidae	Polydora cf. caulleryi Mesnil 1897														13	46
POLYCHAETA	Spionidae	Prionospio cirrifera Wiren 1883		5	55	3		1	2	20	41	1	1	1			
POLYCHAETA	Spionidae	Prionospio dubia Maciolek 1985	2														
POLYCHAETA	Spionidae	Prionospio fallax Soederstroem 1920	3	1	1	14	8	23		4	13						
POLYCHAETA	Spionidae	Prionospio multibranchiata Berkeley 1927	1														
POLYCHAETA	Spionidae	Pseudopolydora sp		1	125	1	1	2	1	17	5		2	4			
POLYCHAETA	Spionidae	Spio cf. filicornis (O.F.Mueller 1766)							25								
POLYCHAETA	Spionidae	Spio sp															1
POLYCHAETA	Spionidae	Spionidae indet										23			1		
POLYCHAETA	Spionidae	Spiophanes kroeyeri Grube 1860		1		1		1									
POLYCHAETA	Magelonidae	Magelona sp					1										
POLYCHAETA	Cirratulidae	Caulleriella sp	2		9			1		1				2			
POLYCHAETA	Cirratulidae	Chaetozone setosa Malmgren 1867	7	1	2	1		3	12	25	12		3	7	2		
POLYCHAETA	Cirratulidae	Cirratulus cirratus (O.F.Mueller 1776)								1	1		3	19			
POLYCHAETA	Cirratulidae	Macrochaeta sp							1								
POLYCHAETA	Cirratulidae	Tharyx sp			1												
POLYCHAETA	Flabelligeridae	Brada sp										1					
POLYCHAETA	Flabelligeridae	Brada villosa (Rathke 1843)		1													
POLYCHAETA	Flabelligeridae	Diplocirrus glaucus (Malmgren 1867)		5	5	20	4	4		4							
POLYCHAETA	Flabelligeridae	Flabelligera affinis M.Sars 1829		2													
POLYCHAETA	Flabelligeridae	Flabelligeridae indet		1											2		
POLYCHAETA	Flabelligeridae	Pherusa plumosa (O.F.Mueller 1776)							1								
POLYCHAETA	Flabelligeridae	Pherusa sp			26					8	2	5	1	2			
POLYCHAETA	Scalibregmidae	Polyphysia crassa (Oersted 1843)		12													
POLYCHAETA	Scalibregmidae	Scalibregma inflatum Rathke 1843			8		3	4	4	14	2	18	4	23			
POLYCHAETA	Opheliidae	Travisia forbesi Johnston 1840							25								
POLYCHAETA	Capitellidae	Capitella capitata (Fabricius 1780)														13	21

GRUPPE	FAMILIE	ART	ID35	ID36	ID40	ID33	ID32	ID31	ID24	ID17	ID16	ID6	ID3	ID2	ID1	ID42	ID43
POLYCHAETA	Capitellidae	Heteromastus filiformis (Claparede 1864)	20				1	1									2
POLYCHAETA	Capitellidae	Mediomastus sp			28				7	13	2	8	1	5			
POLYCHAETA	Capitellidae	Notomastus latericeus Sars 1851		5	5	2	1	1									
POLYCHAETA	Maldanidae	Maldane sarsi Malmgren 1865					13	2									
POLYCHAETA	Maldanidae	Rhodine gracilior Tauber 1879				13	4										
POLYCHAETA	Maldanidae	Rhodine loveni Malmgren 1865	3														
POLYCHAETA	Oweniidae	Myriochele oculata Zaks 1922		185	35	80	40	21	4	54	4	6				1	
POLYCHAETA	Oweniidae	Myriochele sp	2														
POLYCHAETA	Oweniidae	Owenia fusiformis Delle Chiaje 1841		2													
POLYCHAETA	Pectinariidae	Pectinaria auricoma (O.F.Mueller 1776)		1	4	1		1				2					
POLYCHAETA	Pectinariidae	Pectinaria koreni Malmgren 1865		4	2			1								1	
POLYCHAETA	Ampharetidae	Ampharete sp		1	3					6	11	3					
POLYCHAETA	Ampharetidae	Ampharetidae indet				1											
POLYCHAETA	Ampharetidae	Amphicteis cf. gunneri (M.Sars 1835)				2											
POLYCHAETA	Ampharetidae	Amythasides macroglossus Eliason 1955			3	1											
POLYCHAETA	Ampharetidae	Anobothrus gracilis (Malmgren 1865)	1	1	8	1		2	1	1	7			1		2	
POLYCHAETA	Ampharetidae	Eclysippe vanelli (Fauvel 1936)		2		1											
POLYCHAETA	Ampharetidae	Melinna cristata (M.Sars 1851)		1													
POLYCHAETA	Ampharetidae	Melinna sp									1						
POLYCHAETA	Ampharetidae	Sabellides octocirrata (M.Sars 1835)		14	6												
POLYCHAETA	Ampharetidae	Samytha sexcirrata M.Sars 1856		1													
POLYCHAETA	Ampharetidae	Sosane sulcata Malmgren 1865				8											
POLYCHAETA	Terebellidae	Amphitrite cirrata O.F.Mueller 1771														4	
POLYCHAETA	Terebellidae	Amphitritides gracilis (Grube 1860)											1				
POLYCHAETA	Terebellidae	Eupolymnia nesidensis (Delle Chiaje 1828)			3	3										9	
POLYCHAETA	Terebellidae	Eupolymnia sp									1						
POLYCHAETA	Terebellidae	Lanassa venusta (Malm 1874)	2														
POLYCHAETA	Terebellidae	Lysilla loveni Malmgren 1865					1										
POLYCHAETA	Terebellidae	Phisidia aurea Southward		1													
POLYCHAETA	Terebellidae	Pista cristata (O.F.Mueller 1776)				15											
POLYCHAETA	Terebellidae	Polycirrus cf. latidens Eliason 1962		2													
POLYCHAETA	Terebellidae	Polycirrus plumosus (Wollebaek 1912)		1													
POLYCHAETA	Terebellidae	Polycirrus sp				3			16	2		1	1				
POLYCHAETA	Terebellidae	Terebellidae indet				1						14			1		
POLYCHAETA	Trichobranchidae	Terebellides stroemi M.Sars 1835			16	2	1	5		9	2	1			2		
POLYCHAETA	Trichobranchidae	Trichobranchus roseus (Malm 1874)				7				1							
POLYCHAETA	Sabellidae	Euchone sp				1	1										
POLYCHAETA	Sabellidae	Sabellidae indet		1	32					5	8	1	6				
POLYCHAETA	Serpulidae	Pomatoceros triqueter (Linne)								2		17					

GRUPPE	FAMILIE	ART	ID35	ID36	ID40	ID33	ID32	ID31	ID24	ID17	ID16	ID6	ID3	ID2	ID1	ID42	ID43
OLIGOCHAETA		Oligochaeta indet					1								1		
PROSOBRANCHIA		Prosobranchia indet											1				
PROSOBRANCHIA	Hydrobiidae	Hydrobia ventrosa (Montagu)														1	1
PROSOBRANCHIA	Rissoidae	Alvania punctura (Montagu)											3				
PROSOBRANCHIA	Rissoidae	Onoba vitrea (Montagu)				6	2	2		1							
PROSOBRANCHIA	Naticidae	Lunatia alderi (Forbes)		1	1	1			3				6				
PROSOBRANCHIA	Naticidae	Lunatia montagui (Forbes)									1						
PROSOBRANCHIA	Eulimidae	Eulima sp				1			1								
PROSOBRANCHIA	Turridae	Thesbia nana (Loven)													1		
OPISTOBRANCHIA		Nudibranchia indet				1				1							
OPISTOBRANCHIA	Diaphanidae	Diaphana minuta (Brown 1827)							2				2				
OPISTOBRANCHIA	Philineidae	Philine scabra (O.F.Mueller 1776)		5	1	1	2										
OPISTOBRANCHIA	Philineidae	Philine sp				4										1	
OPISTOBRANCHIA	Scaphandridae	Cylichna alba (Brown)				1											
POLYPLACOPHORA	Lepidopleuridae	Lepidopleurus asellus (Spengler)	3	11						3	1		3	1			
CAUDOFOVEATA		Caudofoveata indet		2	1	3	1										
BIVALVIA		Bivalvia indet		1	1												
BIVALVIA	Nuculidae	Nucula sulcata (Bronn 1831)	6	2		3	2										
BIVALVIA	Nuculidae	Nucula tumidula (Malm)	1														
BIVALVIA	Nuculidae	Nucula turgida Leckenby & marshall				5											
BIVALVIA	Nuculidae	Nuculoma tenuis (Montagu)	9	3													
BIVALVIA	Nuculanidae	Nuculana minuta (Mueller 1776)	1	1													
BIVALVIA	Mytilidae	Modiolus modiolus (L.)	1	1		1			20		5	7	1		1		
BIVALVIA	Mytilidae	Musculus marmoratus (Forbes)				2											
BIVALVIA	Limidae	Limaria loscombi (G.B.Sowerby)				2				2							
BIVALVIA	Pectinidae	Chlamys cf. tigerina (Mueller)				1											
BIVALVIA	Pectinidae	Chlamys sp			1												
BIVALVIA	Pectinidae	Chlamys varia (L.)											1				
BIVALVIA	Pectinidae	Pseudamussium septemradiatum (Mueller 1776)			1												
BIVALVIA	Pectinidae	Similipecten similis (Laskey)			1												
BIVALVIA	Anomiidae	Heteranomia squamula (L.)				3			3								
BIVALVIA	Lucinidae	Loripes lucinalis (Lamarck)								1							
BIVALVIA	Lucinidae	Lucinoma borealis (Linne 1767)								1	1						
BIVALVIA	Thyasiridae	Thyasira equalis (Verrill & Bush)	16				2										
BIVALVIA	Thyasiridae	Thyasira ferruginea (Forbes)		3		1		1									
BIVALVIA	Thyasiridae	Thyasira flexuosa (Montagu 1803)		7	7	1	1	1		11	15					13	
BIVALVIA	Thyasiridae	Thyasira pygmaea (Verrill & Bush)									1						

GRUPPE	FAMILIE	ART	ID35	ID36	ID40	ID33	ID32	ID31	ID24	ID17	ID16	ID6	ID3	ID2	ID1	ID42	ID43	
BIVALVIA	Thyasiridae	Thyasira sp						1		1								
BIVALVIA	Lasaeidae	Montacuta cf. ferruginosa (Montagu 1803)						7		18								
BIVALVIA	Lasaeidae	Montacuta cf. tenella Loven					3											
BIVALVIA	Lasaeidae	Montacuta substriata (Montagu)									4							
BIVALVIA	Lasaeidae	Montacuta tenella Loven								2								
BIVALVIA	Lasaeidae	Mysella bidentata (Montagu 1803)			6	145					45	13	10	3	3		2	
BIVALVIA	Astartidae	Astarte elliptica Brown 1827								2						1		
BIVALVIA	Astartidae	Astarte sulcata (Da Costa 1778)				3												
BIVALVIA	Cardiidae	Parvicardium minimum (Philippi 1836)			3			1										
BIVALVIA	Cardiidae	Parvicardium ovale (Sowerby)			1	8				26		1	14	2				
BIVALVIA	Cardiidae	Parvicardium scabrum (Philippi)											6					
BIVALVIA	Solenidae	Cultellus pellucidus (Pennant)							1									
BIVALVIA	Tellinidae	Macoma calcarea (Gmelin 1790)											7					
BIVALVIA	Tellinidae	Tellina sp											15					
BIVALVIA	Scrobiculariidae	Abra alba (W.Wood 1802)														1		
BIVALVIA	Scrobiculariidae	Abra nitida (Mueller 1789)	18	9	2	10	11	23		3								
BIVALVIA	Arcticidae	Arctica islandica (Linne 1767)								2	1							
BIVALVIA	Veneridae	Venus fasciata (daCosta)								1								
BIVALVIA	Veneridae	Venus ovata Pennant				14				2	1							
BIVALVIA	Myidae	Mya arenaria Linne 1758								1	1		27					
BIVALVIA	Myidae	Mya sp			1										6			
BIVALVIA	Myidae	Mya truncata Linne 1758														1		
BIVALVIA	Corbulidae	Corbula gibba (Olivi 1792)		7	9	3	1	7	42	41	12	8					25	3
BIVALVIA	Hiatellidae	Hiatella arctica (Linne 1767)		1	7				2	1		15	2					
BIVALVIA	Thraciidae	Thracia sp				1												1
BIVALVIA	Thraciidae	Thracia villosiuscula (Macgillivray)							2				1					
SCAPHOPODA	Dentaliidae	Dentalium entale Linne			3													
PYCNOGONIDA		Pycnogonida indet				2							1					
CUMACEA	Diastylidae	Diastylidae indet		1														
CUMACEA	Diastylidae	Diastylis cornuta Boeck								1								
CUMACEA	Diastylidae	Diastylis rugosa G.O.Sars				1												
AMPHIPODA	Lysianassidae	Acidostoma obesum (Bate) (sensu Sars)				4												
AMPHIPODA	Ampeliscidae	Ampelisca tenuicornis Lilljeborg				90				4	1							
AMPHIPODA	Ampeliscidae	Ampelisca typica (Bate)			1				4			3						
AMPHIPODA	Melitidae	Cheirocratus sp								2				4	1			
AMPHIPODA	Melitidae	Cheirocratus sundewalli (Rathke)				5			37			101						
AMPHIPODA	Melitidae	Eriopisa elongata Bruzelius	2	1														
AMPHIPODA	Melitidae	Melita dentata (Kroeyer)									1							

GRUPPE	FAMILIE	ART	ID35	ID36	ID40	ID33	ID32	ID31	ID24	ID17	ID16	ID6	ID3	ID2	ID1	ID42	ID43
AMPHIPODA	Oedicerotidae	Arrhis phyllonx (M.Sars)	1														
AMPHIPODA	Oedicerotidae	Westwoodilla caecula (Sp.Bate)		1										1			
AMPHIPODA	Atylidae	Atylus vedlomensis (Bate & Westwood)									1						
AMPHIPODA	Aoridae	Microdeutopus sp			1				9			17					1
AMPHIPODA	Isaeidae	Gammaropsis sp						4	77			127	1				
AMPHIPODA	Corophiidae	Corophium crassicorne Bruzelius							216			106					
AMPHIPODA	Corophiidae	Corophium sp			1												
AMPHIPODA	Ischyroceridae	Erichthonius brasiliensis (Dana)			4												
AMPHIPODA	Ischyroceridae	Erichthonius difformis Milne-Edwards									1						
AMPHIPODA	Caprellidae	Caprella sp										9					
AMPHIPODA	Caprellidae	Phtisica marina Slabber			8			1	9			44					
DECAPODA	Callianassidae	Upogebia sp										8					
DECAPODA	Paguridae	Paguridae indet			1												
DECAPODA	Portunidae	Macropipus pusillus (Leach)		1					1								
SIPUNCULIDA		Golfingia sp		10	4	7		1									
SIPUNCULIDA		Phascolion strombi (Montagu 1804)		3	2						1						
SIPUNCULIDA		Sipunculida indet						1	1								
PRIAPULIDA		Priapululus caudatus Lamarck 1816									2						
HIRUDINEA		Hirudinea indet								1							
ASTEROIDEA		Asteroidea indet				7				1	1		1	6			
OPHIUROIDEA	Ophiactidae	Ophiopholis aculeata (O.F.Mueller)			3									1	1		
OPHIUROIDEA	Amphiuridae	Amphiura chiajei Forbes	11	70	3	39	45	29	1	10	6	16	8	3			
OPHIUROIDEA	Amphiuridae	Amphiura filiformis (O.F.Mueller)	1	89	86	124	157	194		66	198	1					
OPHIUROIDEA	Ophiocomidae	Ophiocomina nigra (Abildg.)								12	1						
OPHIUROIDEA	Ophiuridae	Ophiura sp		2	1		1	3	1	4	3		1	3			
ECHINOIDEA	Strongylocentrotidae	Strongylocentrotus droebachiensis (O.F. Mueller)							5	2		2					
ECHINOIDEA	Fibulariidae	Echinocyamus pusillus (O.F.Mueller)			3				15			2					
ECHINOIDEA	Brissidae	Brissopsis lyrifera (Forbes)													1		
ECHINOIDEA	Loveniidae	Echinocardium sp			3												
HOLOTHUROIDEA	Ypsilothuriidae	Echinocucumis hispida (Barrett)			1												
HOLOTHUROIDEA	Synaptidae	Labidoplax buski (McIntosh)		27	23	9	18	19									
ASCIDIACEA		Ascidiacea indet			3						1						
VARIA		Ubestemt indet		1	1				1			1					
VARIA		Ubestemt indet							2								
VARIA		Vermiformis indet							1			1	1				
		Artstall	31	75	94	39	31	41	67	63	40	60	38	39	7	8	7
		Individtall	130	570	1080	379	347	420	814	524	462	787	188	241	10	70	74