

RAPPORT LNR 3732-97

Resipientundersøkelse i
sjøområdene ved Vedvik
Effekter av
sigevannsutslipp

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
5005 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 Resipientundersøkelse i sjøområdene ved Vedvik. Effekter av sigevannsutslipp.	Løpenr. (for bestilling) 3732/97	Dato 21.10.97	
	Prosjektnr. Undernr. O-96191	Sider 65	Pris
Forfatter(e) Evy R. Lømsland Einar Nygaard Roger Velvin, Akvaplan-niva	Fagområde Miljøgifter i sjøvann	Distribusjon	
	Geografisk område Sogn og Fjordane	Trykket NIVA	

Oppdragsgiver(e) Vågsøy kommune	Oppdragsreferanse Ola Å. Bernås
------------------------------------	------------------------------------

Sammendrag

Strømmålingene viste at vanntransporten utenfor Vedvika avfallsplass i hovedsak gikk langs land, i nordlig eller sørlig retning. Modellberegningene viser at et utslippsdyp på 20 meter synes å være tilstrekkelig for å unngå opptrengning av sigevann til overflaten i de fleste tilfeller. Undersøkelser av vannkvalitet, organismer i fjæresonen og bunnsediment viste at dagens sigevannsutslipp fra Vedvika avfallsplass har liten effekt på sjoresipienten.

Fire norske emneord 1. Miljø 2. Sjø 3. Sigevann 4. Vågsøy	Fire engelske emneord 1. Environment 2. Seawater 3. Seepage water 4. Vågsøy
---	---

Evy Rigmor Lømsland
Evy Rigmor Lømsland

Prosjektleder

ISBN 82-577-3301-6

Bjørn Braaten
Bjørn Braaten
Forsknings sjef

O-96191

Resipientundersøkelse i sjøområdene ved Vedvik

Effekter av sigevannsutslipp

Forord

Rapporten er utarbeidet av NIVA på oppdrag av Vågsøy kommune. Sogn Interkommunale Sevicekontor (ISIS) har vært koordinator. Rapporten inneholder en vurdering av miljøforholdene i sjøområdet utenfor Vedvik nær utslippspunktet for sigevannet fra Vedvika avfallsplass. I tillegg er utslippsdyp for en eventuell ny utslippsledning vurdert.

Ola Å. Bernås har vært kontaktperson hos Vågsøy kommune og han har deltatt på alle toktene.

Undersøkelsen har vært et samarbeidsprosjekt mellom NIVA og Akvaplan-niva. as.

NIVA har hatt prosjektlederansvaret og har vært ansvarlig for hydrografi, strømmåling, modellberegninger, undersøkelsene i vannsøylen og av miljøgifter i organismer og sediment.

Hos NIVA har følgende personer vært involvert: *Einar Nygaard* har gjennomført feltarbeid og hatt ansvaret for rapportering av hydrografi, strømmålinger og modellberegninger. *Evy R. Lømsland* har vært prosjektleder, har sammenfattet rapporten og rapportert undersøkelsene i vannsøylen og miljøgiftanalysene i organismer og sediment.

Akvaplan-niva har vært ansvarlig for innsamling av materiale, analyser og rapportering av bløtbunnsundersøkelsen.

Hos Akvaplan-niva har følgende personer vært involvert: *Roger Velvin* har vært delprosjektansvarlig og har rapportert bløtbunnsundersøkelsen. Han har sammen med følgende personer stått for identifisering av bløtbunnsfauna: *Olle Israelson* (mollusca), *Hans Petter Mannevik* (pigghuder), *Rune Palerud* (krepsdyr) og *Andrew Sikorsky* (børstemark). *Salve Dahle* har utført feltarbeidet og *Lena Ringstad Olsen* har gjort statistiske analyser. *Inger Midttun* har redigert rapporten.

Analyser av næringssalt og miljøgifter er utført av NIVA, Oslo mens Fjord-Lab A.S, Måløy har gjort de bakteriologiske analysene. Analysene av organisk karbon og nitrogen er utført av Kjemisk Analyselaboratorium Holt, Tromsø. GeoGruppen AS, Tromsø har gjort kornfordelingsanalysene.

Bergen, 21. oktober 1997

Evy Rigmor Lømsland

Innhold

Sammendrag	6
1. Bakgrunn	7
2. Mål for undersøkelsen	8
3. Generelt om undersøkelsen	9
4. Forurensningstilførsler	12
5. Hydrografi og strømmåling	14
5.1 Metodikk	14
5.1.1 Strømmålinger	14
5.1.2 Hydrografimålinger	16
5.2 Resultater fra strøm- og hydrografimålingene	17
5.2.1 Strømmålingene	17
5.2.2 Hydrografimålingene	18
5.3 Vurderinger av resultat	20
5.3.1 Generelt om sirkulasjon i fjorder	20
5.3.2 Strømningsmønster utenfor Vedvik	20
6. Teoretisk beregning av innlagingsdyp	21
6.1 Metodikk	21
6.1.1 Bakgrunn	21
6.1.2 Data	22
6.2 Resultater	23
6.3 Vurderinger av resultater fra modellkjøringene	25
7. Sjøvann - kjemiske og bakteriologiske undersøkelser	27
7.1 Materiale og metoder	27
7.2 Resultat og vurdering	27
7.2.1 Næringssalter	27
7.2.2 Bakterier	28
8. Miljøgifter i organismer	29
8.1 Materiale og metoder	29
8.2 Resultat og vurdering	29
8.2.1 Tungmetaller	29
8.2.2 Polysykliske aromatiske hydrokarboner-PAH	30
9. Bløtbunnsundersøkelse	31
9.1 Materiale og metode	31
9.2 Resultater	32
9.2.1 Sedimentbeskrivelse	32

9.2.2 Fauna	33
9.2.3 Geometriske klasser	34
9.2.4 Artssammensetning og faunalikhet	35
9.3 Sammenfattende vurderinger	37
10. Miljøgifter i sediment	38
10.1 Materiale og metoder	38
10.2 Resultat og vurdering	38
10.2.1 Metaller i sediment	38
10.2.2 Klororganiske forbindelser i sediment	39
10.2.3 Polysykliske aromatiske hydrokarboner-PAH i sediment	39
11. Konklusjon	42
12. Referanser	43
Vedlegg A. Strøm	45
Vedlegg B.	53
Vedlegg C.	56
Vedlegg D.	57

Sammendrag

Målsetningen med undersøkelsen var å gi en status for miljøforholdene i nærområdet til sigevannsutslippet fra Vedvika avfallsplass og anbefale utslippsdyp i forbindelse med etablering av en ny sigevannstrasé. I tillegg skulle undersøkelsen gi bakgrunnsdata for området nær utslippspunktet for den nye sigevannstraséen.

Undersøkelsen ble utført i perioden 03.09.96 til 20.06.97 og omfatter hydrografi- og strømmålinger, analyse av næringssalter og bakterieforekomster i vannsøylen og sedimentundersøkelser med hensyn på organisk belastning og miljøgifter. Organismer i fjæresonen ble undersøkt for innhold av tungmetaller og tjærestoffer.

Strømmålingene viste at vanntransporten ved Vedvik gikk langs land, skiftevis nordover og sørover. Ut fra modellberegningene synes et utslippsdyp på 20 meter å være tilstrekkelig for å unngå opptrengning av sigevann til overflaten i de fleste tilfeller.

Analysene av miljøgifter i sigevannet fra Vedvika avfallsplass påviste betydelige mengder tungmetaller og de organiske miljøgiftene PAH og PCB i sigevannet. Beregnede konsentrasjoner av miljøgifter ved innlagring av sigevann i sjøresipienten viste at verdiene generelt eller periodevis lå over bakgrunnsnivå.

Undersøkelsene av næringssalter og bakterieforekomster i vannsøylen og av tungmetaller og tjærestoffer i dyr i fjæresonen påviste imidlertid ikke overkonsentrasjoner som kan tilbakeføres til sigevannsutslippet. Heller ikke bløtbunnsundersøkelsen viste tegn til belastning. Årsaken til dette er sannsynligvis at sjøområdene ved Vedvik ligger utsatt til slik at utslippet fortynnes raskt.

Det ble imidlertid påvist overkonsentrasjoner av PAH i sedimentet på stasjon 2 og verdiene plasserer sedimentet i tilstandsklasse II-"mindre god". Det var forbrenningsrelaterte komponenter som dominerte. PCB ble imidlertid ikke påvist i konsentrasjoner over det som betegnes som normalt bakgrunnsnivå, til tross for høye verdier av PCB i sigevannet. Tungmetallverdiene lå generelt på bakgrunnsnivå. Unntaket var bly på stasjon 2, der det ble registrert en beskjeden overkonsentrasjon.

Det kan således konkluderes med at sigevannsutslippet fra Vedvika avfallsplass har liten effekt på sjøresipienten.

1. Bakgrunn

Bakgrunnen for undersøkelsen var en forespørsel gjennom Indre Sogn Interkommunale Servicekontor (ISIS) fra Vågsøy kommune etter krav fra Miljøvernavdelingen hos Fylkesmannen i Sogn og Fjordane om en resipientundersøkelse av sjøområdene utenfor Vedvik avfallsdeponi. Kommunen ønsket derfor å få gjennomført en kontroll av miljøforholdene i nærområdet til sigevannsutslippet fra avfallsplassen.

Sigevannet fra avfallsplassen føres i dag ut på 2 meters dyp. I forbindelse med planer om opprusting av avfallsplassen, der sigevannet skal føres ut på større dyp, var det også ønske om en utredning for å få brakt på det rene hvilket utslippsdyp som var nødvendig for å unngå opptrengning av sigevann til overflaten.

Resipientundersøkelsen skulle derfor omfatte hydrografi- og strømmålinger og beregninger av sigevannets innlagingsdyp. Dessuten skulle undersøkelsen omfatte analyser av sediment, bløtbunnsfauna, organismer i fjæresonen og kjemiske og bakteriologiske analyser av vann fra øvre del vannsøylen. Parametervalget i undersøkelsen var fastlagt gjennom Fylkesmannens krav.

2. Mål for undersøkelsen

Undersøkelsen har hatt følgende mål:

1. Vurdering av resipientens miljøstatus.
2. Beregne nødvendig utslippsdyp for sigevann slik at gjennomslag til overflaten sjelden forekommer.
3. Danne grunnlag for oppfølgende undersøkelser.

3. Generelt om undersøkelsen

Undersøkelsen ble utført i perioden 03.09.96 til 20.06.97. Det ble målt strøm i september 96 og juni 97 (**Figur 1**, **Figur 2**). Prøver fra vannsøylen ble tatt i september, mai og juni, det vil si innenfor det som i følge SFT sine kriterier (Molvær et al. 1997) betegnes som en utvidet sommersesong (mai-september). I forbindelse med hovedinnsamligen 03.09.96 ble alle sedimentprøver og prøver av organismer i fjæresonen samlet inn.

Hensikten med stasjonsvalget var todelt. Stasjonene 1, 2, B1 og B2 (**Figur 3**) skulle undersøkes med hensyn på eventuelle effekter av dagens utslipp, mens stasjonene 3 og 4 skulle gi bakgrunnsdata i forbindelse med anlegging av ny sigevannstrasé og dermed nytt utslippspunkt. Stasjon 5 var referansestasjon.

Stasjonene hadde følgende posisjoner:

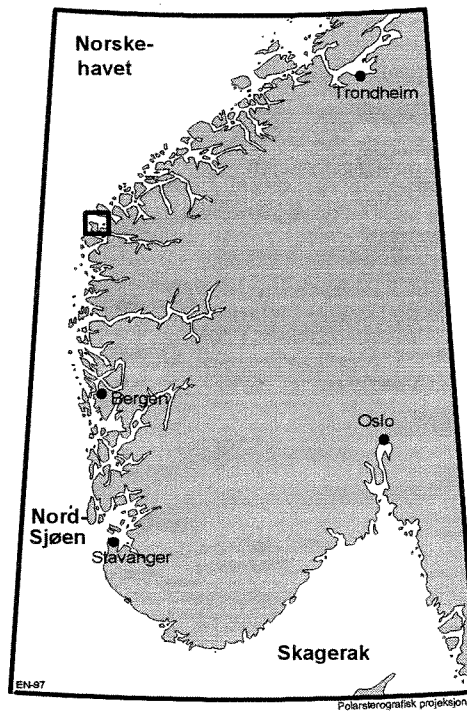
St.1 - 13 m dyp - N62° 00.53' E 05° 08.27'
St.2 - 90 m dyp - N62° 01.25' E 05° 09.37'
St.3 - 18,5 m dyp - N62° 00.51' E 05° 08.35'
St.4 - 40 m dyp - N62° 00.52' E 05° 09.03'
St.5 - 44 m dyp - N62° 00.24' E 05° 09.18'

Posisjon for strømriggerne:

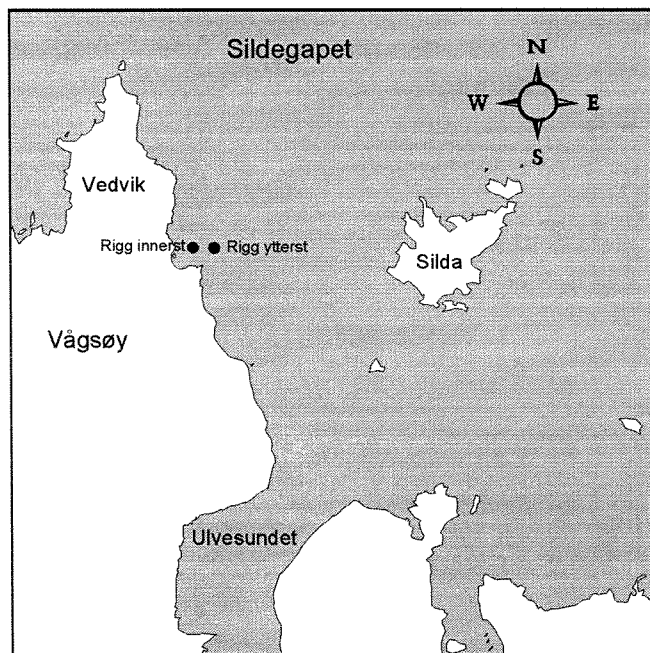
Innerste strømrigg - 14 m dyp - N62° 00.84' E 05° 08.54'
Ytterste strømrigg - 21 m dyp - N62° 00.82' E 05° 08.84'

Metodikk er omtalt under de ulike kapitlene.

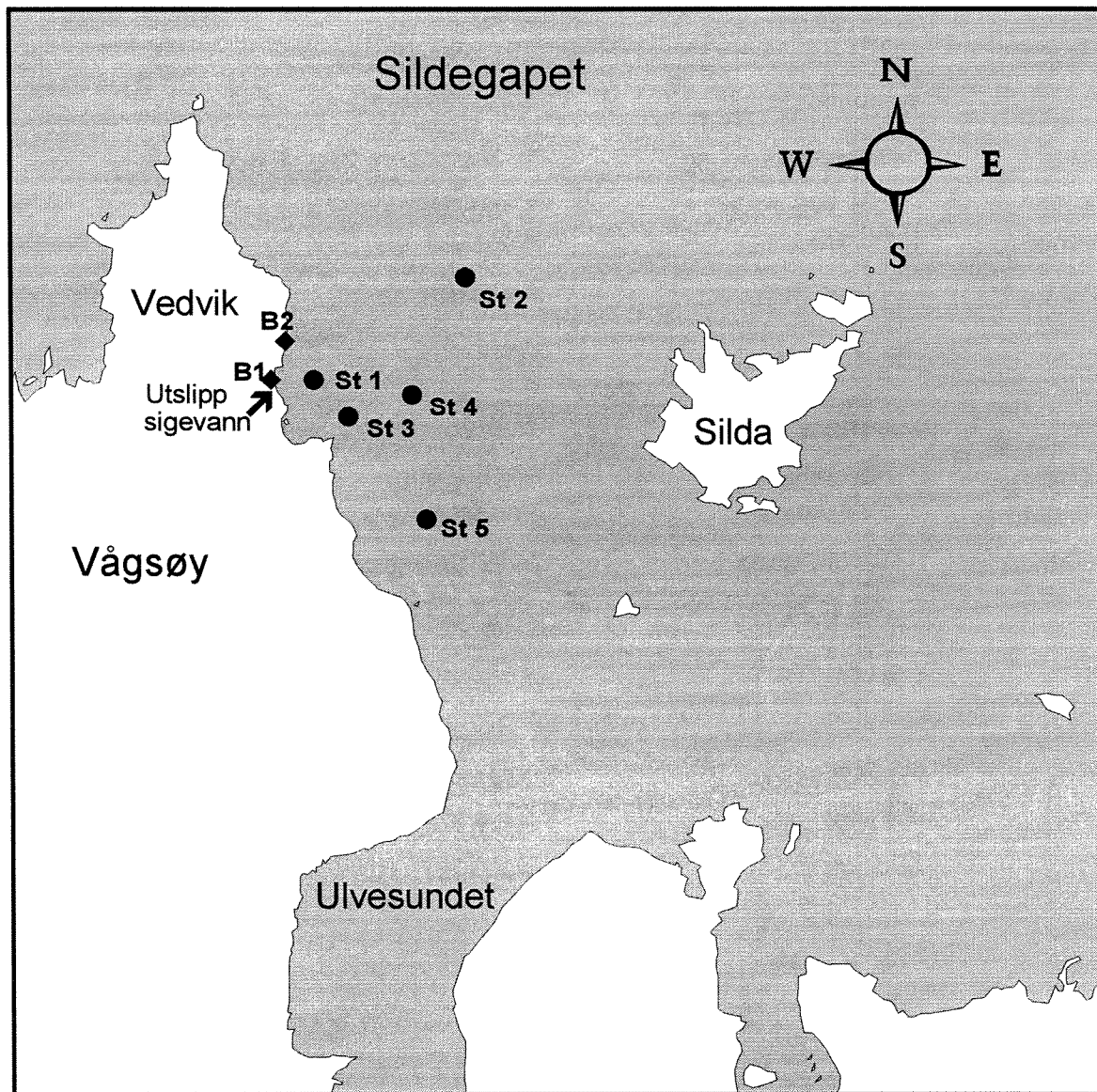
Bunndyrmaterialet er oppbevart hos Akvaplan-NIVA.



Figur 1. Kartskisse over Sør-Norge. Kartutsnittet vises i Figur 2.



Figur 2. Kartskisse over deler av Vågsøy. Posisjonene for strømmålingene er inntegnet.



Figur 3. Kart over området med stasjonsangivelser. Stasjonene 1, 2, 3, 4 og 5 er grabbstasjoner, mens B1 og B2 er fjærestasjoner.

4. Forurensningstilførsler

Vedvika avfallsplass er deponi for både husholdningsavfall og industriavfall, og det har foregått forbrenning på avfallsplassen, men forbrenning av avfall har nå opphørt (pers. med. Weltzin -Vågsøy kommune). Det foreligger planer om deponering av septikslam. Avfallsplassen mottar bare avfall fra Vågsøy kommune som har 6.500 innbyggere. I 1995 utgjorde avfallsmengden 3.384 tonn.

Sigevannet fra avfallsplassen blir i dag ført til sjøen via pumpestasjon uten rensing og sluppet ut på 2 m dyp. Det er ikke gjennomført målinger av sigevannsmengde, men teoretiske beregninger ut i fra størrelsen på fyllplassen tyder på en maksimal sigevannsmengde på 20 liter/s, og gjennomsnittet ligger trolig under 10 liter/s (opplysninger fra ISIS).

Sjøområdet der sigevannet blir ført ut, ligger åpent til og må betegnes som eksponert (jfr. **Figur 3**).

Kommunen har fått utført analyser av sigevannet ved tre anledninger (september, oktober og november 1996). Det er gjort analyser av PAH (polysykliske aromatiske hydrokarboner), PCB (polyklorerte biphenyler) og tungmetaller (**Tabell 1**). Vurderinger av sigevannet inngår ikke direkte som en del av dette prosjektet, men verdiene er presentert for å sette undersøkelsene i resipienten i et visst perspektiv.

Analysene er utført av Alex Stewart Environmental Services A/S (PAH og tungmetaller) og Chemlab Services A/S (PCB).

Følgende metoder er angitt:

PAH: EPA 610P, GC/FID.

Metaller (unntatt kvikksølv): ICP-AES/USN. Kvikksølv: Kalddamp, FIMS.

PCB: Modifisert DIN 51 527

Det ble påvist både PAH, PCB og tungmetaller i sigevannet.

At bossfyllinger inneholder tungmetaller som føres ut med sigevannet, er vanlig, og verdiene for bossplassen i Vedvik ligger generelt sett innenfor de nivåene som er vanlige i sigevann (jfr. Hem 1994). Det forekommer imidlertid episoder der verdiene spesielt for krom og tinn er usannsynlig høye.

PCB er en gruppe forbindelser som tidligere hadde bred anvendelse som isolerende, flammebestandig olje i transformatorer, kondensatorer og kabler. PCB ble videre brukt som tilsetning i hydrauliske oljer og maling og som mykner i plast. Etter at skadevirkningene av PCB ble påvist, ble det innført strenge restriksjoner på bruk av denne stoffgruppen. Forekomster av PCB skyldes i sin helhet menneskelig aktivitet og skal i prinsippet ikke forekomme i omgivelsene.

De målte verdiene på 3-11 µg/l er høye og ligger langt over det man kan anta som et diffust bakgrunnsnivå. Det må her kunne stilles spørsmål om analyseresultatene er riktige. Et utslipp på gjennomsnittlig 5 l/s vil medføre en tilførsel av PCB til sjøresipienten på 1,1 kg PCB/år. Dette er et usannsynlig høyt nivå. Analyser av ulike grunn- og sjøvannsforekomster her i landet påviste ikke detekterbare mengder av PCB ved en deteksjonsgrense på 0,05 ng/l for enkeltkongener (Konieczny et al. 1996).

PAH har på samme måte som metaller, et naturlig bakgrunnsnivå (Knutzen 1989). Årsaken til bakgrunnsnivået for PAH er en følge av naturlige fenomener som for eksempel skogbrann, vulkanutbrudd og sig fra oljeforekomster. Ved siden av råolje er den primære kilden for PAH alle former for forbrenning av organisk materiale.

Forekomstene av PAH i sigevannet fra Vedvik er relativt høye. Vanligvis varierer konsentrasjonene i sigevann fra 0,1-10 µg/l (L. Berglind pers. med.), og verdiene fra Vedvik ligger dermed langt over det man definerer som et diffust bakgrunnsnivå på <50 ng/l eller vesentlig mindre (J. Knutzen pers. med.) Erfaringsmessig ligger bakgrunnsverdiene på 5-10 ng/l (Konieczny et al. 1996). Av påviste enkeltkomponenter dominerte antracen helt. Fluoren og pyren forekom sporadisk.

Tabell 1. Analyseresultater av miljøgifter i sigevannet. De angitte datoer er innkomstdatoer til laboratoriet.

Dato	10.09.96	09.10.96	12.11.96
Parameter/enhet	µg/l	µg/l	µg/l
Sum PAH	22	9	13
Sum PCB	11	3,3	6,1
Kvikksølv (Hg)	< 0,1	0,9	<0,1
Kadmium (Cd)	<4	<4	<4
Bly (Pb)	10	10	10
Kobber (Cu)	8	17	<4
Sink (Zn)	269	330	121
Krom, total (Cr)	<4	359	<4
Tinn (Sn)	226	<4	175
Jern (Fe)	39.828	20.005	8.580

5. Hydrografi og strømmåling

I dette kapitlet beskrives strøm- og hydrografimålingene som ble gjennomført ved Vedvik i perioden fra september 1996 til juni 1997. Det ble målt med forankrede strømmålere ved to anledninger, første gang i september 1995 og andre gang i mai/juni 1997. Ved 4 anledninger ble det gjort hydrografimålinger.

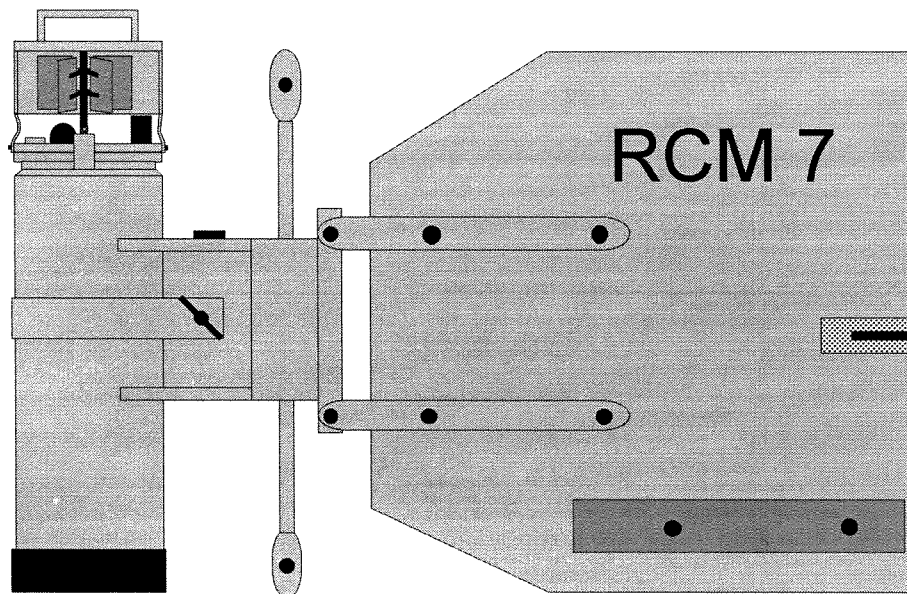
Det blir også presentert noe informasjon om instrumentene og målemetodene som ble benyttet.

5.1 Metodikk

5.1.1 Strømmålinger

Instrumenter

Strømmålingene ble gjort med Aanderaa Instruments (RCM7) strømmålere. **Figur 4** viser ei skisse av en Aanderaa Instruments strømmåler. Strømfarten (strømstyrken) registreres ved hjelp av en rotor på toppen av instrumentet. Rotoromdreiningene registreres av loggeenheten i instrumentet ved hjelp av en magnet montert på rotoren. Strømretningen registreres ved hjelp av det store roret og et innebygget kompass som avleses elektronisk. Måleren registrerer også sjøvannets temperatur og salinitet. Strømmåleren har internt minne til å lagre data.



Figur 4. Skisse av Aanderaa Instruments strømmåler.

Målenøyaktighetene for de enkelte sensorene på Aanderaa Instruments RCM7 strømmålere er oppgitt til (Aanderaa Instruments, 1983):

Konduktivitet:	±0,1 mmho/cm
Temperatur :	±0,05°C
Strømretning:	±7,5° når farten er 2,5-5 cm/s ±5° når farten er 5-100 cm/s
Fart:	±1 cm/s eller ±2% av farten. Den høyeste av disse benyttes.

Farten vektormidles over måleintervallet, ved å registrere antall rotoromdreininger og rorets kompassretning flere ganger i et måleintervall. Temperaturen og saliniteten er øyeblikksverdier målt på slutten av måleintervallet. Måleintervallet ble satt til 10 minutt.

Strømrigger

Begge riggene var bygd på samme vis, bare den nederste taulengden til ankeret ble justert etter bunn-dypet på lokalitetene. **Figur 5** viser ei skisse av en strømrigg.

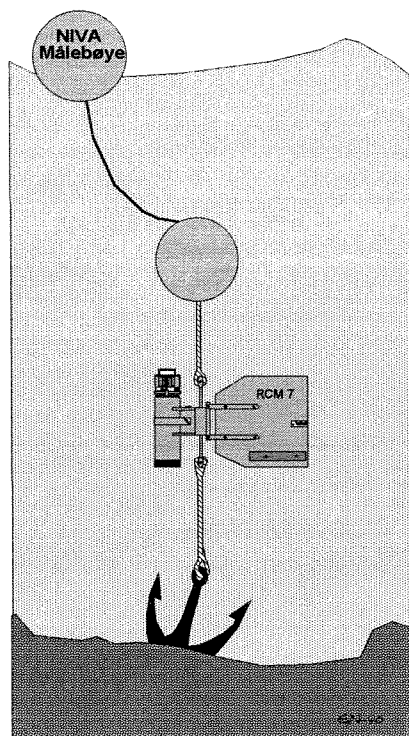
Instrumentene stod oppankra på ca. 10 m dyp på begge strømriggene.

Måleposisjoner

Posisjonene for strømmålerrieggene er inntegnet i **Figur 2** og angitt i **Tabell 2** som gir en oversikt over strømmålingene. Tabellen inneholder opplysninger om posisjon, bunn-dyp, måledyp, instrument, dato for utsetting, dato for innhenting samt kommentar.

Tabell 2. Tabellen inneholder opplysninger om måle-posisjon (WGS-84), rigg bunn-dyp, måledyp, måler nummer, dato for utsetting, dato for opphenting samt en kort kommentar.

Posisjon	Rigg	Bunn-dyp (m)	Måle-dyp (m)	Måler nummer (periode)	Dato ut	Dato inn	Kommentar
N62° 00.84' E05° 08.54'	Innerst	13	10	RCM7 # 9000	3/9-96	24/9-96	Alt ok
N62° 00.82' E05° 08.84'	Ytterst	21	10	RCM7 # 269 (1)	3/9-96	24/9-96	Alt ok
N62° 00.84' E05° 08.54'	Innerst	13	10	RCM7 # 9000	29/5-97	20/6-97	Alt ok
N62° 00.82' E05° 08.84'	Ytterst	21	10	RCM7 # 900	29/5-97	20/6-97	Alt ok



Figur 5. Skisse av en strømrigg.

Måledyp

Det ble avtalt å måle strøm i 10 m dyp.

Måleperiode

Det var avtalt å måle strøm samtidig i to perioder på 3 uker i de to posisjonene. En 3 ukers periode strekker seg over en og en halv vanlig spring/nipp tidevannsperiode. En skulle derfor få med seg det meste av korttidsvariasjoner i strømmen forårsaket av tidevannet. Eventuelle langperiodiske variasjoner eller episodiske fenomen vil en imidlertid ikke nødvendigvis kunne oppdage med såpass kortvarige målinger.

5.1.2 Hydrografimålinger

Instrument

En Sea-Bird Electronics STD-sonde (salinitet, temperatur og dyp) ble benyttet, denne registrerer 2 ganger i sekundet og lagrer dataene i sin interne hukommelse. Ved en anledning ble det benyttet en YSI temperatur og konduktivitetssensor. Denne leses av manuelt.

Hydrografidata

Det ble gjort hydrografimålinger ved fire anledninger, to ganger i september 96 og to ganger i mai/juni 1997. **Tabell 3** gir en oversikt over hydrografimålingene, dato, dyp og instrument for disse målingene. Hydrografimålingene ble gjort ved rigg ytterst (**Figur 2**).

Tabell 3. Oversikt over hydrografimålingene. Det er gitt opplysninger om dato, måling til dyp og instrument.

Dato	Måling til dyp (m)	Instrument
3/9-96	20	Seabird
24/9-96	20	Seabird
29/5-97	15	YSI
20/6-97	20	Seabird

Til fortynningsberegningene blir det også benyttet noen CTD-profiler (**Tabell 4**) som NIVA tok ved Raudeberg i 1992 (Golmen 1993). Disse målingene er gjort med en SD200 STD-sonde, også denne lagrer dataene i sin interne hukommelse. Vannmassene ved Raudeberg skulle være representative for vannmassene ved Vedvik.

Tabell 4. Hydrografimålinger ved Raudeberg 1992.

Sted	Dato
Raudeberg	7/4-92
“	21/4-92
“	5/5-92
“	18/5-92
“	1/6-92
“	14/7-92
“	27/7-92
“	10/8-92
“	24/8-92
“	6/10-92
“	21/10-92

5.2 Resultater fra strøm- og hydrografimålingene

I dette avsnittet presenteres resultatene fra strøm- og hydrografimålingene.

5.2.1 Strømmålingene

Resultatene fra strømmålingene er vist som figurer i Vedlegg A, **Figur 14** til **21**. Figurene viser tidsserier av strømhastighet og retning samt temperatur og salinitet, for hvert tiende minutt. Det er også vist gjennomsnittlig strømfordeling i 15° intervaller (strømroser).

For hver tidsserie er det blitt beregnet middelveidier for fart og hastighet, middel temperatur, middel salinitet samt strømmens stabilitetsfaktor. Stabilitetsfaktoren er definert som absoluttverdien av middel strømvektor delt på middelveidien for fart i midlingsperioden. Dette gir et tall mellom 0 (tilsvarer svært vekslende strøm) og 1 (tilsvarer ensretta strøm). De beregnede verdiene er gitt i **Tabell 5**.

Tabell 5. Statistiske resultater fra strømmålingene. Det er opplysninger om periode, rigg, måledyp, gjennomsnittlig strømstyrke, vektormidlet strøm, vektormidlet strøm retning, middel temperatur, middel salinitet og strømmens stabilitetsfaktor.

Periode	Rigg	Måledyp (m)	Gjennomsnittlig strømstyrke (cm/s)	Vektormidlet strøm (cm/s)	Vektor midlet strømretning (°)	Temp (°C)	Salinitet (PSU)	Stabilitetsfaktor
1	Grunn	10	2,34	0,91	159	13,83	32.01	0,39
1	Dyp	10	2,78	0,06	198	13,55	32,51	0,02
2	Grunn	10	3.21	1,09	68	9,38	33.16	0.34
2	Dyp	10	4,13	0,72	339	9,57	33,30	0,17

De dominerende strømretningene var parallelt med land. Stort sett var strømbildet dominert av halvdaglig tidevannstrøm. Det vil si at strømretningen snudde 4 ganger daglig. I perioder på opptil 2-3 dager dominerte andre strømskapende effekter (vind, lufttrykksvariasjoner eller ferskvannavrenning) over tidevannstrømmen. Strømmen var noe sterkere ved den ytterste riggen enn ved den innerste, dette gjenspeiler seg også av middelverdiene.

I perioder med lav salinitet hadde en de høyeste strømfartene. I det øverste vannsjiktet har en vanligvis de største strømfartene. Dette sjiktet kan variere noe i tykkelse (1 til 5-6 meter). I en periode med lav vannstand vil strømmåleren ha stått høyt i vannmassene fordi den stod oppankret i konstant avstand til bunnen. Det er også mulig at det i perioder har vært innslag av brakkvann.

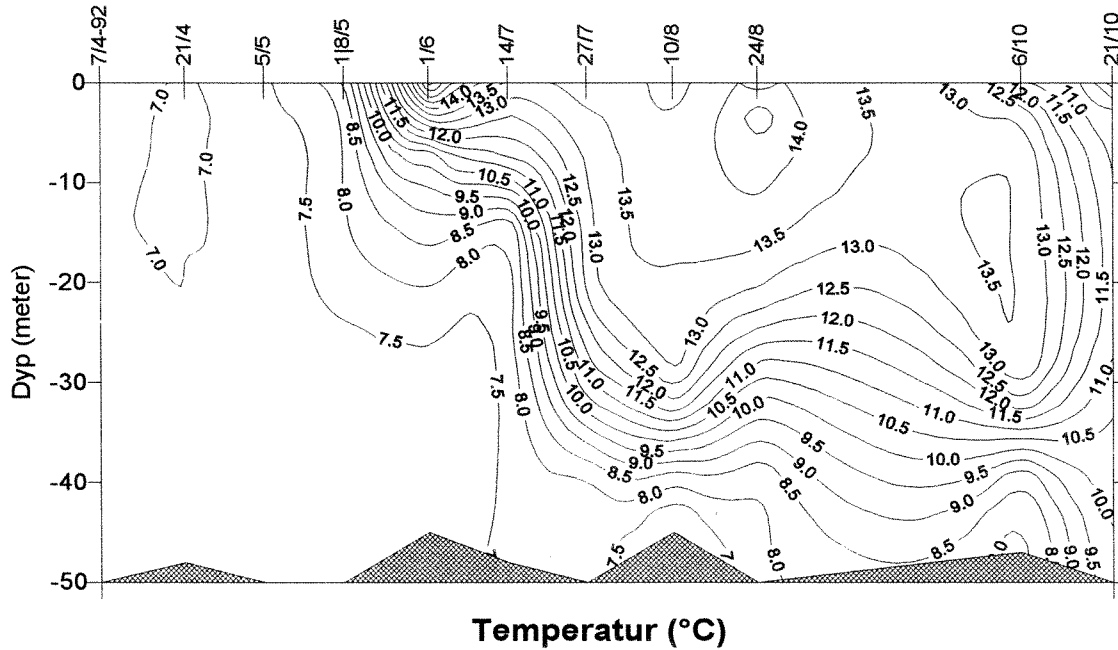
Vannet transporteres vekselvis i retningene nord/sør langs land i periode med tidevannet. Lokaliteten ligger åpent til og er svært utsatt for vind, bølger etc.. Selv om vannet i følge figurene føres fram og tilbake forbi utslippspunktet er det nok stor innblanding av "nytt" vann hver gang. I september 1996 var det nettotransport mot sør mens den var mot nord i juni 1997. Golmen (1990) gjorde strømmålinger i samme område og fant nettostrom mot nord.

5.2.2 Hydrografimålingene

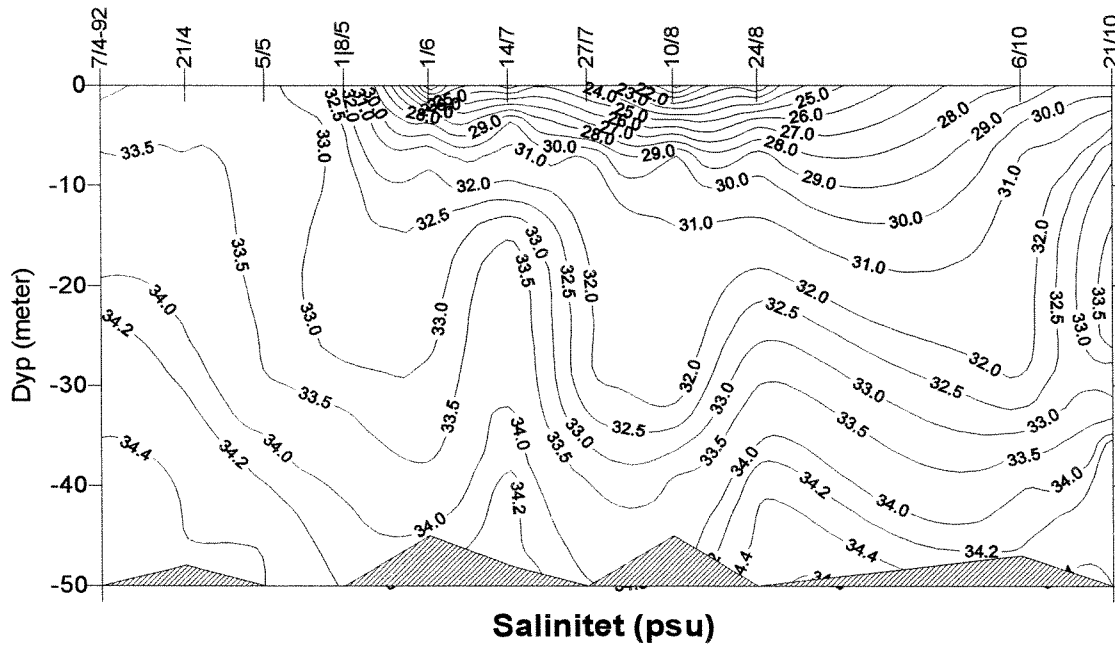
Det ble bare gjort hydrografimålinger ved Vedvik ved fire anledninger. Med såpass få målinger er det vanskelig å få et inntrykk over sesongvariasjonen i vannmassene. Tidsseriene fra strømmålingene viser imidlertid stor variasjon i vannmassenes temperatur og salinitet over kort tid (fra timer til noen få dager).

For å få et bedre inntrykk over utskiftingen i vannmassene vises hydrografimålinger gjort ved Raudeberg i 1992 (Golmen, 1993). Raudeberg er lokalisert ytterst i Ulvesundet ca. 5 km fra Vedvik. Det er terskeldyp på ca. 30 meter ved utløpet av Ulvesundet. En må dermed gjøre regning med at vannmassene under terskeldyp ved Raudeberg ikke er representative for vannmassene i tilsvarende dyp ved Vedvik (dyp >30 meter). For dyp over 30 meter kan en imidlertid gjøre regning med at vannmassene er representative. **Figur 6** og **Figur 7** viser konturplott over temperatur og salinitet ved Raudeberg fra 1992. Målingene er fra perioden april til oktober 1992, med ca. 14 dagers mellomrom. Det vil si at målingene egner seg til å vurdere vannutskifting på perioder lenger enn 14 dager.

Om våren var det svak sjikting med temperatur rundt 7°C og salinitet rundt 34,0 (PSU) i hele vannmassen. Målingene viser at det ikke var stagnerende vannmasser i perioder på opptil 2 uker. Temperatur- og salinitetmålingene og strømmålingene fra strømmålerrieggene tyder på at det knapt var stagnerende vannmasser på kortere tidsskala heller. Om sommeren var det varmere og ferskere vann i overflaten, det vil si sterkere sjikting. Temperaturen viser en utpreget årsvariasjon. Saliniteten varierer mer ettersom forskjellige vannmasser kommer inn i Ulvesundet.



Figur 6. Konturplott som viser årsvariasjon i temperatur ved Raudeberg 1992.



Figur 7. Konturplott som viser årsvariasjon i salinitet ved Raudeberg 1992

5.3 Vurderinger av resultat

5.3.1 Generelt om sirkulasjon i fjorder

De strømskapende effekter i en fjords overflatelag er: ferskvannstilførsel, vind og tidevann. Fordi disse faktorene har kort- og langperiodiske variasjoner av forskjellig styrke og fase, blir strømforholdene i det øvre lag ofte sterkt variable.

Ferskvann som tilføres en fjord vil drive utover fjorden i overflaten fordi det er lettere enn det underliggende vannet. Utstrømningen etableres på grunn av høyere vannstand innerst i fjorden som blir forsøkt utlignet av tyngdekraften. På vei utover fjorden vil ferskvannet rive med seg noe av det underliggende saltvannet (medrivning) og gradvis endre karakter til brakkevann. Dette forårsaker et lokalt masseunderskudd, som kompenseres med innstrømning (kompensasjonsstrøm) under det utstrømmende vannet. I en lang (titalls km) og bred (flere km) fjord vil en fra tid til annen se den kraftigste utstrømningen av brakt overflatevann på fjordens høyre side, sett innenfra. Dette skyldes jordrotasjonen, og er ofte nevnt som Coriolis effekten. Kompensasjonstrømmen vil, av same grunn, ofte bli sterkst på fjordens venstre side, sett innenfra.

Fjorders spesielle geomorfologi med høye fjellsider gjør at de lokale vinder fortrinnsvis blåser på langs av fjorden, med retning inn eller ut av fjorden og ofte ganske varierende i styrke. Perioder med vind inn fjorden fører til oppstuing av vannmasser innerst i fjorden. Vind ut fjorden vil normalt øke utstrømningen i overflaten og medføre en lavere vannstand innerst i fjorden.

Tidevannsignalet i en fjord skyldes en periodisk tidevannsbølge som forplanter seg langs kysten utenfor. Når tidevannsbølgen passerer fjordmunningen, tvinges vannmassene innover ved stigende vann og utover ved fallende vann. Dette er den barotrope delen av tidevannet. Foruten det barotrope tidevannet dannes det også et indre tidevann (baroklint) i lagdelte vannmasser. Det indre tidevannet dannes over terskler og/eller andre undersjøiske rygger. Dette bidrar til blanding av vannsøylen.

5.3.2 Strømningsmønster utenfor Vedvik

Vedvik er lokalisert ved utløpet av Sildegapet. Sildegapet er uten terskel og munner ut i Nordsjøen. Sildegapet kan mer karakteriseres som ei stor bukt heller enn en fjord. Ved en lokalitet av denne typen kan en forvente god og hyppig vannutskifting i alle dyp. I følge Den norske los (Bind 3) går strømmen i Ulvesundet for det meste mot nord, også ved fallende sjø. Strømningsmønsteret ved utslippspunktet var dominert av halvdaglig tidevannstrøm med strøm enten ene eller andre vegen parallelt med land. Periodevis (2-3 dagers varighet) dominerte andre strømskapende effekter over tidevannet. Dette kan være vind- eller ferskvannsdrevet strøm. Vanntransporten ved Vedvik var for det meste mot sør eller nord langs land. Ved sørgående strøm sirkuleres sannsynligvis vannet inne i Sildegapet slik at det strømmer ut i Nordsjøen i hovedsak langs nordsida av Sildegapet.

6. Teoretisk beregning av innlagringsdyp

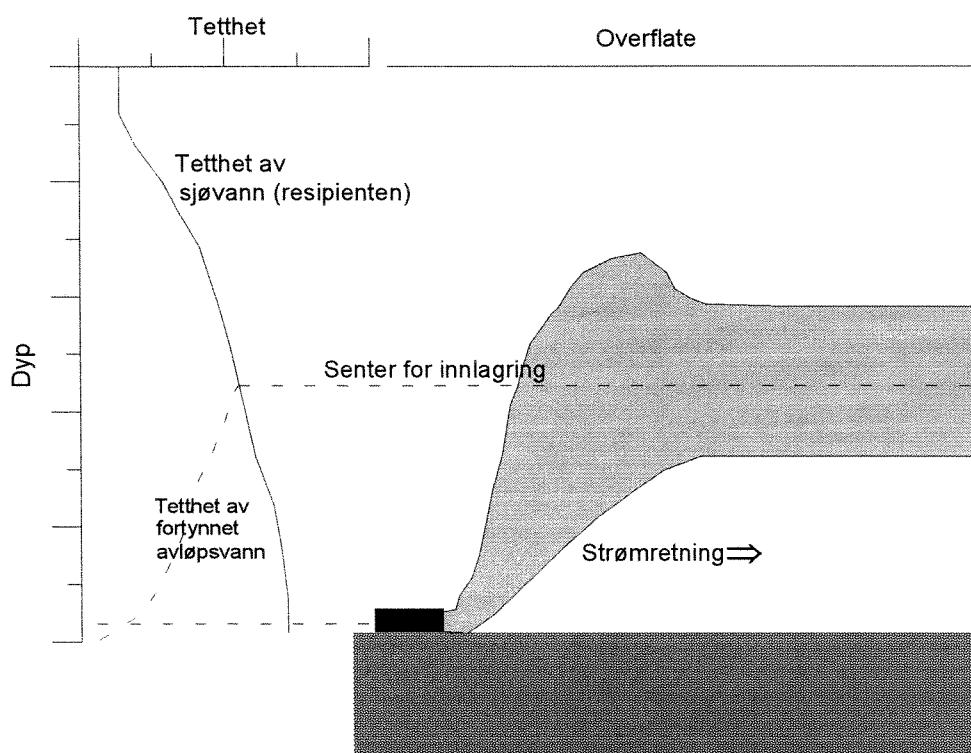
Hensikten med den nye sigevanntraséen er å føre sigevannet fra avfallsplassen ved Vedvik ut på et større dyp enn det som er tilfellet i dag. I dag føres sigevannet ut på 2 m dyp. NIVA har utført modellberegninger for å finne teoretisk innlagringsdyp og fortynning av sigevannet. Her presenteres litt om metodikk (modell) og resultater.

6.1 Metodikk

6.1.1 Bakgrunn

Sigevann kan antas å ha samme egenvekt som ferskvann, og er dermed lettere enn sjøvann. Ved utslipp på dypt vann i en fjord vil derfor sigevannet straks stige opp mot overflaten mens det blander seg med det omkringliggende sjøvannet. Dermed øker både volumet og egenvekten av denne "blandingsvannmassen" mens den beveger seg oppover i vannsøylen. Hvis fjordvannet er lagdelt, dvs. det er lettere vann over tyngre vann, vil sigevannet ikke nå opp til overflaten. Grunnen er at egenvekten til blandingsvannmassen (avløpsvann+sjøvann) etterhvert blir tilnærmet lik egenvekten til det omkringliggende sjøvannet. Da stopper den vertikale bevegelsen og skyen av fortynnet avløpsvann begynner å bre seg horisontalt utover, mens den fortynnes videre. Vi sier at sigevannet innlagres. Dette er illustrert i **Figur 8**.

Fortynningen fram til sigevannet er innlagret og har "forbrukt sin energi" omtales oftest som primærfortynningen. Den videre fortynningen bestemmes i alt vesentlig av den turbulente blandingen i resipienten, og omtales som sekundærfortynning.



Figur 8. Illustrasjon av hvordan sigevann innlagres i en lagdelt vannmasse.

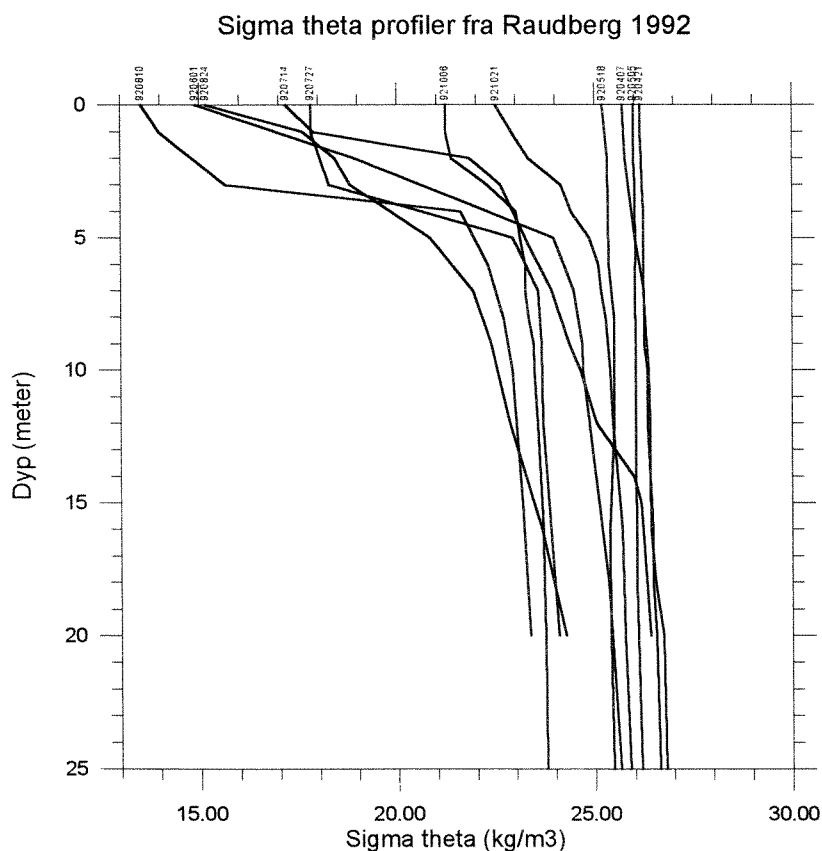
Modellberegningene ble utført med modellen **JETMIX**, som er utarbeidet av Bjerkeng og Lesjø (1973). Programmet beregner fortykning og innlagringsdyp for en enkelt stråle avløpsvann i en sjiktet resipient, på basis av tetthetsprofiler i resipienten og data om strålen i utløpet. Programmet beregner ikke eksakt innlagringsdyp, men gir det nivået der "blandingsvannets" egenvekt er den samme som omgivelsenes egenvekt. Blandingsvannets vertikale bevegelsesenergi gjør imidlertid at det stiger noe forbi dette "likevektsdypet", før det synker tilbake og innlagres. I det følgende vil imidlertid innlagringsdyp være ensbetydende med likevektsdyp. Programmet beregner også den teoretiske høyeste opptrengningen.

JETMIX inkluderer ikke virkning av varierende strømhastighet og fortykning videre i strømmens retning etter at avløpsvannet er innlagret.

6.1.2 Data

Foruten de fire hydrografimålingene NIVA gjorde ved Vedvik ble også dataene fra Raudeberg fra 1992 (Golmen, 1993) benyttet. Målingene fra mai 1997 er utelatt fordi de kun gikk til 15 meter dyp. **Tabell 6** viser en oversikt over hydrografidataene som ble benyttet. Her gis det også opplysninger om strømhastighet i sjøen, utslippsmengde, utslippsdyp og rørdiameter.

Figur 9 viser Sigma theta profiler (kg/m^3), det vil si tetthetsvariasjon med dypet, fra Raudeberg fra 1992. Figuren viser at den svakeste sjiktningen var om våren med tilhørende størst fare for opptrengning til overflaten.



Figur 9. Sigma theta profiler fra Raudeberg (Golmen, 1993).

Modellkjøringene ble utført med en ferskvannsfluks på 5 l/s og 10 l/s, som tilsvarer gjennomsnittlig og maksimal avrenning.

Tabell 6. Oversikt over data som er brukt som "input" til JETMIX modellen. Det er opplysninger om modell kjøring nummer, dato for hydrografimåling, utslippsmengde, utslippsdyp og rørdiameter.

Kjøring nummer	STD profil (Dato)	Utslippsmengde (l/s)	Utslippsdyp (m)	Rørdiameter (cm)
1	3/9-96	5	20	0,2
2	24/9-96	“	“	“
3	20/6-97	“	“	“
4	7/4-92	“	“	“
5	21/4-92	“	“	“
6	5/5-92	“	“	“
7	18/5-92	“	“	“
8	1/6-92	“	“	“
9	14/7-92	“	“	“
10	27/7-92	“	“	“
11	10/8-92	“	“	“
12	24/8-92	“	“	“
13	6/10-92	“	“	“
14	21/10-92	“	“	“
15	3/9-96	10	20	0,2
16	24/9-96	“	“	“
17	20/6-97	“	“	“
18	7/4-92	“	“	“
19	21/4-92	“	“	“
20	5/5-92	“	“	“
21	18/5-92	“	“	“
22	1/6-92	“	“	“
23	14/7-92	“	“	“
24	27/7-92	“	“	“
25	10/8-92	“	“	“
26	24/8-92	“	“	“
27	6/10-92	“	“	“
28	21/10-92	“	“	“

6.2 Resultater

Tabell 7 viser resultater fra modellkjøringene med JETMIX. Tabellen inneholder opplysninger om modellkjøring nummer, innlagingsdyp, senterfortynning (dvs. hvor mange ganger avløpsvannet er fortynnet med like deler sjøvann) ved nådd innlagingsdyp samt maksimal opptrengning.

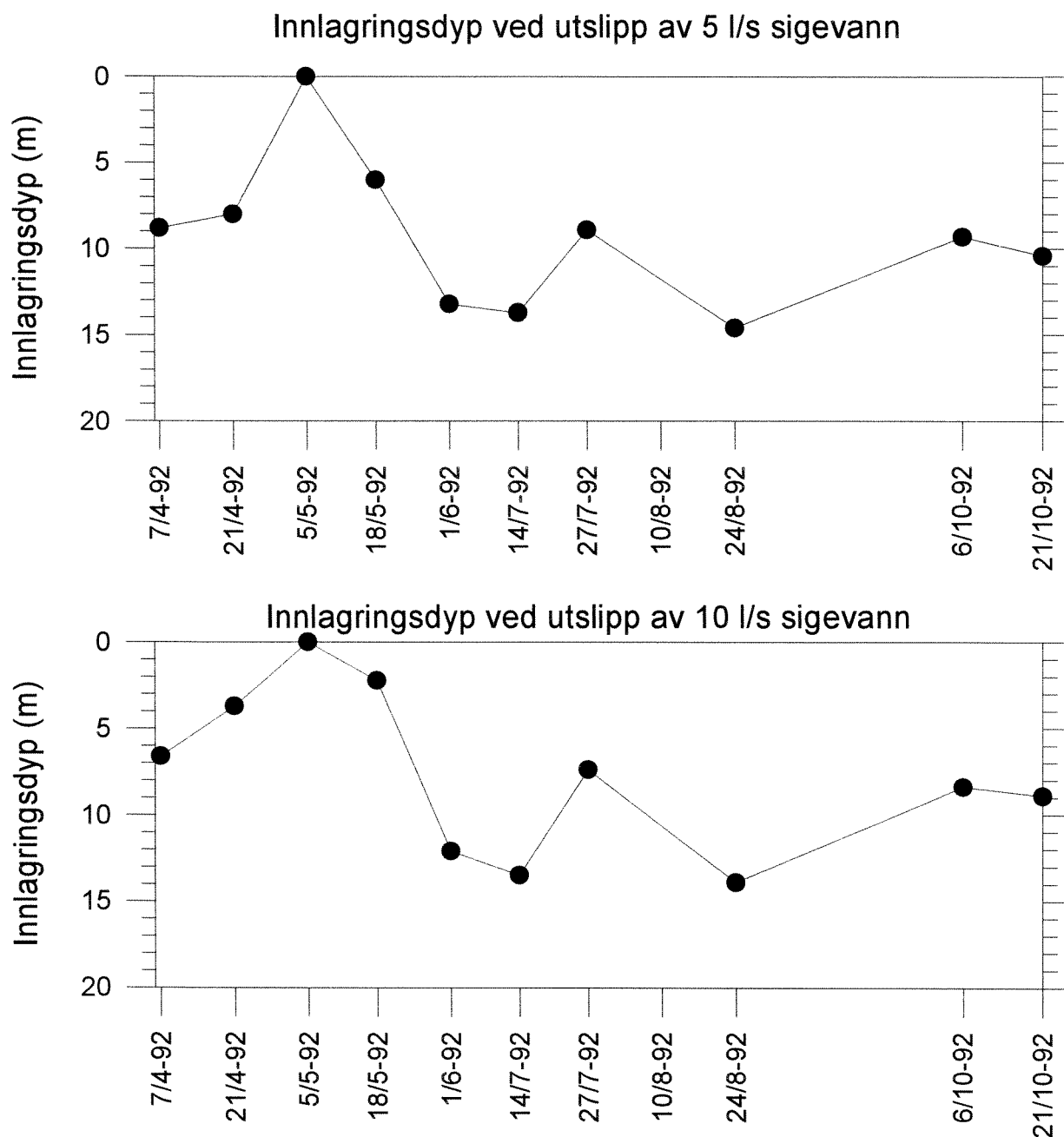
Tabell 7. Resultater fra innlagingsberegninger med JETMIX. Tabellen inneholder opplysninger om: kjøring nummer, innlagingsdyp, senterfortynning ved nådd innlagingsdyp (antall ganger sigevannet er fortynnet med sjøvann), og senterfortynning etter 100 m horisontal spredning.

Kjøring nummer	Innlagingsdyp (m)	Senterfortynning ved nådd innlagingsdyp (ganger)	Maksimal opptrengning (m)
1	11,3	73	7,2
2	13,0	52	10,4
3	10,8	81	8,5
4	8,8	107	5,1
5	8,0	123	2,6
6	<1,1	279	0
7	6,0	166	0
8	13,2	50	10,4
9	13,7	46	12,2
10	8,9	99	6,3
11	-	-	-
12	14,6	34	12,8
13	9,3	98	6,9
14	10,4	84	7,4
15	11,0	52	6,6
16	11,8	44	8,9
17	10,4	58	7,3
18	6,6	93	6,6
19	3,7	125	0
20	<1,1	180	0
21	2,2	154	0
22	12,1	41	7,4
23	13,5	33	11,7
24	7,4	81	5,5
25	-	-	-
26	13,9	28	11,7
27	8,4	74	5,3
28	8,9	69	5,8

Figur 10 viser beregnet innlagingsdyp for hydrografiprofilene fra Raudeberg (Golmen, 1993) for både 5 og 10 l/s avrenning. Innlagingsdypet varierer fra 0-15 meter, og var grunnest ved stor avrenning. Det var innlagring i overflatelaget kun ved ett tilfelle. Senterfortynningen varierte mellom 28 og 279 og var størst ved grunt innlagingsdyp. I perioder med lagdeling (typisk om sommeren) ble avløpsvannet innlagret under spransjiktet (dvs. dypere enn 5-6 meter).

6.3 Vurderinger av resultater fra modellkjøringene

Et utslippsdyp på 20 meter ser ut til å være tilstrekkelig for å unngå opptrengning til overflaten i de fleste tilfeller. I sommerhalvåret er det et sterkt sprangsjikt som avløpsvannet ikke vil klare å trenge gjennom. Det vil derfor ikke være sannsynlig at avløpsvannet blir transportert til noen av de nærliggende badestrendene i sommerhalvåret. Skulle dette inntreffe vil avløpsvannet i så tilfelle være flere hundre ganger fortynt.



Figur 10. Beregnet innlagingsdyp for utslipp av sigevann for hydrografidataene fra Raudeberg (1992). Den øverste figuren viser for utslipp av 5 l/s sigevann, mens den nederste viser for 10 l/s.

I **Tabell 8** er gitt en oversikt over variasjonsområdet for konsentrasjonen av miljøgifter etter at avløpsvannet er innlagret i fjorden. Resultatet viser at det i et avgrenset sjikt vil kunne være relativt høye konsentrasjoner av miljøgifter, forutsatt at resultatene fra sivevannsmålingene er riktige.

Beregninger ved bruk av CORMIX, indikerer at utslippet ved transport 1 km vil bli fortynnet ytterligere ca. 10 ganger i forhold til beregnet verdi ved innlagring. Dette fører til at noen av forbindelsene kommer ned på verdier for bakgrunnsnivå, men i verste fall vil konsentrasjonene av PCB, PAH, krom og kvikksølv i et avgrenset sjikt fremdeles kunne være over bakgrunnverdien. Om sommeren vil sivevannsavrenningen kunne være lav og ekstra høye konsentrasjoner av næringsalter og miljøgifter i sivevannet kan forekomme som følge av dette (Lømsland 1996). Imidlertid er ikke lav senterfortynning en direkte følge av lav vannføring, men lav vannføring vil gi dypere innlagring. Dyp innlagring medfører at sannsynligheten for at vannmassen skal transporteres inn mot land og påvirke badeplassen blir svært liten.

Tabell 8. Oversikt over forventede konsentrasjoner av miljøgifter ved innlagring av sivevannet. For å vise variasjonsområdet er høy konsentrasjon i sivevannet kombinert med lav fortykning og lav konsentrasjon kombinert med høy fortykning. Romertallene i parentes angir tilstandsklasse i følge SFT sine tilstandskriterier (Molvær et al. 1997).

Parameter/konsentrasjon	Høy konsentrasjon Lav fortykning $\mu\text{g/l}$	Lav konsentrasjon Høy fortykning $\mu\text{g/l}$
Sum PAH	0,8	0,03
Sum PCB	0,4	0,01
Kvikksølv (Hg)	0,03 (IV)	0,0004 (I)
Kadmium (Cd)	-	-
Bly (Pb)	0,4 (III)	0,04 (I)
Kobber (Cu)	0,6 (II)	<0,01 (I)
Sink (Zn)	12 (IV)	0,4 (I)
Krom, total (Cr)	13 (V)	<0,01 (I)
Tinn (Sn)	8	<0,01
Jern (Fe)	1.422	30

7. Sjøvann - kjemiske og bakteriologiske undersøkelser

7.1 Materiale og metoder

Det ble samlet inn vannprøver fra st. 1 og st. 5 fire ganger (jfr. Figur 3). Innsamlingene er gjort i perioden mai-september og ligger innenfor det som kan betegnes som en utvidet sommersituasjon, ut fra SFT sine kriterier (Molvær et al. 1997). Prøvene er integrerte prøver fra 0-3 m dyp og er samlet inn med steril slange med hensyn på bakterier. Innholdet ble fylt på en tilsvarende steril flaske og blandet før delprøver til bakterieanalyser og næringssaltanalyser ble tatt. Det er gjort analyser av næringssaltene ammonium (Intern-NS4746), nitrat (Intern-NS4745), total nitrogen (Intern-NS4743), fosfor (Intern-NS4724) og total fosfor (Intern-NS4725). Vannet er videre analysert for termotolerante (NS4792) og termostabile bakterier (NS4788) og kimtall (NS4791).

Tarmbakterier er indikator på at vannet inneholder ekskrementer fra mennesker og varmblodige dyr. Resultatene fra dyrking ved 37 °C har betegnelsen koliforme bakterier. Det er imidlertid flere tarmbakterier enn *Escherichia coli* som framkommer ved denne analysen. *E. coli* kan, i motsetning til de fleste vannbakterier og andre tarmbakterier, vokse godt helt opp til 44-45°C. Denne egenskapen benyttes for å selekere *E. coli*. Resultatene fra analysen av termotolerante koliforme bakterier kan med meget stor sannsynlighet regnes for å være aktive *E. coli* celler, selv om andre termotolerante bakterier enn *E. coli* kan forekomme. Totalt kimtall er et mål for totalt antall bakterier.

7.2 Resultat og vurdering

7.2.1 Næringssalter

Tabell 9. Oversikt over konsentrasjonen av næringssalter i overflatelaget. Resultater med uthevet skrift viser enkeltverdier som inngår i tilstandsklasse II etter SFT sitt klassifiseringssystem (Molvær et al. 1997). Stasjon 1 ligger like ved utslippspunktet, mens stasjon 5 er referansestasjonen sør for utslippspunktet.

Dato	03.09.96		24.09.96		29.05.97		20.06.97		Gjennomsnitt	
	st. 1	st. 5	st. 1	st. 5	st. 1	st. 5	st. 1	st. 5	st. 1	st. 5
Ammonium ($\mu\text{g N/l}$)	9	8	7	14	12	14	13	12	10	12
Nitrat ($\mu\text{g N/l}$)	3	3	8	4	13	9	7	<1	8	4
Total nitrogen ($\mu\text{g N/l}$)	116	107	119	119	190	180	116	113	135	130
Fosfat ($\mu\text{g P/l}$)	5	2	3	3	6	5	3	2	4	3
Total fosfor ($\mu\text{g P/l}$)	11	6	8	8	17	16	8	7	11	9

Nitrogenforbindelsene i sjøvann består av de uorganiske forbindelsene ammonium, nitritt, nitrat og organiske nitrogenforbindelser, som til sammen inngår i det som betegnes totalt nitrogen. På samme måte består fosforforbindelsene av uorganisk orthofosfat og organiske fosforforbindelser, som tilsammen utgjør det som betegnes som totalt fosfor. Resultatene viser at næringssaltkonsentrasjonen (Tabell 9), med unntak av ammonium, gjennomgående er noe høyere nær utslippspunktet for sigevannet (st. 1) enn ved referansestasjonen (st. 5). Forskjellene er imidlertid å betrakte som relativt små. Resultater med uthevet skrift viser registreringer der verdiene kvalifiserer til tilstandsklasse II-"God" i følge SFT sitt klassifiseringssystem. I de tilfellene der enkeltverdier kvalifiserer for tilstandsklasse II, er trenden høyere verdier også på referansestasjonen, med unntak av første innsamling 3. september 1996.

Gjennomsnittsverdiene for de fire innsamlingene viser at kun fosfatkonsentrasjonen er på et forhøyet nivå i følge SFT sine kriterier. Denne verdien ligger på grensen mellom tilstandsklasse I - "Meget god", og II - "God". Ellers ligger alle verdiene innenfor tilstandsklasse I, og forholdene i øvre del av vannsøylen må kunne karakteriseres som meget gode.

Dersom de forhøyede næringssaltkonsentrasjonen på stasjon 1 skulle ha sin årsak i utslipp av sigevann, burde dette spesielt gjelde for ammonium, ettersom det generelt er mye ammonium i sigevann. Dette er imidlertid ikke tilfellet. En av årsakene til at det er høyere konsentrasjoner av nitrat og fosfat på stasjon 1, kan være at bunn-dypet på denne stasjonen bare er 13 m, mens bunn-dypet på st. 5 er 44 m. Vedvik ligger svært utsatt til, og sterk vannbevegelse kan føre til oppvirvling av bunnsediment og frigivelse av næringssalter. Man kan således ikke uten videre slutte at de forhøyede næringssaltverdiene på st. 1 har sin årsak i utslipp av sigevann.

7.2.2 Bakterier

Resultatene (Tabell 10) viser generelt liten forskjell på de to stasjonene, men gjennomsnittsverdiene viser tendenser til noe høyere innhold av koliforme og termotolerante koliforme bakterier på stasjon 1, men med verdier på deteksjonsnivå er det knapt snakk om signifikante forskjeller. Kimtallet viser med unntak av første innsamling samme tendens, men de svært høye verdiene på stasjon 5 i begynnelsen av september fører til at gjennomsnittsverdien blir høyere på referansestasjonen (st. 5).

I følge SFT sine kriterier for tarmbakterier i sjøvann vil et antall av termotolerante koliforme bakterier som er <10 kvalifisere for tilstandsklasse I - "Meget god". Alle registreringene ligger innenfor tilstandsklasse I, og tilstanden ved Vedvik med hensyn på forekomst av tarmbakterier må således kunne betegnes som meget god.

Tabell 10. Resultater av analyser av bakterieforekomster i øvre del av vannsøylen utenfor Vedvik.

Dato	03.09.96		24.09.96		29.05.97		20.06.97		Gjennomsnitt	
	st. 1	st. 5	st. 1	st. 5	st. 1	st. 5	st. 1	st. 5	st. 1	st. 5
Stasjon/parameter										
Koliforme bakterier	3	2	1	2	1	1	3	1	2	1,5
Termotolerante koliforme bakterier (TBK)	2	0	1	1	0	0	3	2	1,5	0,8
Totalt kimtall	481	1030	202	195	260	65	178	136	280	357

8. Miljøgifter i organismer

8.1 Materiale og metoder

På grunn av at Vedvik ligger utsatt til fantes hverken blæretang (*Fucus vesiculosus*) eller grisetang (*Ascophyllum nodosum*) i fjæresonen. Derfor ble det istedet samlet inn båt tang (*Fucus distichus* Subsp. *anceps*). Av samme årsak fantes hverken blåskjell (*Mytilus edulis*) eller strandsnegl (*Littorina littorea*), og albusnegl (*Patella vulgata*) ble derfor samlet inn i stedet. Prøver ble samlet inn fra to stasjoner (B1 og B2) hvor den ene (B1) lå nær sigevannsutslippet og den andre (B2) ca. 350 m lenger nord (jfr. Figur 3).

Både båt tang og albusnegl ble analysert for bly, kobber og sink, mens kvikksølv bare ble analysert i tangen. I tillegg ble det gjort analyser av PAH i albusnegl. Metallene er analysert med salpetersyreoppslutning. De innsamlede artene inngår ikke i SFT sine kriterier, men der finnes resultater for bakgrunnsnivåer av metaller i albusnegl (Knutzen 1986). Det finnes imidlertid ingen bakgrunnsverdier for båt tang, men ettersom arten tilhører samme slekten (*Fucus*) som blæretang, vil bakgrunnsverdiene for blæretang i SFT sine kriterier (Molvær et al. 1997) kunne ha en viss relevans også for båt tang (Knutzen pers. med.).

8.2 Resultat og vurdering

8.2.1 Tungmetaller

Resultatene av metallanalyser i albusnegl (Tabell 11) viser at metallkonsentrasjonene ligger innenfor et naturlig bakgrunnsnivå (Knutzen op. cit). Verdiene av kvikksølv og sink i båt tang ligger også innenfor det en kan forvente vil være bakgrunnsverdier. Når det gjelder bly og kobber kvalifiserer verdiene for tilstandsklasse II ("Moderat forurenset"), men verdiene ligger nær grensen til tilstandsklasse I ("Ubetydelig-Lite forurenset"). Tatt i betraktning at det her dreier seg om en annen art enn det SFT kriteriene gjelder for, kan en ikke ut fra disse konsentrasjonene konkludere med noen forurensning av betydning (Knutzen pers. med.). Det kan således ikke påvises noen klare effekter av sigevannsutslippet i de organismene som er undersøkt.

Tabell 11. Tungmetallinnhold i båt tang og albusegl.

		Kvikksølv Hg mg/kg	Bly Pb mg/kg	Kobber Cu mg/kg	Sink Zn mg/kg
Albusnegl	B1		0,668	9,1	66,0
	B2		0,753	7,5	49,4
Båt tang	B1	0,005	1,50	5,2	132
	B2	0,005	2,03	5,8	94,1

8.2.2 Polysykliske aromatiske hydrokarboner-PAH

Verdiene av PAH er vist i **Tabell 12**.

Alle forbindelsene som ble påvist i albusneglen, var komponenter som er karakteristisk for olje. Fenantren kan imidlertid også forekomme fra andre kilder. Forekomsten av di- og heterosykliske forbindelser var henholdsvis 76,3 % og 63,9 % på st. B1 og st. B2, og PAH-forekomstene i albusneglen var således klart oljerelatert. Ut fra analysene av sigevannet der naftalener ikke ble påvist, er det mest sannsynlig at PAH-forekomstene har sitt opphav i oljesøl fra båttrafikken.

SFT kriteriene angir bakgrunnsverdier for blåskjell. En vet imidlertid at albusnegl akkumulerer mindre effektivt enn blåskjell, og bakgrunnsverdiene for albusnegl vil dermed forventes å ligge lavere enn for blåskjell (Knutzen pers. med.). Ettersom de målte verdiene av PAH i albusnegl var <1/10 av bakgrunnsverdien for blåskjell, er det rimelig å anta at verdiene ligger innenfor det som en kan forvente er et naturlig bakgrunnsnivå.

Tabell 12. PAH i albusnegl. * Angir karakteristiske komponenter i olje. Det ble analysert på de samme enkeltforbindelsene som er angitt i **Tabell 18**, men bare de enkeltforbindelsene som ble detektert, er angitt her.

PAH-komponenter/stasjon	B1 albusnegl µg/kg våtvekt	B2 albuesnegl µg/kg våtvekt
Naftalen *	2,2	1,7
2-M-naftalen *	1	0,6
1-M-naftalen *	0,6	<0,5
Fenantren *	<0,5	0,7
1-Metylfenantren *	<0,5	0,6
ΣPAH	3,8	3,6
ΣKPAH	0,0	0,0
%KPAH	0,0	0,0

9. Bløtbunnsundersøkelse

9.1 Materiale og metode

Bunndyrprøver ble innsamlet på stasjonene 1, 3 og 4. Prøver for analyser av organisk karbon, nitrogen og kornfordeling ble hentet på stasjonene 1, 2, 3, 4 og 5.

Alle prøvene ble samlet inn med en 0,1 m² van Veen grabb. Vekten av grabben kan reguleres ved hjelp av blylodd. På oversiden er det hengslet inspeksjonsluker kledd med 0,5 mm netting der delprøver fra sedimentet kan tas ut. Over nettingen er det festet gummilapper som muliggjør vanngjennomstrømning i grabben under nedsenkingen og dermed redusere sjokkbølgen foran grabben når den treffer bunnsedimentet (Lie & Pamatmat 1965). For ytterligere å redusere forstyrrelsen av sedimentoverflaten senkes hastigheten på grabben til maks. 0,2 m/sek. når den nærmer seg bunnen. Når grabben heises opp gjennom vannsøylen, lukker gummilappene for nettingen og hindrer dermed forstyrrelser av sedimentet i grabben.

Når grabben kom opp på dekk, ble inspeksjonslukene åpnet og vannet drenert forsiktig bort ved hjelp av to plastslanger. Deretter ble det kontrollert at sedimentoverflaten var uforstyrret før overflatebeskrivelse og uttak av sedimentprøver ble foretatt.

På samtlige bløtbunnsstasjoner ble det tatt ut prøver fra det øverste laget (0 - 1 cm) av sedimentet for analyser av kornfordeling, totalt organisk karbon og totalt nitrogen. Disse prøvene ble frosset ned til -20 °C inntil analysene ble utført.

Kornfordelingsanalysene omfattet tørrsiktning av fraksjonene > 0,63 mm. Fordelingen av Pelittfraksjonen (leire og silt < 0,63 mm) og sandfraksjonen (sand, grus og stein > 0,63mm) er presentert i % tørrvekt.

Organisk karbon (TOC) ble analysert ved hjelp av "Leco IR-212 784-400 Carbon System", og Totalt organisk nitrogen (TN) ble analysert ved hjelp av "autoanalysator" (Kjeldahl-N).

På hver stasjon ble det samlet inn fire parallelle grabbprøver (replikater) for bunndyranalyser. Grabben ble satt på siktebord, inspisert og innholdet forsiktig vasket ned i en sikt med 1 mm runde hull. For å gi dyrene en mest mulig skånsom behandling var sikten delvis nedsenket i en balje med sjøvann. Materialet som var igjen etter vaskingen ble fiksert i 4 % nøytralisert med borax. Dyrene ble senere sortert ut fra gjenværende sedimentmateriale, identifisert og antall individ pr. art registrert. Opparbeidingen av bunndyrsmaterialet foregikk "samfengt". Det vil si at alle fire replikater fra hver stasjon ble sortert, identifisert og analysert statistisk som en prøve.

I beskrivelsen av bunndyrssamfunnet er følgende statistiske parametre brukt:

- Antall arter
- Antall individer
- Dominante arter
- Shannon-wiener diversitetsindeks (H)
- Pielou's jevnhetsindeks (J)
- Hurlberts indeks ES₁₀₀ (forventet antall arter pr. 100 individ)
- Hurlberts diversitetskurver
- Geometriske klasser
- Clusteranalyser

En mer detaljert beskrivelse av de statistiske metodene er gitt i Vedlegg B. For vurderingen av tilstanden på lokalitetene er SFTs miljøklassifisering av fjorder og kystfarvann benyttet (Molvær et al. 1997).

9.2 Resultater

9.2.1 Sedimentbeskrivelse

Stasjonsdyp, beskrivelser av sedimentene, innhold av organisk karbon og nitrogen er vist i **Tabell 13**. Her er også resultatene fra kornfordelingsanalysene presentert.

Innholdet av organisk karbon og nitrogen er gjennomgående lave på samtlige stasjoner. Konsentrasjonene er størst for begge parametre på stasjon 5 med hhv. 1.6 % og 0.25 %, og minst på stasjon 3 med hhv. 0.27 % og 0.06 %. SFT sitt klassifiseringssystem tar nå utgangspunkt i TOC-verdien korrigert for sedimentets innhold av finstoff. Ut fra disse beregningene kvalifiserer bare stasjon 4 for tilstandsklasse I-”Meget god”, mens de andre stasjonene faller innenfor tilstandsklasse II-”God”.

Sandfraksjonene dominerer sedimentene på samtlige stasjoner. Stasjon 2 peker seg ut med et visst innslag av pelitt (leire/silt) på 38.9 %, ellers består de andre sedimentene hovedsakelig av sand (ca. 83 - 100

Tabell 13. Stasjons- og sedimentbeskrivelse ved Vedvik, 1996. Innhold av organisk karbon (TOC), nitrogen (TN), Tilstandsklasser og kornfordeling

Stasjon	Dyp (m)	Sedimentbeskrivelse	TOC %	TN %	TOC korrigert for finstoff (mg/g)	Tilstandsklasse (SFT)	Pelitt - sand * % tørrvekt
1	13	Lys grå sand. En god del stein. Tare og Rugl.	0.36	0.09	21,5	II - God	0.50 - 99.50
2	90	Grå sand, noe silt. Polychaeta, sjøtenner	1.40	0.21	25,0	II- God	38.94 - 61.06
3	19	Lys grå sand. Skjellrester. En god del stein. Sjøanemoner	0.27	0.06	20,6	II- God	0.55 - 99.45
4	40	Store mengder finkornet lys grå sand	0.17	< 0.04	19,7	I - Meget god	0.04 - 99.96
5	44	Finkornet lys grå sand. Skjellrester. Mye terrestrisk materiale.	1.6	0.25	30,9	II- God	17.05 - 82.95

* Pelitt = Silt og leire (< 0.63mm). Sand= fraksjoner > 0.63mm

9.2.2 Fauna

Arts- og individforhold

Antall arter og individer, diversitetsindekser, jevnhet samt tilstandsklasser for faunaen på stasjonene ved Vedvik, er vist i **Tabell 14**. Fullstendige artslistene er presentert i Vedlegg D.

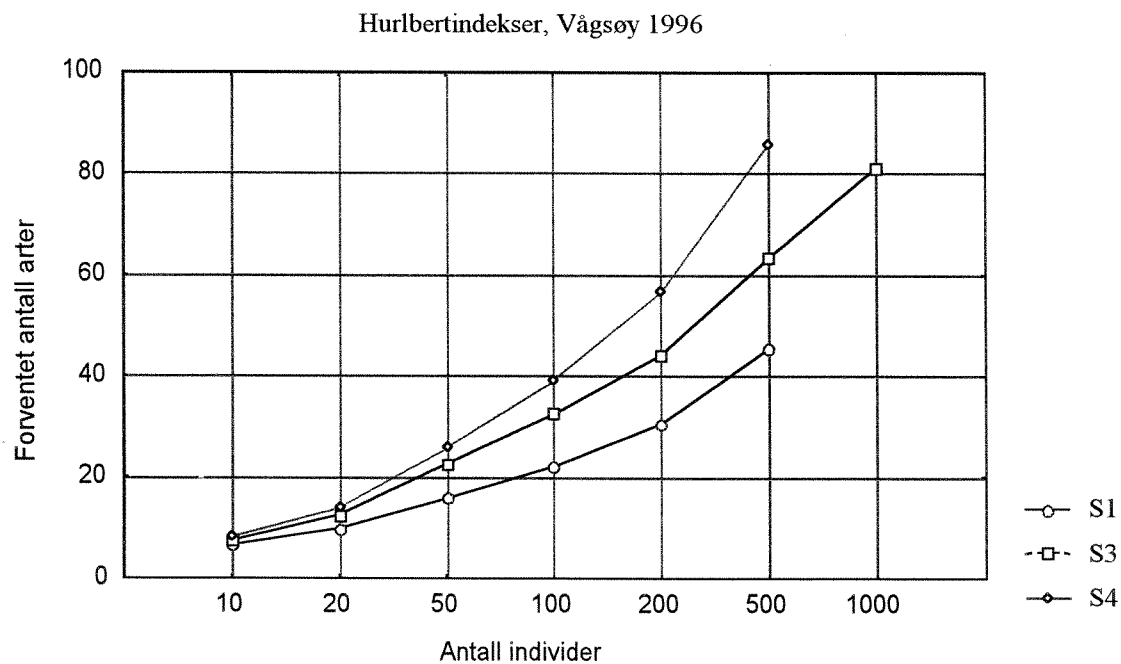
I **Tabell 14** fremkommer at artsantallet var størst på stasjon 4 med 110 arter og minst på stasjon 1 med 57 arter. Individtallet var høyest på stasjon 2 (1146 individer) og lavest på stasjon 1 med 868 individer. Av diversitetsindeksene (Shannon-Wiener- og Hurlbertindeksene) i samme tabell fremgår det at diversiteten (artsmangfoldet) er lavest på stasjon 1 og høyest på stasjon 4. Diversiteten er relativt høy på alle stasjonene. I følge SFT sitt klassifiseringssystem plasserer resultatene stasjon 1 i tilstandsklasse II-*god*, mens resultatene fra de to andre stasjonene plasserer disse i beste tilstandsklasse (I-*Meget god*).

Hurlbertindeksene (Vedlegg C) danner grunnlaget for diversitetskurvene som er fremstilt i **Figur 11**. Rygg (1984) har utviklet et klassifiseringssystem på grunnlag av diversitetskurver. I følge dette systemet ligger diversiteten i faunasamfunnene på stasjon 1 og 3 innenfor kategorien *Normal diversitet*, mens diversiteten på stasjon 4 må kategoriseres til *høy*.

Pielous indeks (J) for jevnhet i faunasamfunnet var lavest på stasjon 1 og høyest på stasjon 4. Høye verdier av J (> 0.8) indikerer stor grad av samdominans (jevnhet) av flere arter. Ingen av stasjonene hadde utpreget lav jevnhet, som ville ha betydd klar dominans av noen få arter. Arts sammensetningen omtales i et senere avsnitt.

Tabell 14. Antall arter og individ, diversitetsindekser og jevnhet for bunnfaunaen ved Vedvik. Klassifisering av tilstandsklasse i hht. SFT-veiledning 93-02.

Stasjon	Antall arter	Antall individ	Shannon-Wiener (H)	Pielou (J)	Hurlbert (ES ₁₀₀)	Tilstandsklasse (SFT)
1	57	868	3.87	0.66	22.1	II- God
3	85	1146	4.67	0.73	32.4	I - Meget god
4	110	973	5.25	0.77	39.2	I - Meget god

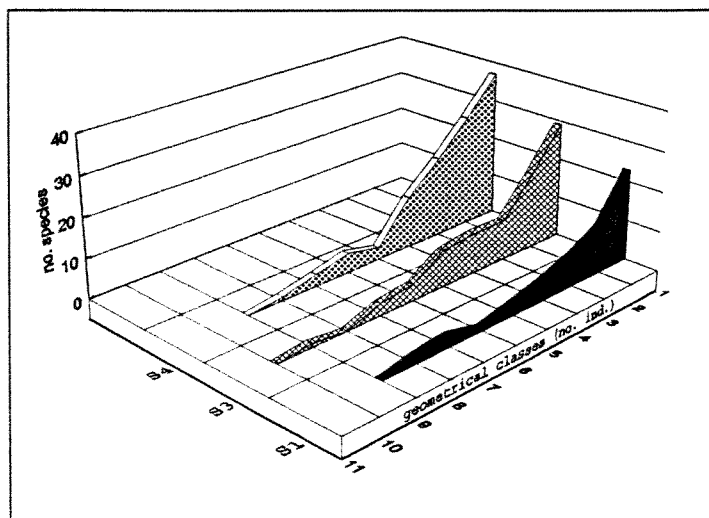


Figur 11. Hurlberts diversitetskurver for faunastasjonene ved Vedvik. 1996

9.2.3 Geometriske klasser

Fordelingen av arter i geometriske klasser er vist i **Figur 12** og Vedlegg C.

Forstyrrelser i form av organisk anrikning reduserer forekomsten i de lavere geometriske klasser (lavt startpunkt) og øker antallet i de midtre og høyere klasser (Gray & Pearson 1982). Ingen av våre undersøkte stasjoner har utpreget lavt startpunkt eller uregelmessigheter som beskrevet ovenfor. Stasjon 1 har færrest arter i de lavere geometriske klasser (startpunkt på 23 arter), mens stasjon 4 har flest med 38 arter i startpunktet.



Figur 12. Fordeling av arter i geometriske klasser for hver stasjon ved Vedvik. 1997.

Figuren og tabellen i Vedlegg C kan sammenholdes med eventuelle senere oppfølgende faunaundersøkelser på de samme stasjoner, for vurdering mulige endringer i fordelingen.

9.2.4 Artssammensetning og faunalikhet

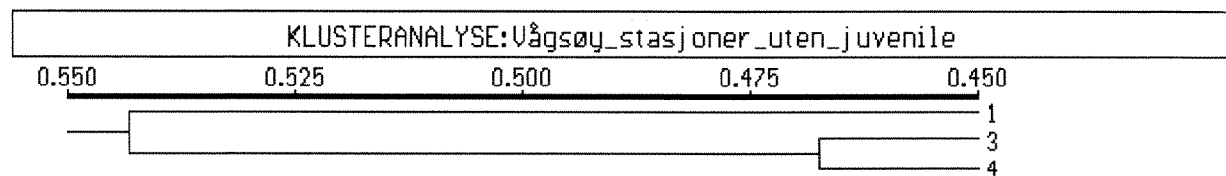
Individtall for de 10 mest forekommende arter på hver stasjon, samt akkumulert prosentandel er vist i Tabell 15. Fullstendige artslistene er presentert i Vedlegg D.

Alle hovedgrupper av bunndyr som normalt forekommer ved gode miljøforhold, er representert på samtlige stasjoner. Bunndyrssamfunnet på stasjon 1 er dominert av fåbørstemark (*Oligochaeta* indet.) og rørbyggende børstemark. De mest forekommende arter på stasjon 1 er også hyppig registrert på stasjon 3, selv om ikke den øvrige faunaen på disse to stasjonene viser utpreget likhet (se artslistene i Vedlegg D, samt clusteranalyse nedenfor), med fåbørstemark og børstemarkene *Cirriformia tentaculata* og *Chaetozone setosa* som de mest tallrike arter. Fåbørstemark er ofte vanlig ved lav diversitet (opportunistisk) og regnes å ha relativ stor toleranse overfor dårlige miljøforhold. Den samme beskrivelsen kan gis *Chaetozone setosa*, som er en vanlig art og tallrik under normale forhold (Rygg 1995). Blant de 10 mest forekommende arter på stasjon 3 finner vi også krepsdyr og muslinger. Børstemarken *Jasmineira caudata* som finnes i størst antall på stasjon 4 er ikke utpreget opportunistisk, men viser høy toleranse ved endrede miljøforhold. Dette er en filterspisende art, som i så høyt individtall som her kan tyde på god vannutskifting langs bunnen.

Faunalikhet mellom de tre stasjonene er vist i likhetsdiagrammet i Figur 13.

Arts- og individfordeling er sammenlignet for de tre stasjonene ved clusteranalyse. I dendrogrammet (likhetsdiagram) er graden av ulikhet mellom stasjonene uttrykt langs den horisontale akse. To stasjoner med identisk arts- og individfordeling vil få verdien 0 (0 % ulikhet), mens stasjoner uten felles arter vil få verdien 1 (100 % ulikhet).

Faunalikheten er størst mellom stasjonene 3 og 4, mens stasjon 1, til tross for mange felles dominerende arter med stasjon 3, ikke viser utpreget likhet med de to andre.



Figur 13. Likhetsdiagram for faunaprøvene ved Vedvik i 1996 etter Bray-Curtis indeksene. Stasjonsnummer er vist til høyre på figuren. Dess lenger til venstre i figuren søylene for stasjonsnummer løper sammen, desto større er ulikheten i arts- og individfordelingen mellom de undersøkte stasjonene.

Tabell 15. Individtall (pr. 0.4 m²) og akkumulert prosentandel for de 10 mest forekommende arter på hver stasjon ved Vedvik, 1996.

STASJON 1:		
Art	Antall	Akk. prosent
Oligochaeta indet.	194	22 %
Cirriformia tentaculata	141	39 %
Chaetozone setosa	105	51 %
Aonides paucibranchiata	83	60 %
Spio armata	66	68 %
Scoloplos armiger	58	74 %
Polydora caulleryi	31	78 %
Glycera lapidum	21	80 %
Tharyx/Caulleriella sp.	17	82 %
Protodorvillea kefersteini	14	84 %
STASJON 3:		
Art	Antall	Akk. prosent
Oligochaeta indet.	280	24 %
Cirriformia tentaculata	92	32 %
Chaetozone setosa	78	39 %
Aonides paucibranchiata	74	46 %
Spio decorata	51	50 %
Eumida bahusiensis	36	53 %
Scoloplos armiger	36	56 %
Turtonia minuta	35	59 %
Monoculodes carinatus	31	62 %
Bathyporeia sp.	31	65 %
STASJON 4		
Art	Antall	Akk. prosent
Jasmineira caudata	134	13 %
Aricidea cerrutii	92	22 %
Aonides paucibranchiata	75	30 %
Myriochele oculata	71	37 %
Cerastoderma ovale	46	42 %
Nematoda indet.	38	45 %
Prionospio (Minuspio) cirrifera	36	49 %
Owenia fusiformis	35	52 %
Glycera lapidum	32	56 %
Nemertini indet.	28	58 %

9.3 Sammenfattende vurderinger

Det er funnet relativt lave verdier av organisk innhold på samtlige stasjoner og forholdene kan karakteriseres som gode. De beregnede verdiene av diversitetsindeksene (Shannon-Wiener og Hurlberts) underbygger en slik karakteristikk. Andelene av finere partikler (< 0.63 mm) i øverste sedimentlag er gjennomgående lave på samtlige stasjoner og tyder på gode strømforhold på lokalitetene. Stasjonene 1, 3 og 4 peker seg ut som betydelig strømpåvirket, mens stasjon 2 skiller seg ut med et visst innhold (38,9 %) av finstoff (< 0.63 mm).

Vannutskifting og naturlige tilførsler av næringssalter, oppløst organisk materiale og partikler er hovedfaktorene som bestemmer naturtilstanden for parametrene fra overflatevannet. Innholdet av organisk karbon i sedimentene er avhengig av innholdet av finstoff. De fysiske betingelsene for sedimentering av organiske partikler påvirker belastningen av dypvannet. Gode akkumuleringsbunner for organisk stoff er preget av dårlige strømforhold og høye andeler av finstoff.

I foreliggende undersøkelse er det ikke påvist effekter som kan tilskrives sivevannet, hverken i sedimentene eller bunnfaunasamfunnene, som følge av unaturlig organisk påvirkning.

10. Miljøgifter i sediment

10.1 Materiale og metoder

Overflatesedimentet (0-1 cm) ble analysert for tungmetaller og de organiske miljøgiftene PAH og PCB. Delprøver ble tatt ut i forbindelse med prøvetakning til bløtbunnsundersøkelsen (Kapittel 9). Prøvene ble oppbevart nedfrosset for analyse i laboratoriet.

Det ble gjort metallanalyser av sedimentet på tre stasjoner (st. 1, 2 og 3). St. 1 ligger like ved dagens utslippspunkt, st. 2 ligger i dypålen nord for dagens utslippspunkt og st. 3 ligger ved det framtidige utslippspunktet og skal fungere som referansestasjon for framtidige undersøkelser etter traséomleggingen (jfr. **Figur 3.**) Bunn-dypene på de tre stasjonene var henholdsvis 13 m, 90 m og 18,5 m.

Ved metallanalysene ble det benyttet flussyreoppløsning med unntak av analysene for kvikksølv (Hg) som er gjort med salpetersyreoppløsning.

10.2 Resultat og vurdering

10.2.1 Metaller i sediment

Konsentrasjonene av ulike metaller i sedimentet (**Tabell 16**) på de tre ulike stasjonene viser, med unntak av blyverdiene på st.2, at metallforekomstene i sedimentet på alle stasjonene ligger innenfor det som defineres som et naturlig bakgrunnsnivå (Molvær et al. 1997, Knutzen & Skei 1990). Forekomstene av bly på stasjon st. 2 ligger innenfor nivået til tilstandsklasse II, "Moderat forurenset", men helt nede på grensen til tilstandsklasse I, "Ubetydelig-Lite forurenset". Totalt sett kan således tilstanden i bunnsedimentet utenfor Vedvik med hensyn på metaller karakteriseres som lite forurenset.

Tabell 16. Metallkonsentrasjoner i sediment. Verdier med uthevet skrift kvalifiserer for tilstandsklasse II - "moderat forurenset".

Stasjon	Kvikksølv Hg mg/kg	Kadmium Cd mg/kg	Bly Pb mg/kg	Kobber Cu mg/kg	Sink Zn mg/kg	Krom Cr-total mg/kg	Tinn Sn mg/kg	Jern Fe g/kg
St. 1	<0,01	0,07	3,1	1,6	14	9,5	<0,5	2,1
St. 2	0,053	0,16	30,4	18,5	63	30,0	0,5	12,6
St. 3	<0,01	0,06	5,3	1,9	15	16,3	0,7	6,9

10.2.2 Klororganiske forbindelser i sediment

Selv om forekomster av PCB i sin helhet skyldes menneskelig aktivitet og i prinsippet ikke skal forekomme i omgivelsene, har nå slike stoffer fått en global spredning og man opererer med et "antatt høyt bakgrunnsnivå". Dette er en skjønsmessig øvre grense for normalforekomster. For total PCB er denne grensen satt til $<5 \mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt (Molvær et al. 1997).

Resultatet av PCB-analysene er vist i **Tabell 17**. Det er kun analysert på spesielt utvalgte kongener. Total PCB er derfor beregnet som summen av de sju kongenerene PCB #28, #52, #101, #118, #153, #138, #180 ("seven dutch") multiplisert med to. Verdiene for total PCB på de to stasjonene var under deteksjonsgrensen på st. 1 og $3,2 \mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt på st. 2 og ligger således innenfor det nivået som man betegner som bakgrunnsnivå. Tilstanden i sedimentet med hensyn på forekomst av PCB kan derfor betegnes som lite forurenset.

Tabell 17. Oversikt over klororganiske forbindelser i sedimentet på st. 1 og 2 ved Vedvik.

Stasjon	St.1 $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt	St.2 $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt
5-CB	$<0,2$	$<0,2$
HCB	$<0,2$	$<0,2$
a-HCH	$<0,2$	$<0,2$
g-HCH	$<0,2$	$<0,2$
PCB#28	$<0,2$	0,2
PCB#52	$<0,2$	$<0,2$
OCS	$<0,2$	$<0,2$
PCB#101	$<0,2$	0,2
p,p-DDE	$<0,2$	$<0,2$
PCB#118	$<0,2$	0,2
p,p-TDE	$<0,2$	$<0,2$
PCB#153	$<0,2$	0,4
PCB#105	$<0,2$	$<0,2$
PCB#138	$<0,2$	0,4
PCB#156	$<0,2$	$<0,2$
PCB#180	$<0,2$	0,2
PCB#209	$<0,2$	$<0,2$
Sum	$<0,2$	1,6
$\Sigma 7\text{PCB} \times 2$		3,2

10.2.3 Polysykliske aromatiske hydrokarboner-PAH i sediment

PAH har på samme måte som metaller, et naturlig bakgrunnsnivå (Knutzen 1989). Ved siden av råolje er den primære kilden for PAH alle former for forbrenning av organisk materiale. Sum PAH på st. 2 var $577 \mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt (**Tabell 18**). Denne verdien plasserer sedimentet i tilstandsklasse II- "Moderat

forurenset". På st. 1 var imidlertid sum PAH bare 7 µg/kg tørrvekt, noe som ligger innenfor et naturlig bakgrunnsnivå, og tilstanden kan karakteriseres som lite forurenset.

Tabell 18. PAH i sediment angitt mg/kg tørrvekt. * angir karakteristiske komponenter i olje, ** angir potensielt kreftframkallende stoffer (KPAH).

PAH-komponenter/stasjon	st.1 sediment µg/kg tørrvekt	st.2 sediment µg/kg tørrvekt
Naftalen *	<1	7
2-M-naftalen *	<1	10
1-M-naftalen *	<1	8
Bifenyl	<1	<1
2,6-Dimetylnaftalen *	<1	5
Acenaftalen	<1	<1
Acenaften	<1	<1
2,3,5-Trimetylnaftalen *	<1	<1
Fluorene	<1	<1
Fenantren *	1	20
Anthracene	<1	5
1-Metylfenantren *	<1	6
Fluoranten	3	36
Pyren	<1	28
Benz(a)antracen **	<1	23
Chrysen/trifenylen	<1	30
Benzo(b)fluoranten	<1	90
Benzo(j+k)fluoranten **	<1	51
Benzo(e)pyrene	<1	50
Benzo(a)pyrene **	<1	37
Perylen	<1	11
Indeno(1,2,3-cd)pyren **	2	79
Dibenz(a,c+a,h)antracener **	<1	10
Benzo(ghi)perylene	1	71
ΣPAH	7	577
ΣKPAH	2	290
% KPAH	28,6	50,3

Den relative sammensetningen av aromatiske hydrokarboner i sedimenter vil kunne gi informasjon om ulike hovedkilder for tilførselen. To- og tre-rings aromater som naftalen og fenantren og deres alkylhomologer tilhører gruppen lette oljerelaterte hydrokarboner (NPD) og er karakteristiske komponenter i olje. Fenantren kan også forekomme fra andre kilder. Usubstituerte aromatiske hydrokarboner med fire eller flere aromatiske ringer regnes å ha ufullstendig forbrenning av fossilt brensel som hovedkilde.

Dersom man går inn på de ulike komponentene på st. 2 og ser på de di- og heterosykliske forbindelsene, utgjør disse 5,2 %, noe som indikerer at forbindelsene i sedimentet er forebrenningsrelaterte. De oljerelaterte forbindelsene (NPD) utgjør 9,7 %, mens gruppen forebrenningsrelaterte forbindelser utgjør

90,3 % av de analyserte komponentene. 50,3 % av komponentene hører til gruppen av sannsynlige eller mulige carsinogener KPAH (IARC 1987). Benzo(a)pyren som spesielt inngår i SFT sitt klassifiseringssystem som en modellforbindelse, er en av flere potensielt kreftframkallende PAH-forbindelser. Verdien for benzo(a)pyren var 37 µg/kg tørrvekt, og verdien for denne forbindelsen plasserer sedimentet i tilstandsklasse II - "Moderat forurenset".

Ser man på de sporadiske forekomstene av PAH i sedimentet på st.1 like ved utslippspunktet, er det bare fenantren som ble påvist av de komponenter som er karakteristiske for olje. Fenantren kan imidlertid også forekomme fra andre kilder. Gruppen oljerelaterte hydrokarboner utgjorde således 14,3 %, mens gruppen forbrenningsrelaterte forbindelser utgjorde 85,7 %. 28,6 % av komponentene hører til gruppen av sannsynlige eller mulige carsinogener KPAH. Ettersom enkelte av forbindelsene har verdier på deteksjonsnivå, er imidlertid den prosentvise fordelingen usikker.

11. Konklusjon

Strømmålingene viste at vanntransporten ved Vedvik i gikk langs land, skiftevis nordover og sørover. Ut fra modellberegningene synes et utslippsdyp på 20 meter å være tilstrekkelig for å unngå opptrengning av sigevann til overflaten i de fleste tilfeller.

Analysene av miljøgifter i sigevannet fra Vedvika avfalls plass påviste betydelige mengder tungmetaller og de organiske miljøgiftene PAH og PCB i sigevannet. Beregnete konsentrasjoner av miljøgifter ved innlagring av sigevann i sjøresipienten viste at verdiene generelt eller periodevis lå over bakgrunnsnivå.

Undersøkelsene i vannsøylen og av dyr i fjæresonen påviste imidlertid ikke belastende effekter som kan tilbakeføres til sigevannsutslippet. Heller ikke bløtbunnsundersøkelsen viste tegn til belastning, selv om betydelige sigevannsutslipp kan føre til organisk belastning av bunnsedimentet nær utslippsstedet (Lømsland et al. 1995, Molvær & Lømsland 1996). Årsaken til dette er sannsynligvis at sjøområdene ved Vedvik ligger utsatt til slik at utslippet fortynnes raskt.

Det ble imidlertid påvist overkonsentrasjoner av PAH i sedimentet på stasjon 2 og verdiene plasserer sedimentet i tilstandsklasse II-"Moderat forurenset". Det var forbrenningsrelaterte komponenter som dominerte. PCB ble imidlertid ikke påvist i konsentrasjoner over det som betegnes som normalt bakgrunnsnivå, til tross for høye verdier av PCB i sigevannet. Tungmetallverdiene lå generelt på bakgrunnsnivå. Unntaket var bly på stasjon 2, der det ble registrert en beskjeden overkonsentrasjon.

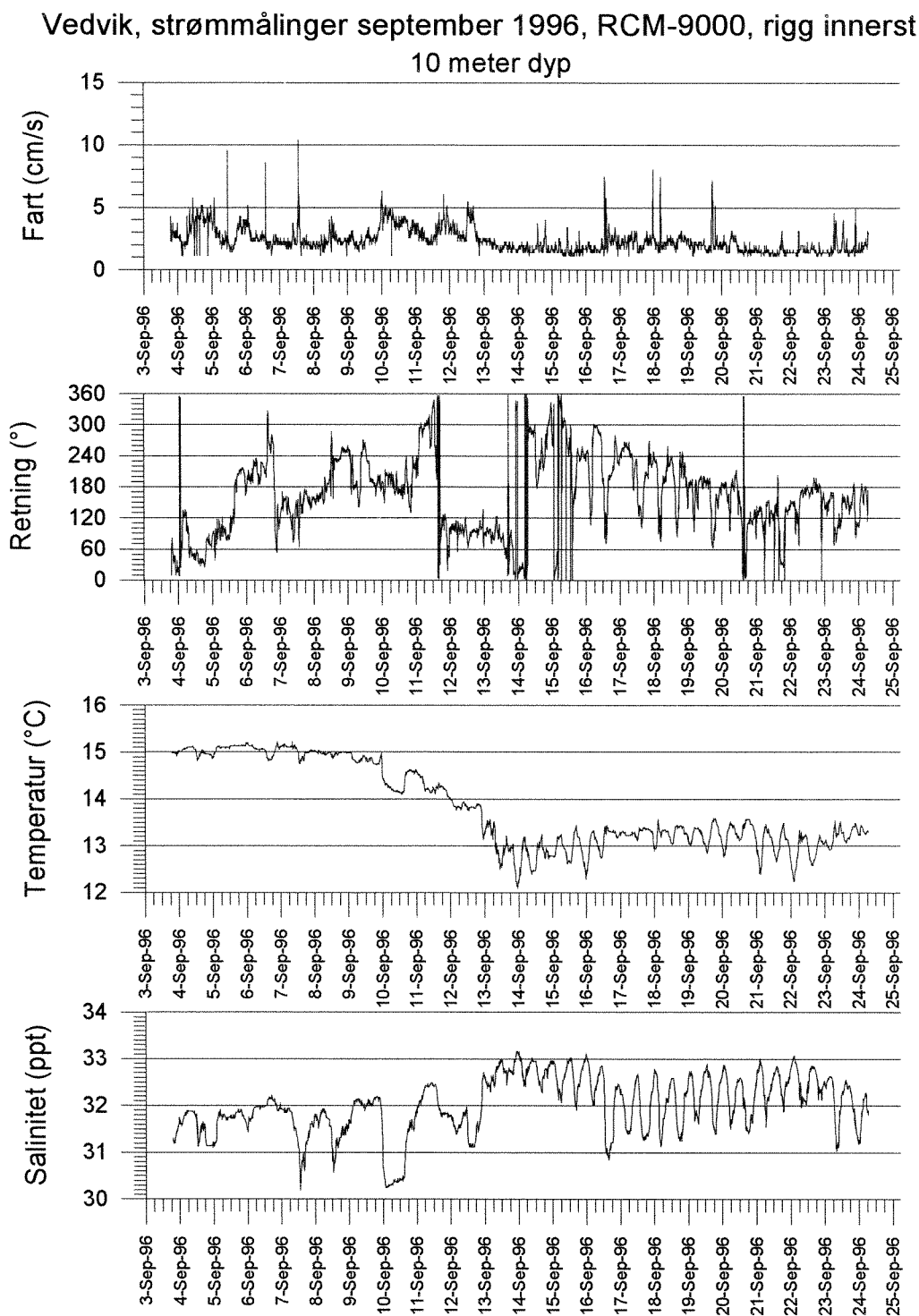
Det må således konkluderes med at sigevannsutslippet fra Vedvika avfalls plass har liten effekt på sjøresipienten.

12. Referanser

- Aanderaa Instruments 1983: Operating Manual. Techn. Description No. 159, Aanderaa Instruments, Bergen.
- Bjerkeng, B og A Lesjø 1973: Mixing of a jet into a stratified environment. *Rapp. nr. O-126/2 NIVA-Oslo*.
- Golmen L. G. 1990: Straummåling ved Halsør i Vågsøy kommune. *NIVA-notat* september 1990.
- Golmen L. G. 1993: Gransking av vassutskiftinga i Måløy hamn og ved Raudeberg. *NIVA-rapport* 2904. Oslo. 89 pp.
- Gray, J.S. & T.H. Pearson, 1982. Objective selection of sensitive species indicative of pollution-induced change in benthic communities. 1. Comparative methodology. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 111-119.
- Hem, L. J., 1994. Vurdering av rensing av sigevann fra Svartasmoget avfallsdeponi med KNM-reaktorer. *Aquateam A/S-rapp.* 93142. 21 pp.
- Hurlbert, S. N. 1971. The non-concept of species diversity. *Ecology* 53, 577-586.
- IARC 1987. IARC monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans. Overall evaluation of carcinogenicity: An updating of *IARC Monographs volume 1-42. Suppl. 7*, Lyon, Frankrike.
- Knutzen, J. 1986. "Bakgrunnsnivåer" av metaller i strandsnegl (*Littorina* spp.) albuskjell (*Patella vulgata*) og purpursnegl (*Nucella lapillus*). *NIVA-rapport* 1942. Oslo. 30 pp.
- Knutzen, J. 1989. PAH i det akvatiske miljø - opptak/utskillelse, effekter og bakgrunnsnivåer. *NIVA-rapport* 2205. Oslo. 107 pp.
- Knutzen J. & J. Skei 1990. Kvalitetskriterier for miljøgifter i vann, sedimenter og organismer samt foreløpige forslag til klassifikasjon av miljøkvalitet. *NIVA-rapport* 2540. Oslo. 139 pp.
- Konieczny, Roger M., L. Berglind & E. M. Brevik 1996. Maritime Hydraulics AS. Forekomster av PCB, PAH og olje i sjø- og grunnvannsprøver. Analyser og vurdering av forurensning. *NIVA-rapport* 3418-96. Oslo. 25 pp.
- Lie, U. & M.M. Pamatmat, 1965. Digging characteristics and sampling efficiency of the 0.1 m² van Veen grab. *Limnol. Oceanogr.* 10:379-384.
- Lømsland, E. R., T. Jacobsen, J. Molvær & E. Oug 1995. Resipientgransking i Lurefjorden. *NIVA-rapport* 3367. Oslo 60 pp.
- Lømsland, E. R. 1996. Sigevann fra bossplassen i Førde i Sveio. Konsentrasjoner - effekter på sjøresipient. *NIVA-notat* V96/09. 6 pp.

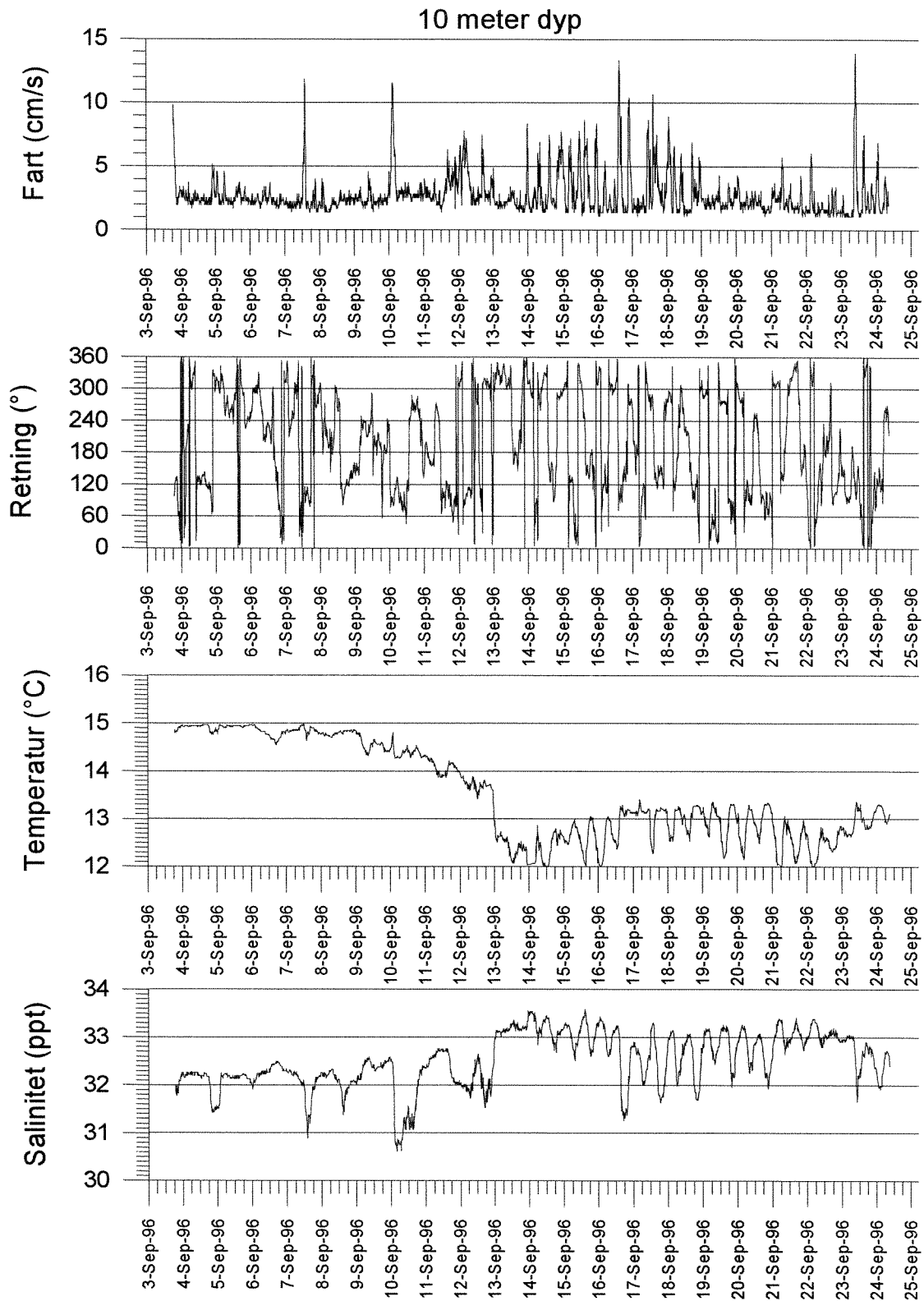
- Molvær, J. & E.R. Lømsland 1996. Sigevann fra kommunale fyllplasser - Vurdering av forurensningsproblemer i kystfarvann. *Kommunal teknikk* 8/96:28-33.
- Molvær, J., J. Knutzen, J. Magnusson, B. Rygg, J. Skei & J. Sørensen 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. *SFT-veiledning* 97:03. 36 pp.
- Rygg, B. 1984. Bløtbunnfaunaundersøkelser. Et godt verktøy ved marine resipientvurderinger. *NIVA-rapport* OF 80612, 29 sider.
- Rygg, B. 1995. Indikatorarter for miljøtilstand på marin bløtbunn. *NIVA -rapport* LNR 3347-95. 68 s.

Vedlegg A. Strøm

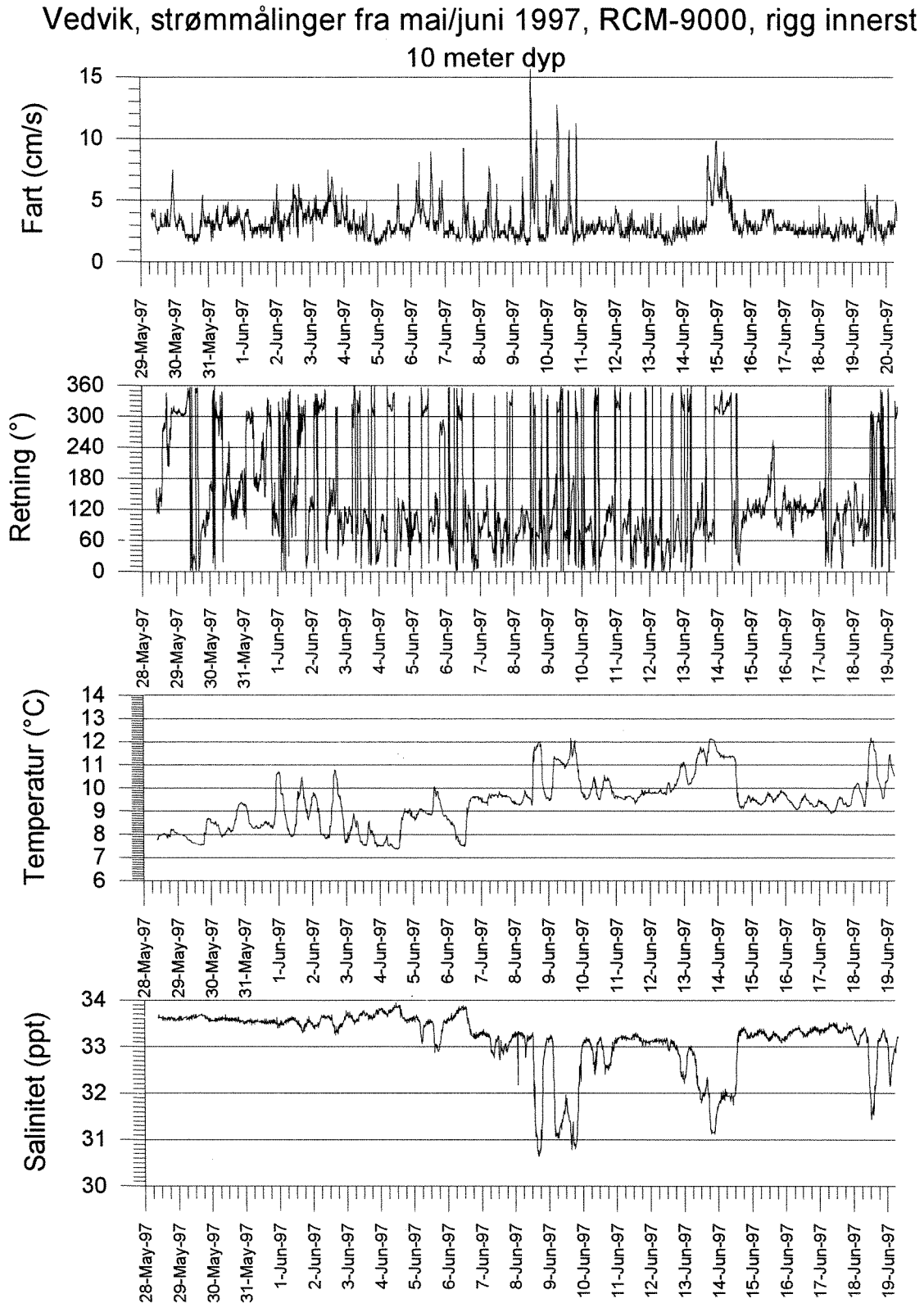


Figur 14. Strømmålinger ved Vedvik fra september 1996. Målingene er fra den innerste riggen i 10 m dyp.

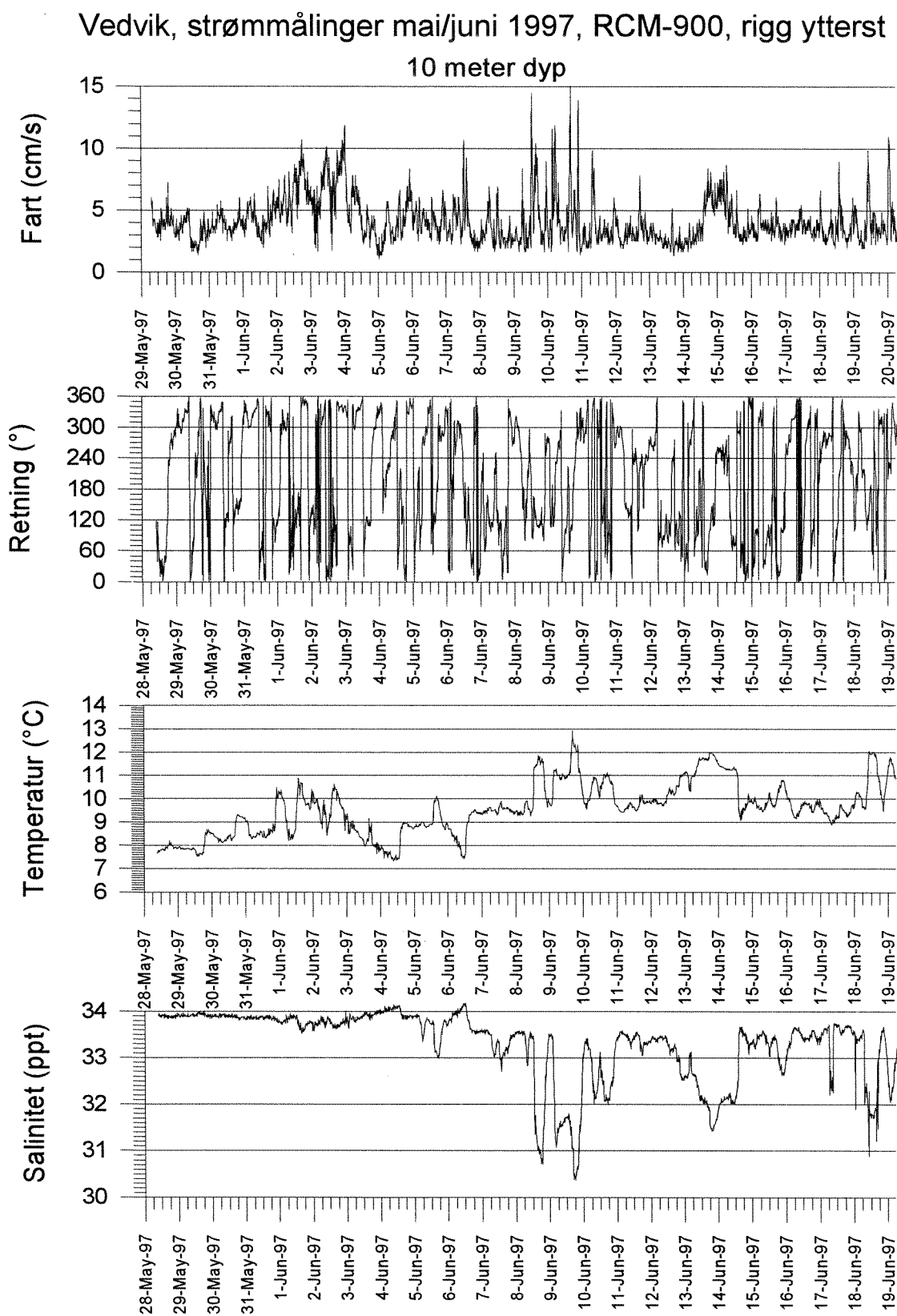
Vedvik, strømmålinger september 1996, RCM-269, rigg ytterst



Figur 15. Strømmålinger ved Vedvik fra september 1996. Målingene er fra den ytterste riggen i 10 m dyp.

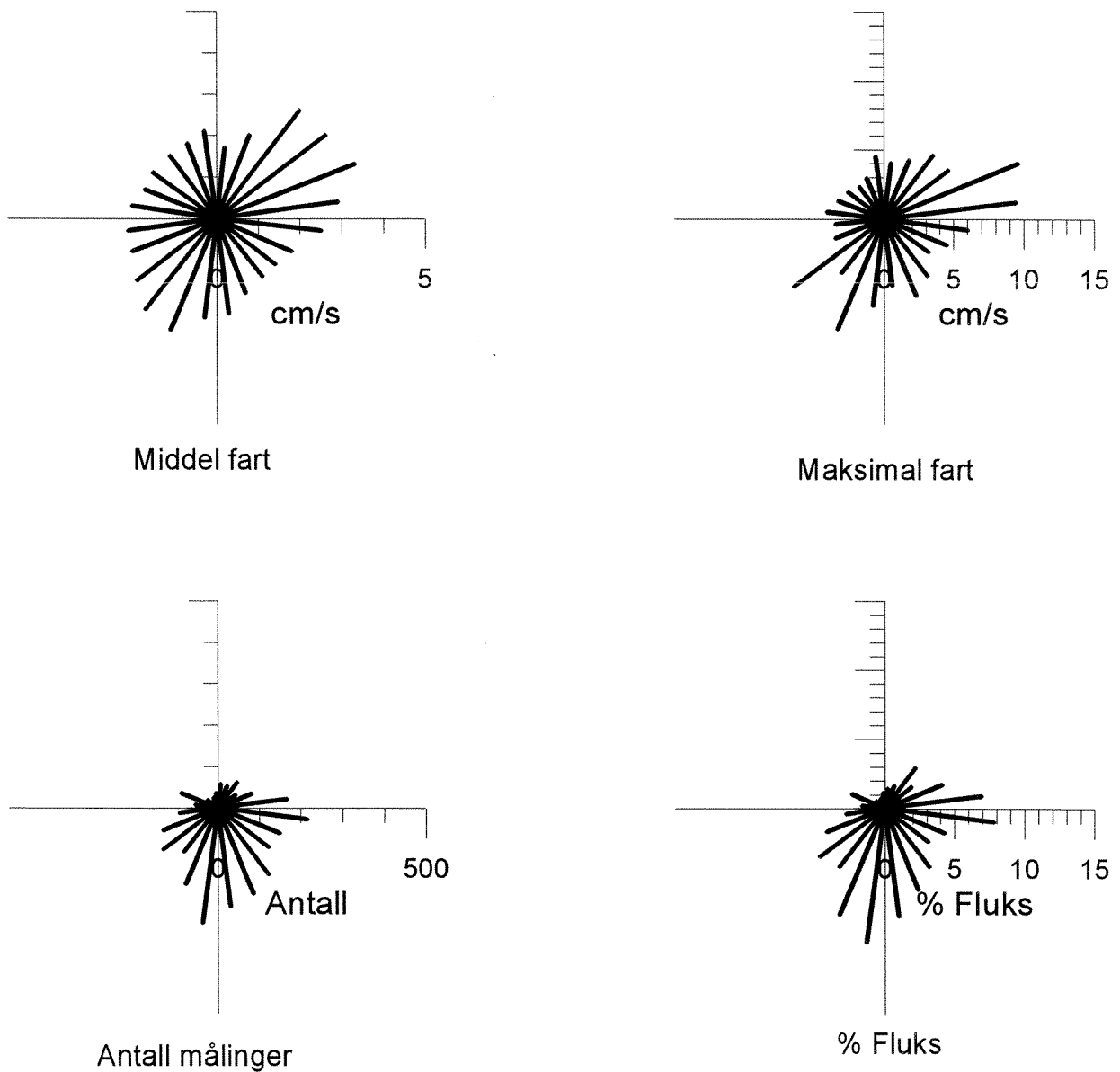


Figur 16. Strømmålinger ved Vedvik fra mai/juni 1997. Målingene er fra den innerste riggen i 10 m dyp.



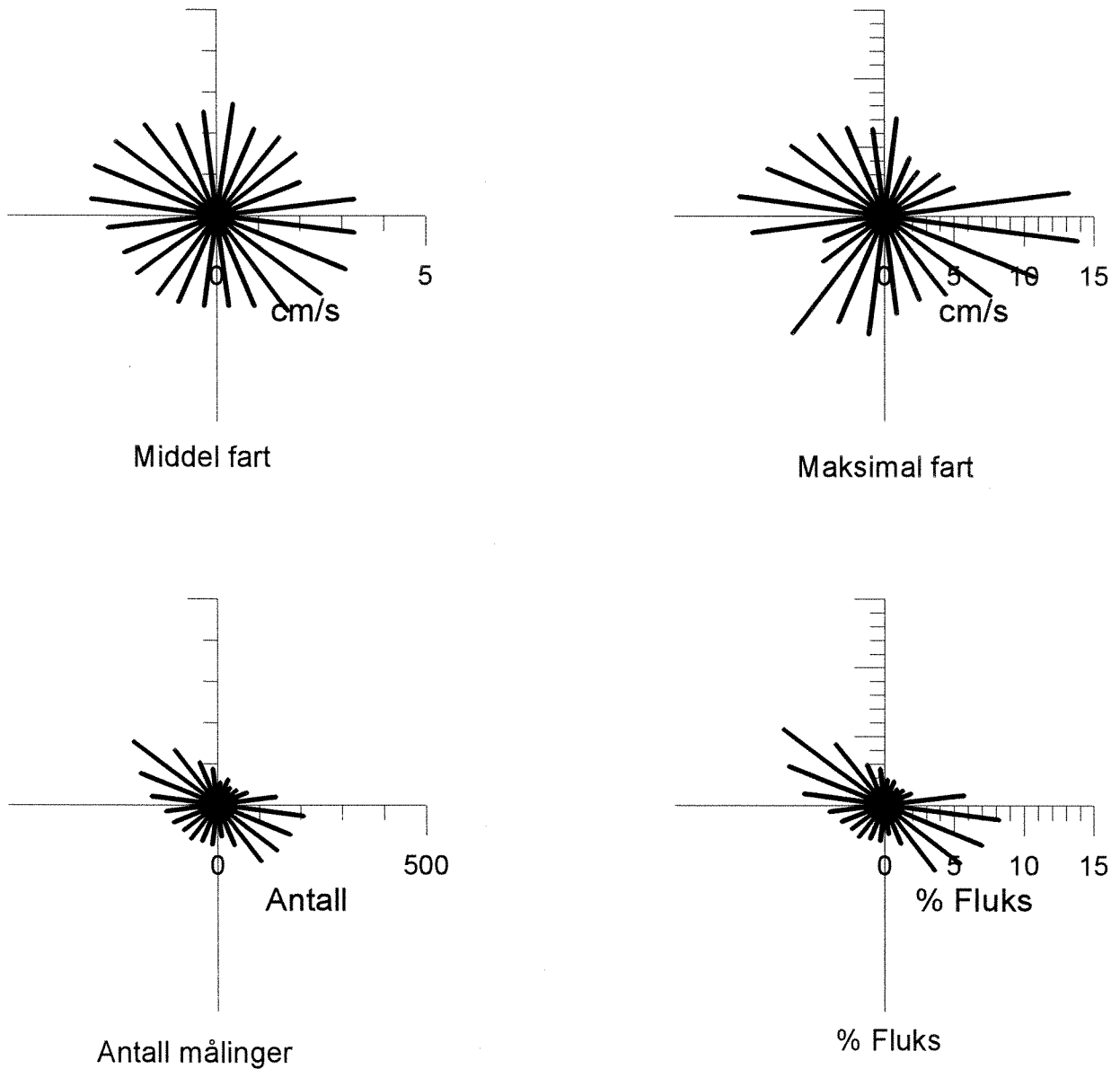
Figur 17. Strømmålinger ved Vedvik fra mai/juni 1997. Målingene er fra den ytterste riggen i 10 m dyp.

Vedvik, rigg innerst, september 1996, 10 m dyp



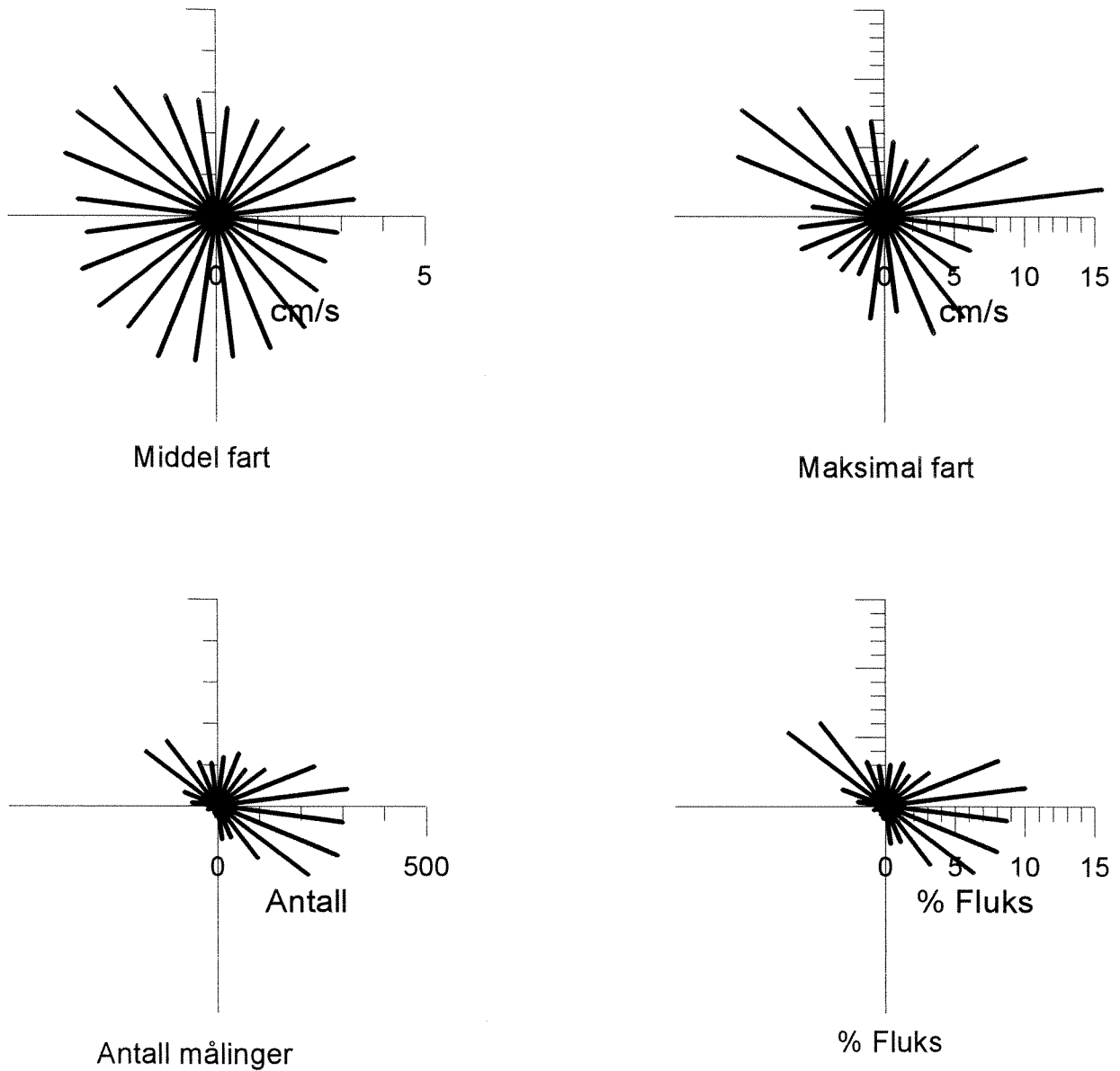
Figur 18. Strømmålinger ved Vedvik fra september 1996. Målingene er fra den innerste riggen i 10 m dyp.

Vedvik, rigg ytterst, september 1996, 10 m dyp



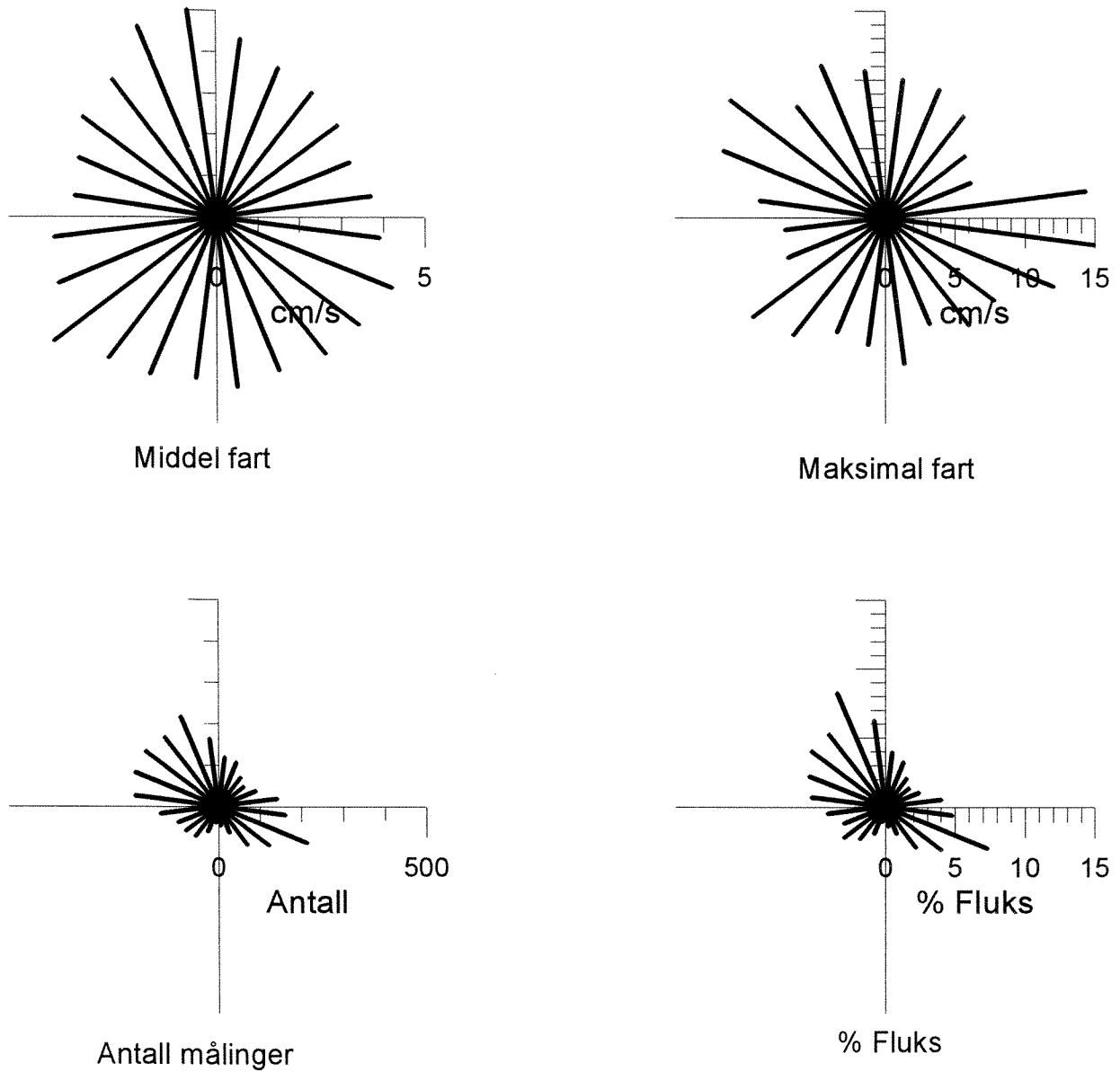
Figur 19. Strømmålinger ved Vedvik fra september 1996. Målingene er fra den ytterste riggen i 10 m dyp.

Vedvik, rigg innerst, mai/juni 1997, 10 m dyp



Figur 20. Strømmålinger ved Vedvik fra mai/juni 1997. Målingene er fra den innerste riggen i 10 m dyp.

Vedvik, rigg ytterst, mai/juni 1997, 10 m dyp



Figur 21. Strømmålinger ved Vedvik fra mai/juni 1997. Målingene er fra den ytterste riggen i 10 m dyp.

Vedlegg B.

Faunaundersøkelse på bløtbunn - Statistiske analysemetoder.

Diversitetsmål

Diversitet er et begrep som uttrykker mangfoldet i dyre- og plantesamfunnet på en lokalitet. Matematisk beregnes diversiteten ved forholdet mellom antall arter og antall individer for artene. Det finnes en rekke ulike mål for diversitet. Noen tar mest hensyn til artsrikheten (mål for artsrikheten), andre legger mer vekt på inividfordelingen mellom artene (mål for jevnhet og dominans). Ulike mål uttrykker derved forskjellige sider ved dyresamfunnet. Diversitetsmål er "klassiske" i forurensningsundersøkelser fordi miljøforstyrrelser alltid påvirker samfunnets sammensetning.

Diversitetsindekser

Shannon-Wiener indeks er gitt ved formelen:

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \log_2 p_i$$

der p_i = andel individ av art i i prøven

s = antall arter.

Indeksen tar hensyn både til antall arter og mengdefordelingen mellom artene, men det synes som indekseren er mest følsom for inividfordelingen.

Hurlberts diversitetskurver

Grafisk kan diversiteten uttrykkes i form av antall arter som funksjon av antall individer. Med utgangspunkt i totalt antall arter og individer i en prøve søker man å beregne hvor mange arter man ville vente å finne i delprøver med færre individer. Diversitetsmålet blir derved uavhengig av prøvestørrelsen og gjør at lokaliteter med ulik inividtetthet kan sammenlignes direkte. Hurlbert (1971) har gitt en metode for å beregne slike diversitetskurver basert på sannsynlighetsberegning.

Formelen er:

$$ES_n = \sum_{i=1}^s \left[1 - \frac{\binom{N-N_i}{n}}{\binom{N}{n}} \right]$$

der N = totalt antall individ i prøven

N_i = antall individ av art i

n = antall individ i en gitt prøve

s = totalt antall arter i prøven

Log-normalfordelingen - Geometriske klasser.

Log-normalfordelingen er en teoretisk funksjon som individfordelingen mellom artene i upåvirkede samfunn har vist seg å gi en god tilpasning til. Artene arrangeres etter individantall i klasser som øker i bredde med en gitt faktor. Det vanlige er å sette klasse I = 1 individ pr art, klasse II = 2-3 individer, klasse III = 4-7 individer, klasse IV = 8-15 individer, osv., slik at klassegrensene følger en geometrisk rekke med faktor 2. Når antall arter (eller prosentandel) plottes med klassene på en lineær skal, fremkommer det en kurve som uttrykker individfordelingen mellom artene i samfunnet. I prøver fra upåvirkede samfunn er det mange arter med lavt individantall, slik at kurven starter høyt på y-aksen.

En del arter har moderat individantall, mens bare noen få arter er dominerende. Det har vist seg at slike kurver fra svært ulike økosystemer faller jevnt mot x-aksen og viser god tilpasning til en avkuttet normalfordeling (Gray & Pearson 1982). Denne fordelingen kalles "log-normal" (modifisert log-normal) fordi klassene er geometriske. Ved moderat forurensning forsvinner en del av de individfattige artene, mens noen som blir begunstiget, øker i antall. Slik flater kurven ut, og strekker seg mot høyere klasser eller den får ekstra topper.

Ved sterk forurensning blir det bare noen få arter tilbake, men disse kan være svært tallrike. Under slike forhold mister kurven enhver likhet med den statistiske normalfordelinge. Avvik fra normalfordelings-formen må derfor tolkes som resultat av en påvirkning, og det har vist seg at denne metoden tidlig gir utslag ved miljøforstyrrelse (forurensning).

Cluster-analyse

Analysen gir et mål på den faunistiske likheten mellom to stasjoner eller mellom to grupper av stasjoner. Likheten tar ikke hensyn til hvilke arter som opptrer, men derimot til individantall og de antallmessige variasjoner mellom artene.

Analysen bygger på Bray-Curtis indeks:

$$d_{ij} = \frac{\sum_{k=1}^n |X_{ki} - X_{kj}|}{\sum_{k=1}^n (X_{ki} + X_{kj})}$$

der n = antall arter sammenlignet

X_{ki} = antall individ av art k på stasjon i

X_{kj} = antall individ av art k på stasjon j

Dersom indeksen er lik 1 betyr det at stasjonene som sammenlignes er helt ulike.

Indeksen ble beregnet etter at rådatamaterialet var dobbelt kvadratrot transformert. Deretter sorteres stasjoner og siden grupper av stasjoner etter graden av likhet. Forholdsvis like stasjoner danner en gruppe (cluster). Resultatet presenteres i form av en såkalt dendogram der stasjonsmarkeringene plasseres langs X-aksen og graden av likhet/ulikhet langs Y-aksen.

Vedlegg C.

Statistiske data - Hurlbert, geometriske klasser, Bray-curtis

HURLBERTS INDEKS AND S100

	<i>without juveniles</i>							no.	no.
ST.	10	20	50	100	200	500	1000	indiv.	spec.
log.	1,0	1,3	1,7	2,0	2,3	2,7	3,0		
1	6,6	9,9	15,7	22,1	30,6	45,5		868,0	57,0
3	7,5	12,5	22,5	32,4	44,2	63,4	81,1	1146,0	85,0
4	8,2	14,0	26,0	39,2	56,8	85,8		973,0	110,0

GEOMETRICAL CLASSES (NO. OF INDIVIDUALS)

	<i>without juveniles</i>										
int.	1	2,3	4-7	8-15	16-31	32-63	64-127	128-255	256-511	512-1023	
cla.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	no.species
1	23	12	8	5	3	1	3	2	0		57
3	29	19	10	10	9	4	3	0	1	0	85
4	37	28	20	13	3	5	3	1	0		110

CLUSTERANALYSE - BRAY CURTIS

OTU Level

 1 0.543
 3 0.467
 4 ----

Bray-Curtis

1 3 4

 1 | 0.00
 3 | 0.49 0.00
 4 | 0.60 0.47 0.00

Vedlegg D.

Artslister

- Artsliste for alle stasjoner
- Artslister for de enkelte stasjoner

PHYLUM	CLASS	SPECIES	TOTAL SUM	MAX. NO. PR.REPL.	NO. REPLIC. WITH SPECIES		
PROTOZOA		Foraminifera indet.			3		
PORIFERA		Porifera indet.			3		
CNIDARIA	HYDROZOA ANTHOZOA	Hydrozoa indet.			3		
		Edwardsia sp.	5	2	3		
		Cerianthus lloydii	9	6	2		
		Anthozoa indet.	1	1	1		
NEMERTINI		Nemertini indet.	50	28	3		
NEMATODA		Nematoda indet.	46	38	3		
SIPUNCULIDA		Phascolion strombi	11	10	2		
		Golfingia sp.	1	1	1		
		Sipunculida indet.	1	1	1		
ANNELIDA	POLYCHAETA	Phyllodocida					
		Harmothoe sp.	19	16	3		
		Pholoe minuta	2	2	1		
		Pholoe synopthalmica	1	1	1		
		Anaitides maculata	1	1	1		
		Phyllodoce lineata	1	1	1		
		Phyllodoce mucosa	3	3	1		
		Eteone barbata	1	1	1		
		Eteone flava/longa	17	8	3		
		Eteone foliosa	4	3	2		
		Eulalia mustela	13	13	1		
		Eumida bahusiensis	47	36	3		
		Mystides caeca	1	1	1		
		Kefersteinia sp.	8	7	2		
		Ophiodromus flexuosus	2	1	2		
		Pilargis sp.	5	5	1		
		Typosyllis cornuta	3	3	1		
		Syllides sp.	20	11	2		
		Exogone hebes	9	5	2		
		Exogone verugera	3	2	2		
		Syllidae indet.	13	13	1		
		Laeonereis sp.	7	6	2		
		Glycera lapidum	78	32	3		
		Goniada maculata	2	2	1		
		Nephtyidae indet.	1	1	1		
		Eunicida		Lumbrineris gracilis	1	1	1
				Protodorvillea kefersteini	47	19	3
		Orbiniida		Scoloplos armiger	96	58	3
				Aricidea catherinae	4	3	2
				Aricidea cerrutii	122	92	3
				Aricidea wassi	1	1	1
				Paradoneis lyra	2	2	1
		Spionida		Aonides oxycephala	5	5	1
				Aonides paucibranchiata	232	83	3
				Laonice bahusiensis	4	4	1
				Malacoceros vulgaris	7	4	2
				Prionospio banyulensis	9	8	2
				Prionospio (Minuspio) cirrifera	45	36	3
				Polydora caeca/flava	3	3	1
				Polydora caulleryi	38	31	3
				Polydora ciliata	3	3	1
				Polydora socialis	4	4	1
				Pseudopolydora pulchra	3	2	2
				Scoelepis sp.	9	7	3
				Spio armata	82	66	3
				Spio decorata	58	51	2
				Spio goniocephala	2	2	1
				Spiophanes bombyx	20	10	2
				Spiophanes kroeyeri	1	1	1
				Magelona sp.	2	2	1
				Poecilochaetus sp.	1	1	1
				Aphelochaeta sp.	16	8	3
				Chaetozone setosa	190	105	3
		Cirratulus cirratus	14	13	2		
		Cirriformia tentaculata	233	141	2		
		Tharyx/Caulleriella sp.	42	17	3		
	Capitellida	Capitella capitata	3	2	2		
		Capitellides sp.	6	6	1		
		Capitomastus minimus	25	12	3		
		Heteromastus filiformis	1	1	1		
		Notomastus latericeus	5	5	1		
		Capitellidae indet.	5	5	1		

STATISTICS: OVERVIEW ALL REPLICATES
 vaagso96 UPDATE 13.01.97

PHYLUM	CLASS	SPECIES	TOTAL SUM	MAX. NO. PR. REPL.	NO. REPLIC. WITH SPECIES			
ANNELIDA	POLYCHAETA	Capitellida						
		Opheliida	Ophelia limacina	3	2	2		
			Ophelina acuminata	3	2	2		
			Scalibregma inflatum	4	3	2		
			Oweniida	Myriochele oculata	71	71	1	
				Owenia fusiformis	50	35	3	
			Terebellida	Pectinaria auricoma	4	3	2	
				Ampharete lindstroemi	2	2	1	
				Sosane sulcata	1	1	1	
				Amphicteis gunneri	1	1	1	
				Melinna elisabethae	1	1	1	
				Sabellides octocirrata	16	16	1	
				Ampharetidae indet.	1	1	1	
				Lanassa venusta	1	1	1	
				Lanice conchilega	1	1	1	
				Paramphitrite tetrabanchia	1	1	1	
				Pista sp.	26	24	3	
				Polycirrus norvegicus	16	13	2	
				Polycirrus sp.	14	7	3	
			Sabellida	Chone duneri	5	3	2	
				Chone sp.	17	14	3	
				Euchone analis	2	2	1	
				Jasmineira caudata	134	134	1	
				Pomatoceros triqueter	1	1	1	
				Oligochaeta indet.	485	280	3	
		CRUSTACEA	COPEPODA MALACOSTRACA	Calanoida	Calanoida indet.	3	3	1
				Leptostraca	Nebalia bipes	4	4	1
				Cumacea	Bodotria arenosa	1	1	1
				Amphipoda	Ampelisca diadema	21	17	2
					Amphithoe rubricata	3	1	3
					Aora gracilis	9	9	1
					Atylus falcatus	1	1	1
					Apherusa bispinosa	1	1	1
Dexamine spinosa	20				13	3		
Gammarus sp.	1				1	1		
Gammaridea indet.	2				1	2		
Erichthonius punctatus	16				16	1		
Hippomedon denticulatus	5				3	2		
Tryphosites longipes	7				5	2		
Lysianassidae indet.	2				2	1		
Cheirocratus intermedius	6				4	2		
Cheirocratus sundevalli	1				1	1		
Monoculodes carinatus	33				31	2		
Perioculodes longimanus	2				2	1		
Synchelidium sp.	1				1	1		
Bathyporeia sp.	32				31	2		
Phtisica marina	29				28	2		
Isopoda	Astacilla longicornis				4	4	1	
Decapoda	Eualus pusiolus				2	2	1	
	Hippolyte varians				3	3	1	
	Philocheras bispinosus				2	2	1	
	Philocheras sp.				1	1	1	
	Hyas coarctatus				3	3	1	
	Macropipus pusillus				3	2	2	
	Brachyura indet.				2	1	2	
	Galathea sp.			10	7	3		
	Paguridae indet.			13	6	3		
	Pirimela denticulata			1	1	1		
MOLLUSCA	GASTROPODA	Archaeogastropoda	Acmaea testudinalis	4	4	1		
		Mesogastropoda	Lacuna divaricata	1	1	1		
			Natica clausa	15	11	3		
		Heterogastropoda	Eulima bilineata	1	1	1		
		Sacoglossa	Alderia sp.	1	1	1		
			Trivia arctica	1	1	1		
			PELECYPODA	Arcoidea	Mytilus edulis	3	3	1
				Crenella decussata	1	1	1	
			Ostreoidea	Similipecten similis	4	4	1	
			Veneroidea	Lucinoma borealis	4	2	3	
	Turtonia minuta	35		35	1			
	Thyasira equalis	1		1	1			
	Thyasira sarsi	1		1	1			
	Cerastoderma ovale	46		46	1			
	Phaxas pellucidus	1		1	1			
	Tellina pygmaea	6		4	2			
	Timoclea ovata	6		6	1			
	Pholadomyoidea	Cochlodesma praetenu	8	6	2			

STATISTICS: OVERVIEW ALL REPLICATES
 vaagso96 UPDATE 13.01.97

PHYLUM	CLASS	SPECIES	TOTAL SUM	MAX. NO. PR.REPL.	NO. REPLIC. WITH SPECIES	
BRYOZOA		Bryozoa indet.			3	
ECHINODERMATA	OPHIUROIDEA	Ophiurida	Amphipholis squamata	4	3	2
			Ophiura affinis	1	1	1
			Ophiura robusta	1	1	1
			Ophiura sp. juv.	32	28	2
	ECHINOIDEA	Echinoidea	Ophiuroidea indet. juv.	1	1	1
			Echinoidea indet. juv.	1	1	1
			Laganoida	4	3	2
			Spatangoida	1	1	1
			Echinocardium cordatum	1	1	1
			Echinocardium flavescens	1	1	1
			Echinocardium sp. juv.	5	5	1
			Labidoplax buskii	5	5	1
	HOLOTHUROIDEA	Apodida	Leptosynapta inhaerens	3	1	3
CHORDATA	ASCIDIACEA	Ascidiacea indet.	1	1	1	
STATISTICS: Sum			3029		270	
Max			485		3	
Cnt			157		161	

PHYLUM	CLASS		SPECIES	S11	S12	S13	S14	S15	SUM_S1				
PROTOZOA			Foraminifera indet.	-1					0				
PORIFERA			Porifera indet.	-1					0				
CNIDARIA	HYDROZOA		Hydrozoa indet.	-1					0				
	ANTHOZOA	Nyantheae	Edwardsia sp.	2					2				
			Anthozoa indet.	1					1				
NEMERTINI			Nemertini indet.	9					9				
NEMATODA			Nematoda indet.	1					1				
SIPUNCULIDA			Sipunculida indet.	1					1				
ANNELIDA	POLYCHAETA	Phyllodocida	Harmothoe sp.	2					2				
			Anaitides maculata	1					1				
			Phyllodoce lineata	1					1				
			Phyllodoce mucosa	3					3				
			Eteone flava/longa	2					2				
			Eumida bahusiensis	10					10				
			Kefersteinia sp.	7					7				
			Glycera lapidum	21					21				
			Nephtyidae indet.	1					1				
					Eunicida	Protodorvillea kefersteini	14				14		
					Orbiniida	Scoloplos armiger	58				58		
						Aricidea cerrutii	1				1		
					Spionida	Aonides oxycephala	5				5		
						Aonides paucibranchiata	83				83		
						Malacoceros vulgaris	4				4		
						Prionospio (Minuspio) cirrifera	3				3		
						Polydora caulleryi	31				31		
						Scoletepis sp.	1				1		
						Spio armata	66				66		
						Aphelochaeta sp.	5				5		
						Chaetozone setosa	105				105		
						Cirratulus cirratus	13				13		
						Cirriformia tentaculata	141				141		
						Tharyx/Caulleriella sp.	17				17		
					Capitellida	Capitella capitata	2				2		
						Capitomastus minimus	2				2		
					Opheliida	Ophelina acuminata	1				1		
						Scalibregma inflatum	1				1		
					Oweniida	Owenia fusiformis	1				1		
					Terebellida	Pectinaria auricoma	3				3		
						Pista sp.	1				1		
						Polycirrus sp.	5				5		
					Sabellida	Chone sp.	1				1		
						Pomatoceros triqueter	1				1		
						Oligochaeta indet.	194				194		
			CRUSTACEA	MALACOSTRACA	Amphipoda	Amphithoe rubricata	1					1	
						Dexamine spinosa	3					3	
						Gammarus sp.	1					1	
						Cheirocratus sundevalli	1					1	
						Decapoda	Eualus pusiolus	2					2
							Philocheras sp.	1					1
							Macropipus pusillus	2					2
							Brachyura indet.	1					1
							Galathea sp.	7					7
							Paguridae indet.	6					6
							MOLLUSCA	GASTROPODA	Archaeogastropoda	Acmaea testudinalis	4		
					Mesogastropoda	Natica clausa	11				11		
	PELECYPODA	Veneroidea	Lucinoma borealis	1				1					
BRYOZOA			Bryozoa indet.	-1				0					
ECHINODERMATA	OPHIUROIDEA	Ophiurida	Amphipholis squamata	3					3				
	ECHINOIDEA	Echinoidea	Echinoidea indet. juv.	1					1				
		Laganoida	Echinocyamus pusillus	1					1				
		Spatangoida	Echinocardium flavescens	1					1				
		HOLOTHUROIDEA	Apodida	Leptosynapta inhaerens	1					1			
	STATISTICS: Max				194	0	0	0	0	194			
Cnt				62	0	0	0	0	62				
Sum									869				

PHYLUM	CLASS	SPECIES	S31	S32	S33	S34	S35	SUM_S3		
PROTOZOA		Foraminifera indet.	-1					0		
PORIFERA		Porifera indet.	-1					0		
CNIDARIA	HYDROZOA	Hydrozoa indet.	-1					0		
	ANTHOZOA	Nyantheae	Edwardsia sp.	1				1		
		Ceriantharia	Cerianthus lloydii	3					3	
NEMERTINI		Nemertini indet.	13					13		
NEMATODA		Nematoda indet.	7					7		
SIPUNCULIDA		Phascolion strombi	1					1		
ANNELIDA	POLYCHAETA	Phyllodocida	Harmothoe sp.	1				1		
			Eteone flava/longa	8				8		
			Eteone foliosa	1				1		
			Eumida bahusiensis	36				36		
			Ophiodromus flexuosus	1				1		
			Syllides sp.	9				9		
			Exogone hebes	5				5		
			Exogone verugera	1				1		
			Laeonereis sp.	6				6		
			Glycera lapidum	25				25		
			Eunicida	Protodorvillea kefersteini	19				19	
				Scoloplos armiger	36				36	
			Orbiniida	Aricidea catherinae	1				1	
		Aricidea cerrutii		29				29		
		Spionida	Aonides paucibranchiata	74				74		
			Malacoceros vulgaris	3				3		
			Prionospio banyulensis	1				1		
			Prionospio (Minuspio) cirrifera	6				6		
			Polydora caulleryi	5				5		
			Polydora socialis	4				4		
			Pseudopolydora pulchra	2				2		
			Scolecopsis sp.	1				1		
			Spio armata	13				13		
			Spio decorata	51				51		
			Spiophanes bombyx	10				10		
			Aphelochaeta sp.	3				3		
			Chaetozone setosa	78				78		
			Cirratulus cirratus	1				1		
		Cirriformia tentaculata	92				92			
		Tharyx/Caulleriella sp.	15				15			
		Capitellida	Capitomastus minimus	11				11		
			Ophelia limacina	1				1		
		Opheliida	Owenia fusiformis	14				14		
		Oweniida	Lanice conchilega	1				1		
		Terebellida	Paramphitrite tetrabanchia	1				1		
			Pista sp.	24				24		
		Sabellida	Polycirrus norvegicus	3				3		
			Polycirrus sp.	2				2		
			Chone duneri	3				3		
		OLIGOCHAETA	Chone sp.	2				2		
			Oligochaeta indet.	280				280		
		CRUSTACEA	COPEPODA MALACOSTRACA	Calanoida Amphipoda	Calanoida indet.	3				3
					Ampelisca diadema	17				17
					Amphithoe rubricata	1				1
					Aora gracilis	9				9
					Atylus falcatus	1				1
					Apherusa bispinosa	1				1
					Dexamine spinosa	13				13
					Gammaridea indet.	1				1
					Erichthonius punctatus	16				16
					Hippomedon denticulatus	3				3
					Tryphosites longipes	5				5
					Cheirocratus intermedius	4				4
					Monoculodes carinatus	31				31
					Perioculodes longimanus	2				2
					Bathyporeia sp.	31				31
					Phtisica marina	28				28
Isopoda	Astacilla longicornis				4				4	
	Hippolyte varians				3				3	
Decapoda	Philocheras bispinosus				2				2	
	Hyas coarctatus				3				3	
	Macropipus pusillus				1				1	
	Brachyura indet.				1				1	

SPECIESLIST: STATION 3

vaagso96

PHYLUM	CLASS	SPECIES	S31	S32	S33	S34	S35	SUM_S3
CRUSTACEA	MALACOSTRACA	Decapoda	Galathea sp.	2				2
			Paguridae indet.	2				2
			Pirimela denticulata	1				1
MOLLUSCA	GASTROPODA	Mesogastropoda	Lacuna divaricata	1				1
			Natica clausa	3				3
			Eulima bilineata	1				1
		Heterogastropod	Sacoglossa	1				1
			Alderia sp.	1				1
			Trivia arctica	1				1
	PELECYPODA	Arcoida	Mytilus edulis	3				3
			Veneroidea	2				2
		Pholadomyoidea	Turtonia minuta	35				35
			Phaxas pellucidus	1				1
			Tellina pygmaea	2				2
			Cochlodesma praetenu	6				6
			Bryozoa indet.	-1				0
ECHINODERMATA	OPHIUROIDEA	Ophiurida	Ophiura robusta	1				1
			Ophiura sp. juv.	4				4
	ECHINOIDEA	Spatangoida	Echinocardium cordatum	1				1
			HOLOTHUROIDEA	Apodida	1			
CHORDATA	ASCIDIACEA	Ascidiacea indet.	1				1	

STATISTICS: Max	280	0	0	0	0	280
Cnt	91	0	0	0	0	91
Sum						1153

PHYLUM	CLASS	SPECIES	S41	S42	S43	S44	S45	SUM_S4
PROTOZOA		Foraminifera indet.	-1					0
PORIFERA		Porifera indet.	-1					0
CNIDARIA	HYDROZOA ANTHOZOA	Hydrozoa indet.	-1					0
		Nyantheae Edwardsia sp.	2					2
		Ceriantharia Cerianthus lloydii	6					6
NEMERTINI		Nemertini indet.	28				28	
NEMATODA		Nematoda indet.	38				38	
SIPUNCULIDA		Phascolion strombi	10					10
		Golfingia sp.	1					1
ANNELIDA	POLYCHAETA	Phyllococida	Harmothoe sp.	16				16
			Pholoe minuta	2				2
			Pholoe synopthalmica	1				1
			Eteone barbata	1				1
			Eteone flava/longa	7				7
			Eteone foliosa	3				3
			Eulalia mustela	13				13
			Eumida bahusiensis	1				1
			Mystides caeca	1				1
			Kefersteinia sp.	1				1
			Ophiodromus flexuosus	1				1
			Pilargis sp.	5				5
			Typosyllis cornuta	3				3
		Syllides sp.	11				11	
		Exogone hebes	4				4	
		Exogone verugera	2				2	
		Syllidae indet.	13				13	
		Laeonereis sp.	1				1	
		Glycera lapidum	32				32	
		Goniada maculata	2				2	
		Eunicida	Lumbrineris gracilis	1			1	
			Protodorvillea kefersteini	14			14	
		Orbiniida	Scoloplos armiger	2			2	
			Aricidea catherinae	3			3	
			Aricidea cerrutii	92			92	
		Spionida	Aricidea wassi	1			1	
			Paradoneis lyra	2			2	
			Aonides paucibranchiata	75			75	
			Laonice bahusiensis	4			4	
			Prionospio banyulensis	8			8	
			Prionospio (Minuspio) cirrifera	36			36	
			Polydora caeca/flava	3			3	
			Polydora caulleryi	2			2	
			Polydora ciliata	3			3	
			Pseudopolydora pulchra	1			1	
			Scolecopsis sp.	7			7	
		Capitellida	Spio armata	3			3	
			Spio decorata	7			7	
			Spio goniocephala	2			2	
			Spiophanes bombyx	10			10	
			Spiophanes kroeyeri	1			1	
			Magelona sp.	2			2	
			Poecilochaetus sp.	1			1	
			Aphelochaeta sp.	8			8	
			Chaetozone setosa	7			7	
			Tharyx/Caulleriella sp.	10			10	
			Capitella capitata	1			1	
			Capitellides sp.	6			6	
			Capitomastus minimus	12			12	
		Opheliida	Heteromastus filiformis	1			1	
			Notomastus latericeus	5			5	
			Capitellidae indet.	5			5	
			Ophelia limacina	2			2	
			Ophelina acuminata	2			2	
			Scalibregma inflatum	3			3	
			Oweniida	Myriochele oculata	71			71
				Owenia fusiformis	35			35
Terebellida	Pectinaria auricoma		1			1		
	Ampharete lindstroemi		2			2		
	Sosane sulcata	1			1			
	Amphicteis gunneri	1			1			
	Melinna elisabethae	1			1			
	Sabellides octocirrata	16			16			

SPECIESLIST: STATION 4

vaagso96

PHYLUM	CLASS	SPECIES	S41	S42	S43	S44	S45	SUM_S4		
ANNELIDA	POLYCHAETA	Terebellida	Ampharetidae indet.	1				1		
			Lanassa venusta	1				1		
			Pista sp.	1				1		
		Polycirrus norvegicus	13				13			
		Polycirrus sp.	7				7			
		Sabellida	Chone duneri	2				2		
	Chone sp.		14				14			
	Euchone analis		2				2			
	OLIGOCHAETA		Jasmineira caudata	134				134		
			Oligochaeta indet.	11				11		
	CRUSTACEA	MALACOSTRACA	Leptostraca	Nebalia bipes	4				4	
Cumacea				Bodotria arenosa	1				1	
Amphipoda				Ampelisca diadema	4				4	
			Amphithoe rubricata	1				1		
			Dexamine spinosa	4				4		
			Gammaridea indet.	1				1		
			Hippomedon denticulatus	2				2		
			Tryphosites longipes	2				2		
			Lysianassidae indet.	2				2		
			Cheirocratus intermedius	2				2		
			Monoculodes carinatus	2				2		
			Synchelidium sp.	1				1		
			Bathyporeia sp.	1				1		
Decapoda		Phtisica marina	1				1			
		Galathea sp.	1				1			
		Paguridae indet.	5				5			
MOLLUSCA		GASTROPODA	Mesogastropoda	Natica clausa	1				1	
			PELECYPODA	Arcoida	Crenella decussata	1				1
			Ostreoidea	Similipecten similis	4				4	
		Veneroidea	Lucinoma borealis	1				1		
			Thyasira equalis	1				1		
			Thyasira sarsi	1				1		
			Cerastoderma ovale	46				46		
			Tellina pygmaea	4				4		
			Timoclea ovata	6				6		
		Pholadomyoidea	Cochlodesma praetenua	2				2		
	BRYOZOA		Bryozoa indet.	-1				0		
ECHINODERMATA	OPHIUROIDEA	Ophiurida	Amphipholis squamata	1				1		
			Ophiura affinis	1				1		
			Ophiura sp. juv.	28				28		
			Ophiuroidea indet. juv.	1				1		
				Echinocyamus pusillus	3				3	
	ECHINOIDEA	Laganoida	Spatangoida	Echinocardium sp. juv.	5				5	
			HOLOTHUROIDEA	Apodida	Labidoplax buskii	5				5
				Leptosynapta inhaerens	1				1	
				STATISTICS Max	134	0	0	0	0	134
				Cnt	117	0	0	0	0	117
			Sum						1007	

Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås
0411 Oslo

Telefon: 22 18 51 00
Telefax: 22 18 52 00

Ved bestilling av rapporten,
oppgi løpenummer 3732-97

ISBN 82-577-3301-6