

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Oslo

0-76149

VEFSNFJORDEN SOM RESIPIENT FOR AVFALL
FRA MOSJØEN ALUMINIUMVERK.

Rapport 1. Undersøkelser 1978-1980.

Oslo, Juli 1981

Saksbehandler: Lars Kirkerud

Medforfattere: Ivar Haugen
Jon Knutzen
Knut Kvalvågnæs
Jan Magnusson
Brage Rygg
Jens Skei

For administrasjonen: J.E. Samdal
Lars N. Overrein

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd

Postadresse:
Postboks 333, Blindern
Oslo 3

Brekke 23 52 80
Gaustadalleen 46 69 60
Kjeller 71 47 59

Rapportnummer: 0-76149
Undernummer: I
Løpenummer: 1330
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel: Vefsnfjorden som resipient for avfall fra Mosjøen Aluminiumverk. Rapport 1. Undersøkelser 1978 - 1980	Dato: 2.7.1981
	Prosjektnummer: 0-76149
Forfatter(e): Ivar Haugen Lars Kirkerud Jon Knutzen Knut Kvalvågnes Jan Magnusson Brage Rygg Jens Skei	Faggruppe: Fjordseksjonen
	Geografisk område: Nordland
	Antall sider (inkl. bilag): 175

Oppdragsgiver: Mosal Aluminium, Mosjøen Aluminiumverk	Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.):
---	----------------------------------

Ekstrakt:

Hydrofysiske, kjemiske og biologiske forhold ble undersøkt i Vefsnfjorden i perioden 1978-1980 for å få et bedre kjennskap til naturforholdene i fjorden og finne eventuelle effekter av avfall fra Mosjøen Aluminiumverk.

Fjorden var sterkt ferskvannspåvirket i sommerhalvåret og synes lite produktiv. Det ble registrert høy akkumulering av polisykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i prøver av blåskjell og 0-skjell fra fjorden, men ellers var forurensningseffektene små.

4 emneord, norske:
1. Resipientundersøkelse
2. Aluminiumverk
3. Polisykliske aromatiske hydrokarboner
4. Vefsnfjorden
Mosjøen

4 emneord, engelske:
1. Recipient study
2. Aluminium smelter
3. Polycyclic aromatic hydrocarbons
4. Vefsnfjorden
Mosjøen

Prosjektleder:

Lars A. Kirkerud

Seksjonsleder:

Jon Knutzen

For administrasjonen:

[Signature]

[Signature]

ISBN 82-577-0433-4

INNHOLDSFORTEGNELSE:		Side/page
	FORORD <i>PREFACE</i>	11
1.	SAMMENDRAG <i>SUMMARY</i>	12
2.	INNLEDNING <i>INTRODUCTION</i>	16
3.	UTSLIPPSFORHOLD <i>WASTEWATER DISCHARGE</i>	17
4.	TOPOGRAFI OG FERSKVANNSTILFØRSLER <i>TOPOGRAPHY AND FRESHWATER DISCHARGE</i>	19
	4.1 Topografi	19
	4.2 Ferskvannstilførsler	21
	4.3 Ferskvannstilførsler 1978-79	23
5.	VEFSNEFJORDENS HYDROGRAFI <i>HYDROGRAPHY OF THE VEFSNEFJORD</i>	27
	5.1 Observasjonsmaterialet	27
	5.2 Dypvannsutskiftningen	29
	5.3 Vannutskiftningen i mellom-lagene: 50-100 m dyp	34
	5.4 Overflatelaget ned til 50 m dyp	34
	5.5 Ferskvannets spredning i Vefsnfjorden	40
6.	VANNKVALITET <i>WATER QUALITY</i>	56
	6.1 Innledning	56
	6.2 Materiale og metodikk	57
	6.3 Resultater og diskusjon, generell vannkvalitet	59
	6.4 Partikulært materiale i vannmassen	77
7.	BUNNSEDIMENTUNDERSØKELSER <i>SEDIMENT INVESTIGATIONS</i>	91
	7.1 Innledning	91
	7.2 Prøvetaking og metoder	91
	7.3 Resultater	92
8.	POLYSYKLISKE AROMATISKE HYDROKARBONER (PAH) I VANN, SEDIMENTER OG ORGANISMER <i>POLYCYCLIC AROMATIC HYDROCARBONS IN WATER, SEDIMENT AND ORGANISMS</i>	104
	8.1 Bakgrunn for observasjoner av PAH	104
	8.2 Materiale og metoder	104
	8.3 Resultater og diskusjon	106
	8.4 Oppsummerende kommentarer	132
9.	PLANTE- OG DYRELIV PÅ GRUNT VANN <i>BENTHIC LIFE IN SHALLOW WATERS</i>	137

	Side/Page
9.1 Innledning	137
9.2 Undersøkelsesopplegg og gjennomføring	137
9.3 Resultater og diskusjon	139
9.4 Oppsummering	162
10. BLØTBUNNSFAUNA I FJORDDYPET <i>SOFT BOTTOM FAUNA IN THE DEEP WATERS</i>	163
10.1 Stasjonsvalg, innsamling og bearbeidelse av prøver	163
10.2 Resultater	163
10.3 Diskusjon	171
11. REFERANSER <i>REFERENCES</i>	172

TABELLFORTEGNELSE:

3.1 Sammensetningen av avløpsvann analysert vår og høst 1977-1980, snitt og variasjonsområde <i>Composition of wastewater analyzed in the spring and autumn from 1977 to 1980, mean and range.</i>	17
4.1 Overflatearealer Indre Vefsnfjorden og Sundet <i>Areas in Vefsn and Sundet</i>	19
4.2 Vefsnfjordens nedbørbørfelt samt midlere årlige avløp <i>Catchment area and yearly average runoff</i>	22
5.1 Saltholdigheter i Vefsnfjorden 1928 og 1955 <i>Salinity in the Vefsnfjord, south of Nabben</i>	30
5.2 Temperaturer i Vefsnfjorden (°C) 1928 og 1955 <i>Temperature in the Vefsnfjord, south of Nabben</i>	31
5.3 Oksygeninnhold (ml/l) i Vefsnfjorden 1955 <i>Oxygen (ml/l) in the Vefsnfjord, south of Nabben</i>	32
5.4 Sigma-t (egenvekten) i Vefsnfjorden mars-juli 1955 <i>Density (σ_t) in the Vefsnfjord, south of Nabben</i>	33
5.5 Vannføring i Vefsna (Laksfors) med saltholdighetsvariasjon og dyp på overflatelaget som middel for stasjonene 8, 9, 10 og 11 <i>Runoff in Vefsna coupled to approx. surface salinity and depth of the brackish water layer averaged over station 8, 9, 10 and 11.</i>	44
5.6 Vannføringen i Vefsna (Laksfors) og omtrentlig saltholdighets- og dypvariasjon på overflatelaget som middel for stasjonene 5, 6 og 7 <i>Runoff in Vefsna coupled to approximate salinity- and depth of the brackish water layer. Averaged over station 5, 6 and 7.</i>	46

TABELLFORTEGNELSE (forts.)

Side/Page

- 5.7 Vannføringen i Vefsna (Laksfors) og omtrentlig salt-
holdighetsvariasjon og dyp på overflatelaget som middel
for stasjonene 1, 2 og 3 48
*Runoff in Vefsna coupled to approximate salinity and
depth of the brackish water layer averaged over station
1, 2 og 3*
- 5.8 Vannføringen i Vefsna (Laksfors) og omtrentlige salt-
holdighets- og dypvariasjoner på overflatelaget for
stasjon 13 og 14 48
*Runoff in Vefsna coupled to approximate salinity and
depth of the brackish layer at station 13 and 14*
- 6.1 Fluoroverskuddet, ΔF , i overflaten (0.5 m) 61
Excess fluorine, ΔF , at the surface (0.5 m)
- 6.2 Vertikalfordeling av fluoroverskuddet, ΔF , (mg/l, snitt) 61
Vertical distribution of excess fluorine, ΔF (mg/l)
- 6.3 Cyanid i avløpsvann mg CN^- /l 64
Cyanide in wastewater
- 6.4 Cyanidanalyser fra Vefsnfjorden 65
Cyanide in fjord water
- 6.5 Konsekvenser av cyanid-konsentrasjoner i akvatisk miljø 66
(mg CN^- /liter)
Toxic levels of cyanide in the aquatic environment
- 6.6 Ammonium i avløpsvann og inngående sjøvann, mg NH_3 /l 67
Ammonia in wastewater and seawater source, mg NH_3 /l
- 6.7 Nitrogenforbindelser i gassvaskevann og inngående sjøvann, 68
mg N/l.
Nitrogen compounds in scrubber water and seawater source
- 6.8 Konsekvenser av økte ammoniumkonsentrasjoner (mg NH_3 /l) 70
Toxic levels of ammonia (mg NH_3 /l)
- 6.9 Næringsssalter i elvevann sammenlignet med tilskudd til hall- 71
gassvaskevann, gjennomsnitt for perioden juni 1978-mai 1979, $\mu g/l$,
Nutrients in rivers and scrubber water June 1978-May 1979, $\mu g/l$
- 6.10 Gjennomsnittlige konsentrasjoner av næringsssalter i sprang- 73
sjiktet, mai - september, 1978-79, $\mu g/l$
*Mean nutrient concentrations at salinity discontinuity
level during summer, May - September, 1978 - 1979, $\mu g/l$*
- 6.11 Gjennomsnittlige konsentrasjoner av næringsssalter i 74
sprangsjiktet, okt.-mars, 1978-79, $\mu g/l$
*Mean nutrient concentrations at salinity discontinuity
level during winter, Oct.-March, 1978 - 1979, $\mu g/l$*

	TABELLFORTEGNELSE (forts.)	Side/Page
6.12	Totalfosfor og totalnitrogen i og under fotosyntese- sonen, juni 1979 - mai 1980 <i>Combined nitrogen and phosphorous in and below the photosynthetic zone</i>	74
6.13	Suspendert tørrstoff i elvevann og gassvaskevann, oktober 1978 - mai 1979, mg/l <i>Suspended solids in river and scrubber water, October 1978 - May 1979, mg/l</i>	75
6.14	Suspendert tørrstoff i fjordvann, juni 1979 - mai 1980, mg/l. <i>Suspended solids in fjord water, June 1979 - May 1980, mg/l</i>	76
6.15	Siktedyp i sommer- og vinterhalvåret (1978-1979), snitt og variasjonsbredde <i>Secchi depth during summer and winter (1978-1979), mean and total variation</i>	76
6.16	Kjemisk sammensetning av suspendert partikulært materiale i vannmassene i Vefsnfjorden 22.8-23.8 1978 <i>Chemical composition of suspended particulate matter in Vefsnfjorden 22.8-23.8 1978</i>	86
7.1	Beskrivelse av sedimentene <i>Description of the sediments</i>	92
7.2	Metaller og organisk materiale i sedimenter fra Vefns- fjorden <i>Metals and organic matter in sediments from Vefnsfjorden</i>	98
7.3	Fluor i sedimentene fra Vefsnfjorden <i>The fluorine content of sediments from Vefsnfjorden</i>	103
8.1	Oversikt over PAH-analyser i avløpsvann, resipientvann, organismer og sedimenter fra Vefsnfjorden med tilgrensende områder 1978-1980 <i>Samples analyzed on PAH</i>	105
8.2	PAH-konsentrasjoner ₃ (µg/l) i avløpsvann (etter klarings- basseng, ca. 9000 m ³ /time) <i>PAH (µg/l) in scrubber water (after sedimentation basin)</i>	107
8.3	PAH-konsentrasjoner (ng/l) i overflatevann (0-1 m) fra Vefsna (st. 12) og Vefsnfjorden 1978 (0.5 m) <i>PAH (ng/l) in surface water from Vefsna (st. 12) and Vefsn- fjorden (0.5 m), 1978</i>	111
8.4	PAH sedimenter fra Vefsnfjorden 23-24/8 1978 (µg/kg) tørrvekt) <i>PAH in bottom sediments from Vefsnfjorden 23-24, august 1978 ppb. dry wt.</i>	113

TABELLFORTEGNELSE (forts.)

Side/Page

- 8.5 PAH i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra Vefsnfjorden 1978-79 (µg/kg tørrvekt) 117
PAH in samples of the common mussel, Vefsnfjorden 1978-79, ppb. dry wt.
- 8.6 PAH i 0-skjell (*Modiolus modiolus*) fra Vefsnfjorden, 23-24/8 1978 (µg/kg tørrvekt) 118
PAH in samples of Horse-mussel, Vefsnfjorden 23-24 Aug. 1978, ppb. dry wt.
- 8.7 PAH i korstroll (*Asterias rubens*) fra Vefsnfjorden 23-24/8 1978 (µg/kg tørrvekt) 119
PAH in samples of common starfish, Vefsnfjorden 23-24 Aug. 1978, ppb. dry wt.
- 8.8 PAH i strandkrabbe (*Carcinus maenas*), reker (*Pandalus borealis*) og griselang (*Ascophyllum nodosum*) fra Vefsnfjorden 1978, µg/kg tørrvekt 120
PAH in shore crab (Carcinus maenas), prawns (Pandalus borealis) and knotted wrack (Ascophyllum nodosum) from Vefsnfjorden 1978, ppb. dry wt.
- 8.9 PAH-profiler i forskjellig materiale. Middel og total variasjon i %-vis andel av total PAH for utvalgte forbindelser 127
PAH profiles in different media, mean and total variation in selected components as percentage of tot. PAH
- 9.1 Vertikalutbredelse for planter og dyr på grunt vann 140
Vertical distribution of plants and animals in shallow-waters
- 10.1 Antall arter av de forskjellige dyregrupper, de totale artsantall, og prosent av artene som ble funnet som ett individ 166
Number of species within the taxonomic groups, total number of species and percent of the species obtained as a single specimen
- 10.2 Tetthet av de vanligste arter og grupper 167
Population density of the most frequent species and groups
- 10.3 Individantall av de forskjellige arter i de enkelte grabbprøver 168
Number of individuals of each species present in the grab samples

	FIGUR-FORTEGNELSE:	Side/Page
3.1	Avløpsvann fra Mosjøen Aluminiumverk <i>Wastewater discharge from Mosjøen Aluminiumverk</i>	18
4.1	Vefsnfjorden med grenser for arealberegning <i>The Vefsnfjord with boundaries for areal estimations</i>	20
4.2	Vannføring i Vefsna ved Laksfors 1978-1979 <i>Runoff, Vefsna at Laksfors 1978-1979</i>	24
4.3	Månedsmiddelvannføring (Laksfors) i 1978-1979 samt maksimal - minimal månedsmiddelvannføring for perioden 1953-79 <i>Monthly average runoff (Laksfors) 1978-79 compared with maximum-minimum of monthly average runoff for the period 1953-79</i>	25
4.4	Midlere årlig overskridelseskurve for ferskvannstransporter i Vefsna (Laksfors) basert på data fra 1978-79 <i>Mean yearly duration time of the runoff in Vefsna (Laksfors) based on data from 1978-79</i>	26
5.1	Hydrografiske stasjoner 1978-80 <i>Hydrographical stations 1978-80</i>	28
5.2	Saltholdighets- (øverst) og temperaturvariasjoner mai 78 - mai 80 ved stasjon 2 i Vefsnfjorden <i>Salinity (upper) and temperature variations May 78 - May 80 at station 2, Vefsnfjord</i>	35
5.3	Saltholdighetsvariasjoner mai 1978-mai 1980 ved stasjon 10 (øverst) og stasjon 4 i Vefsnfjorden <i>Salinity variations May 78 - May 80 at stations 10 (upper) and 4 in Vefsnfjord</i>	36
5.4	Beregnet transport m^3/s i dybdeintervallet 5-30 meter etter hydrografiske observasjoner mai 1978-mai 1980 <i>Computed transport (m^3/s) between 5-30 metres depth after hydrographical observations May 78 - May 80</i>	38
5.5	Strømmålinger i Vefsna 4.09.1961 ved vannføring $112 m^3/s$ (lavvann) <i>Current measurements in Vefsna 4.09.1961 at a discharge of $112 m^3/s$ (low water)</i>	41
5.6	Vannføringen i Vefsna (m^3/s) (Laksfors) samt brakkvannslagets dyp og ferskvannandel ved stasjon 12. 1978-1979 <i>Runoff in Vefsna (m^3/s) (Laksfors), depth of the brackish layer and its freshwater fraction at station 12. 1978-1979</i>	42
5.7	Midlere ferskvannandel og brakkvannslagets dyp over stasjonene 8, 9, 10 og 11 plottet mot ferskvannstilførsel fra Vefsna (Laksfors) <i>Freshwater fraction and depth of brackish layer averaged over the stations 8, 9, 10 and 11 against the water flow of Vefsna (Laksfors)</i>	45

- 5.8 Midlere ferskvannandel og brakkvannslagetets dyp over stasjonene 5, 6 og 7 plottet mot ferskvannstilførsel i Vefsna (Laksfors) 47
Freshwater fraction and depth of the brackish layer averaged over stations 5, 6 and 7 plotted against runoff in Vefsna (Laksfors)
- 5.9 Midlere ferskvannandel og brakkvannslagerdyp over stasjonene 1, 2 og 3 samt ferskvannstilførsler i Vefsna (Laksfors) 49
Freshwater fraction and depth of the brackish layer averaged over stations 1, 2 and 3 plotted against runoff in Vefsna (Laksfors)
- 5.10 Ferskvannandel og brakkvannslag-dyp på stasjonene 13 og 14 samt ferskvannstilførsel i Vefsna (Laksfors) 50
Fresh water fraction and brackish water depth at the stations 13 and 14 and runoff in Vefsna (Laksfors)
- 5.11 Ferskvannandelen i Vefsnfjorden midlet over samtlige stasjoner (1-11) og vannføringen i Vefsna (Laksfors) 52
Freshwater fraction in the brackish water of Vefsnfjorden averaged over all stations (1-11) against the runoff of Vefsna (Laksfors)
- 5.12 Ferskvannandel (f) og brakkvannslagetets dyp midlet over stasjonene 1-11 i Vefsnfjorden, samt ferskvannets oppholdstid i fjorden og overskridelseskurve for Vefsna (Laksfors) 53
Freshwater fraction (f) and brackish layer depth, averaged over all stations (1-11) in the Vefsnfjord with fresh water flushing time and mean yearly duration time for runoff in Vefsna (Laksfors)
- 5.13 Brakkvannslagetets dyp og ferskvannandel midtfjords i Vefsnfjorden fra Vefsna til stasjonene 13 og 14 for vannføringer over 350 m³/s i Vefsna (Laksfors) 54
Brackish water depth and its freshwater fraction in the middle of the fjord from Vefsna to stations 13 and 14 for runoff in Vefsna above 350 m³/s
- 6.1 Gjennomsnittlig fortykning av gassvaskevann i Vefsnfjorden, sommer og vinter 62
Mean dilution of scrubber water during summer and winter
- 6.2 Ammonium i den innerste del av Vefsnfjorden og tilløpene Vefsna og Skjerva. Snitt for perioden 7.06.78-8.05.79 69
Ammonia in the innermost part of the fjord and the rivers Vefsna and Skjerva. Mean of the period June 7, 1978 - May 8, 1979
- 6.3 Stasjoner i Vefsnfjorden hvor suspendert partikulært materiale i vannmassen og bunnsedimenter er innsamlet. 22.8-26.8 1978 78
Location of water sampling stations for suspended particulate matter and bottom sediments in Vefsnfjorden. 22.8-26.8 1978

	FIGURFORTEGNELSE (forts.)	Side/Page
6.4	Overflatevannets innhold av partikulært aluminium (●) og vektforholdet mellom silisium og aluminium (o) i partikulært materiale fra Vefsnfjorden (pil indikerer aluminiumverkets beliggenhet). <i>The content of particulate aluminium (●) and the ratio of silica to alumina (o) in the particulate matter of the surface water of Vefsnfjorden (arrow indicates the location of the Al - smelter)</i>	79
6.5	Vertikal fordeling av partikulært aluminium (●) og partiklenes silisium/aluminium vektforhold (o) på stasjon VZ1 <i>Vertical distribution of particulate aluminium (●) and the ratio of silica to alumina (o) in the particulate matter at station VZ1</i>	80
6.6	A) SEM - fotografi av partikulært materiale på Nuclepore membranfilter. Hovedsakelig uorganiske partikler, men en stavformet diatome kan sees i sentrum av bildet (VZ1, 1 m) <i>SEM-photography of suspended particulate matter collected on Nuclepore membrane filter. Mainly inorganic particles. A pennate diatom is observed in the center of the photo (VZ1, 1 m)</i>	82
	B) Ekskrementpartikkel (70x40 µm) fra dyreplankton. Legg merke til at partikkelen består både av diatomeskall og uorganiske partikler (VZ1, 1 m) <i>A fecal pellet (70x40 µm) from zooplankton. Notice that the particle consists of diatom fragments as well as inorganic particles (VZ1, 1 m)</i>	82
	C) Store aggregater av aluminiumpartikler (Aluminiumoksyd?). Heksagonale, plateformede krystaller (VZ1, 40 m) <i>Large aggregates of aluminium particles (Al₂O₃?). Hexagonale, plate shaped crystals (VZ1, 40 m)</i>	84
	D) Sfæriske partikler som består av aluminium (se EDAX-spekter nederst som kun viser en topp for aluminium (VZ1, 40 m) <i>Spherical particles containing aluminium (notice the EDAX-spectra at the bottom, showing an aluminium peak). (VZ1, 40 m).</i>	84
6.7	Horisontal fordeling av partikulært fosfor i overflatevannet i Vefsnfjorden (pil indikerer Aluminiumverkets beliggenhet) <i>Horizontal distribution of particulate phosphorous in the surface water of Vefsnfjorden. (Arrow indicates the location of the Al-smelter.)</i>	88
6.8	Vertikal fordeling av partikulært fosfor på stasjon VZ1 i Vefsnfjorden <i>Vertical distribution of particulate phosphorous at station VZ1, Vefsnfjorden</i>	89

FIGURFORTEGNELSE (forts.)

Side/Page

- 7.1 Vertikal fordeling av "unsupported" bly-210 i sedimentkjerne fra stasjon VZ1
Vertical distribution of unsupported lead-210 in a sediment core from station VZ1 93
- 7.2 Vertikal fordeling av "unsupported" bly-210 i sedimentkjerne fra stasjon VZ5
Vertical distribution of unsupported lead-210 in a sediment core from station VZ5 94
- 7.3 Relasjonen mellom alder og dyp i sedimentet på stasjon VZ1
The relationship between age and depth in the sediment from station VZ1 95
- 7.4 Relasjon mellom alder og dyp i sedimentet på stasjon VZ5
The relationship between age and depth in the sediment of station VZ5 96
- 7.5 Relative endringer i konsentrasjonene av organisk materiale (O.M), kvikksølv (Hg), kopper (Cu), sink (Zn), kadmium (Cd) og bly (Pb) i overflatesedimentene (0-1 cm) fra sør (VZ1) til nord (VZ8) i Vefsnfjorden.
The relative variations in the concentrations of organic material (O.M), mercury (Hg), copper (Cu), zinc (Zn), cadmium (Cd) and lead (Pb) in surface sediments (0-1 cm) from south (VZ1) to north (VZ8) in Vefsnfjorden. 100
- 7.6 Vertikal fordeling av kvikksølv i sedimentene på stasjon VZ5
Vertical distribution of mercury in sediments of station VZ5 101
- 8.1 PAH i bunnsedimenter (0-2 cm) fra Vefsnfjorden med økende avstand fra utslipp
PAH in bottom sediments at increasing distance from the outfall 114
- 8.2 Stasjonsplassering for prøver av biologisk materiale til analyse på PAH
Sampling stations for PAH analysis of biological material 116
- 8.3 PAH-konsentrasjon i O-skjell *Modiolus modiolus* fra Vefsnfjorden som funksjon av avstanden fra utslipp
PAH in horse - mussel from Vefsnfjorden at increasing distance from the scrubber water outfall 122
- 8.4 PAH-profiler i forskjellig prøvemateriale:
PAH-profiles of:
Avløpsvann - *Scrubber water*
Fjordvann - *Surface water from the fjord*
Sedimenter - *Bottom sediments*
Korstroll - *Common starfish*
Blåskjell - *Edible mussel*
O-skjell - *Horse mussel* 126

	FIGURFORTEGNELSE (forts.)	Side/Page
8.5	Prosentandel av utvalgte PAH-forbindelser i O-skjell (<i>Modiolus modiolus</i>) som funksjon av avstand fra utslipp <i>Percentage of selected PAH-compounds in horse mussel at increasing distance from the outfall of scrubber water</i>	130
8.6	Prosentandel av utvalgte PAH-forbindelser i korstroll (<i>Asterias rubens</i>) som funksjon av avstand fra utslipp <i>Percentage of selected PAH-compounds in common starfish at increasing distance from the outfall of scrubber water</i>	131
9.1	Stasjonsplassering for dykkerundersøkelse av gruntvannssamfunn <i>Diving stations for investigations of benthic algae and shallow water fauna</i>	138
9.2	Similaritetsindeks for fastsittende alger og dyr i Vefsnfjorden 24.-25. august 1978 <i>Similarity index for benthic macro-flora and -fauna in Vefsnfjorden, August 1978</i>	157
9.3	Similaritetsindeks for fastsittende alger i Vefsnfjorden 24.-25. august 1978 <i>Similarity index for benthic macro-algae in Vefsnfjorden, August 1978</i>	158
9.4	Vertikalutbredelsen av fastsittende makroalger, august 1978 <i>Depth range of benthic macro-algae, August 1978</i>	161
10.1	Stasjonsplassering for innsamling av bløtbunnfauna <i>Sampling stations for soft bottom fauna</i>	164

F O R O R D
P R E F A C E

Etter oppdrag fra Mosjøen Aluminiumverk har Norsk institutt for vannforskning (NIVA) undersøkt fysiske, kjemiske og biologiske forhold i Vefsnfjorden med tanke på mulige effekter av avfallstilførsler fra bedriften.

Målinger av saltholdighet, temperatur og siktedyp er utført av laboratoriepersonell ved MOSAL, likeså analyser av fluor i vann og sediment samt næringssalter i vann. Analyser av metaller og PAH er utført dels ved NIVA, dels ved Sentralinstitutt for industriell forskning (SI). Undersøkelsen er finansiert av oppdragsgiver med unntak av noen PAH-analyser, som er finansiert over et eget forskningsprosjekt ved NIVA.

Undersøkelsen er på enkelte områder, spesielt når det gjelder sjiktning og vannutskiftning, blitt utvidet betydelig i forhold til det opprinnelige programmet.

Vi vil få takke oppdragsgiveren v/Lab.sjef R. Karstensen for godt samarbeid både på det administrative plan og ved den praktiske gjennomføring av undersøkelsen.

Oslo, Juli 1981

Lars Kirkerud

1. SAMMENDRAG

Undersøkelser ble utført i Vefsnfjorden i perioden mai 1978 - mai 1980 for å finne mulige skadeeffekter av avfall fra Mosjøen Aluminiumverk og samtidig få en bedre forståelse av vannutskiftningen og de naturgitte betingelser for plante- og dyreliv i fjorden.

Saltholdighet, temperatur og siktedyp ble målt hver 14. dag på flere stasjoner ned til 50 m. Næringssalter, suspendert stoff og fluor ble analysert i vannprøver fra fjord, elver og avløpsvann flere ganger i løpet av sommer- og vinterperioden.

Sedimentprøver fra fjorddypet og prøver for bestemmelse av de fritt-svevende partiklers kjemi ble samlet inn i august 1978. Samtidig ble det tatt prøver for bestemmelse av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i fjordvann og indikator-organismer. Plante- og dyrelivet på grunt vann og bløtbunnsfaunaen i fjorddypet ble undersøkt henholdsvis ved dykking og grabbprøvetaking.

Særlig ved høy vannføring i Vefsna dannet det seg en utpreget tetthets-sjiktning i de øvre vannlag. Et brakkvannslag (ned til 5 ‰ saltholdighet) med en tykkelse på 2-5 m bredde seg da utover det saltene mellomlaget (5-30 m) og ble transportert helt ut til munningen av fjorden før ytterligere blanding fant sted. Oppholdstiden ved stor elvevannstilførsel var ca. 2-3 dager. Oppholdstiden for mellomlaget (5-30 m) var i middel ca. 1 mnd. (25-60 dager).

Hallgassvaskevannet kunne spores i fjorden ved hjelp av fluorid-analyser og viste seg å blandes inn i overflatelaget. Avfallsvann/slam som slippes ut på 120 m dyp, sporet ved hjelp av aluminiuminnholdet i svevende partikler, viste seg å kunne trenge opp til 80-30 m dyp i fjorden.

I det brakke overflatelaget i fjorden ble det funnet økte konsentrasjoner av PAH, aluminium og fluorid. Enkelte ganger ble det også funnet cyanid i Aluminiumverkets sjøvannsinntak og i indre del av fjorden. Innholdet av svevende (suspenderte) partikler og næringssalter må betraktes som normalt.

Den årlige sedimentavsetningen ble bestemt ved hjelp av bly 210-metoden til 2.0 mm innerst i fjorden og 1.7 mm i den midtre del. Bare i den innerste delen av fjorden, nær slamutslippene, hadde bunnsedimentene et forhøyet innhold av fluorid. I resten av fjorden var fluorid-innholdet normalt. PAH-innholdet i bunnsediment var høyt i den innerste del av fjorden (36 ppm), men avtok raskt utover. Kvikksølvinnholdet i bunnsedimentene var relativt høyt i hele fjorden, høyest i overflatesediment fra fjordens midtre del.

Planter og dyr på grunt vann, spesielt blåskjell og oskjell, akkumulerte store mengder PAH (henholdsvis opptil 360 og 67 ppm av tørrvekt). Forhøyet PAH-innhold ble også funnet hele 50 km fra kilden. Selv om det er få opplysninger om effekten av PAH på mennesket, må de høye nivåene betraktes som en trusel mot utnyttelsen av muslinger i området til mat. Åpenbare gift-effekter på planter og dyr i fjorden er ikke registrert. Bare den innerste stasjon viste tegn til forstyrrelse av gruntvannsamfunnet.

Stort sett virket bløtbunnsfaunaen i fjorddypet upåvirket av forurensning. Men også her ble det funnet tegn til forstyrrelse på den innerste stasjon.

Med hensyn til den videre overvåking av fjorden foreslås analyse av PAH, fluorid og tungmetaller i vann og indikator-organismer. En repetisjon av undersøkelsen av plante- og dyrelivet på grunt vann anbefales, likeledes en undersøkelse av de svevende partiklers kjemi og bunnsedimentenes kjemi. De to siste undersøkelser utføres med 5 års mellomrom.

1. SUMMARY

Investigations were carried out in Vefsnfjorden during the period May 1978 - May 1980 to find possible deleterious effects of wastes from Mosjøen Aluminiumverk and to get a better understanding of water exchange and the general environmental conditions for plant- and animal life in the fjord.

Salinity, temperature and secchi depth were measured every two weeks at several stations down to 50 m. Nutrients, suspended solids and fluorine were analyzed in fjord water, river water and waste-water several times during summer and winter.

The geochemistry of suspended particles (retained on 0.4 μ nuclepore filter) and bottom sediments sampled by corer was studied August 1978. At the same time water samples and samples of plants and animals were obtained for PAH analysis (PAH = polycyclic aromatic hydrocarbons . This group of persistent organic compounds, of which some have carcinogenic properties arise from the electrode material of the smelters and follows the scrubber water to the fjord). At the same time the plant- and animal life in shallow waters and the soft bottom fauna in the depths were investigated.

Particularly during periods of high freshwater discharge from the rivers (mainly Vefsna) a distinct stratification developed in the upper water masses. A brackish water layer (down to 5^o/oo salinity) of 2-5 m depth spread out on the underlying water and was carried way out to the entrance of the fjord (Sørnes) before further mixing with seawater took place. The flushing time at high river discharge was between 2-3 days. At low river discharge the mixing processes mainly occurred in the innermost part of the fjord. The average flushing time for the intermediate layer (5-30 m) during the observed years, was about one month, varying from 25-60 days.

From fluorine analyzes one can trace how the scrubber water mixes into the brackish surface layer and is further transported and mixed together with this water mass.

From observation of the aluminium content of suspended particles, it appears that at least part of the sludge discharged at 120 m depth may rise to 80-30 m depth.

In the brackish surface layer of the fjord, increased concentrations of PAH, aluminium and fluorine were found. Occasionally cyanide was found in the innermost part of the fjord, and in the seawater source of Mosjøen Aluminiumverk. The content of nutrients and suspended solids is considered normal.

The bottom sediments contained fluor above the natural level only in the innermost part of the fjord. The PAH-content was high in the innermost part of the fjord (36 ppm) but rapidly decreased outwards. The mercury content of the bottom sediments was relatively high all over, highest in the surface sediment in the middle of the fjord (3.7 ppm). The annual sediment deposition was determined by the Pb-210 method to be 2,0 mm in the innermost part and 1.7 mm in the central part of the fjord.

Shallow water plants and animals, especially horse mussel and edible mussel, accumulated PAH to high levels (up to 67 and 360 ppm dry weight, respectively). Increased levels were even found 25-50 km from the source. Though little information is available, hazard to mussel consumers is considered a possibility. Direct toxic effects on organisms in the fjord have not been found. Only the innermost station showed signs of disturbance of the shallow water community.

Generally, the soft bottom fauna of deep waters seemed unaffected by pollution. Only at the innermost sampling point, in the vicinity of the sludge outfall, signs of disturbance were found. As to the shallow water merely the innermost station showed any observable degree of disturbance.

As to further monitoring of the fjord, analysis of PAH, fluoride and heavy metals in water and organisms is proposed. A repetition of the investigations of plants and animals in the shallows, and the geo-chemistry of suspended solids and bottom sediments also is recommended. The two last investigations need only be carried out each fifth year.

2. INNLEDNING

INTRODUCTION

Etter at Mosjøen Aluminiumverk startet sin produksjon ved Vefsnfjorden har det vært utført flere undersøkelser i fjorden og nedre del av Vefsna. Det har tidligere ikke vært registrert noen større skadevirkning på dyrelivet i dypet (Soot-Ryen 1955), mens fluor ifølge Sømme (1956) tidligere måtte anses som et problem for fisk i elveutløpet. Dette problem ble løst ved en gjenvinningsprosess.

Ved starten av nærværende resipientundersøkelse hadde Aluminiumverket gjenvinnings- og renseprosesser for avfall, slik at de totale avfallsmengder (slam, avløpsvann (se kap. 3)), til elva og fjorden var begrenset. Tjærestoffer (PAH) i gassvaskevann fra rensing av ovngass og ovnshallatmosfære kunne imidlertid gi mulige ulemper (kap. 8). Mye av denne undersøkelsen har derfor dreid seg om PAH-problemet.

Alt i alt har undersøkelsen tatt sikte på:

- 1) - Gi kjennskap til sjiktning og vannutskiftning i de øvre vannlag av Vefsnfjorden, spesielt i tilknytning til ferskvannstilførslene.
- 2) - Gi en karakteristikk av spredning og akkumulering av avfall i fjorden.
- 3) - Påvise akkumulering og eventuelle effekter av forurensning på utvalgte dyre- og plantesamfunn i fjorden.
- 4) - Gi opplysning - basert på vannkvalitetskriterier - om mulige skadeeffekter av de enkelte forurensningskomponenter.
- 5) - På bakgrunn av de beregnede forurensningstilførsler og resipientundersøkelsen, foreslå et overvåkingsprogram for Vefsnfjorden.

3. UTSLIPPSFORHOLD

WASTEWATER DISCHARGE

ved Lars Kirkerud

En oversikt over avløpene fra Mosjøen Aluminiumverk til Vefsna og Vefsnfjorden basert på opplysninger fra bedriften er vist på fig. 3.1. Sammensetningen fremgår av tabell 3.1, som er basert på analyser 2 ganger pr år ved Mosjøen Aluminiumverk/SINTEF.

Avløpsvannet fra pyrohydrolyseanlegget (C) er ikke analysert rutinemessig. Ifølge utslippssøknaden vil det ha et totalt tørrstoff-innhold på ca 7800 mg/l, hovedsakelig natrium og aluminiumsalter.

Ut fra opplysningene om mengde og sammensetning av de forskjellige avløp, vil gassvaskevannet være den største kilden til suspendert stoff, fluorid og aluminium. Når det gjelder cyanid, ammonium, fenol og PAH, er opplysningene mangelfulle, men gassvaskevannet, med et totalt PAH-innhold på ca. 0.1-1 mg/l (se kap. 8) er den presumptivt viktigste kilde til PAH. Utslipp fra annen industri samt kommunale utslipp er ikke vurdert.

Tab. 3.1 Sammensetningen av avløpsvann analysert vår og høst 1977-1980, snitt og variasjonsområde. NA = ikke analysert.
Composition of wastewater analyzed in the spring and autumn from 1977 to 1980, mean and range. NA = not analyzed.

Parameter Kilde	pH	Susp.stoff mg/l	Al **** mg/l	F mg/l	CN total mg/l	Fenol mg/l	NH ₃ mg/l	P total mg/l
A	6.8 5.9-7.4	27.4 6.3-85	1.6 0.1-4	15.7 7.9-26	<0.01-0.3	<0.01-0.3	0.9 <0.05-2.4	0.16 <0.01-0.4
B	7.4 7.1-8.3	87 41-280	14.3 6.2-29	69 11-333	NA	NA	NA	0.16 <0.01-0.55
D**	11.9 11.4-12.9	18700 1500-6500	448 40-1120	8210 2870-20100	241 2.8-700	0.28 0.01-0.6 (1610)*	332 105-520 (0.2)*	NA
E	6.9 6.0-7.8	6643 1530-14850	469 114-1260	1448 539-2720	NA	0.11*** 0.1-0.14	NA	NA

* Utelatt fra snittet
Not represented in the mean

** Ikke analysert høsten 1980
Not analyzed in the autumn 1980

*** Mindre antall analyser
Reduced number of samples

**** Løselig ved pH 2
Soluble at pH 2

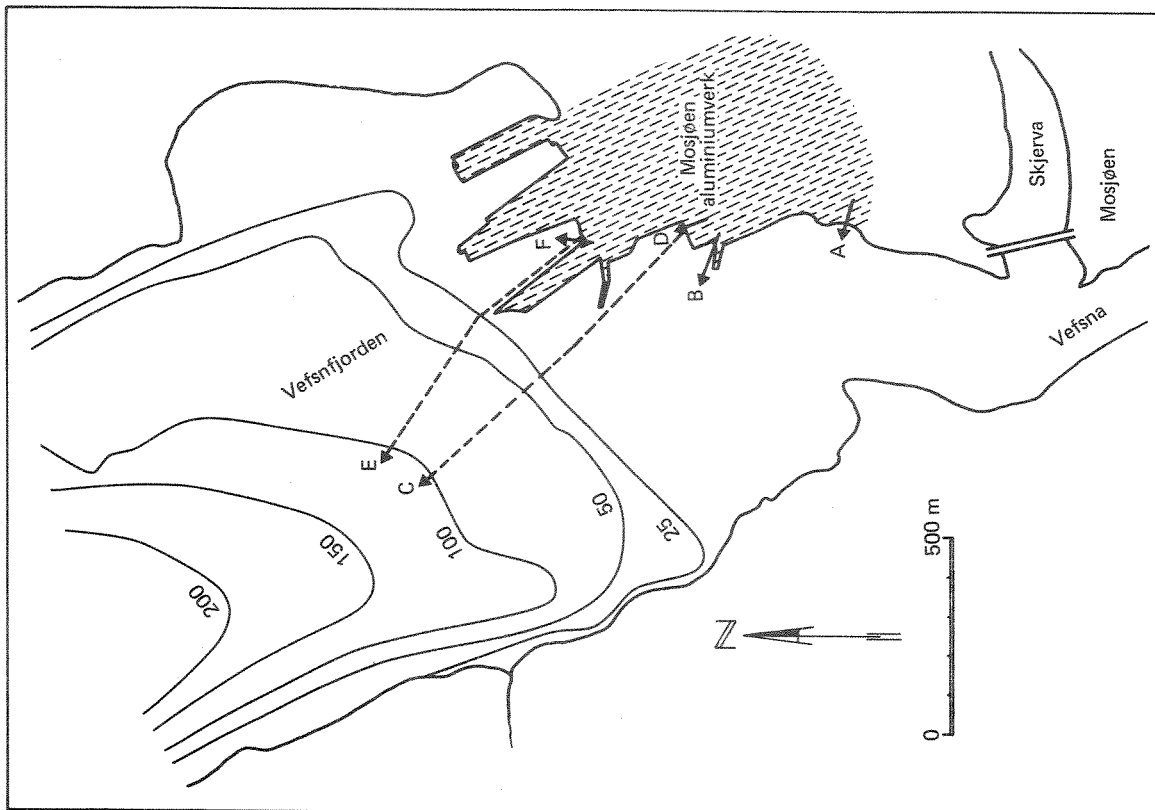


Fig. 3.1 Avløpsvann fra Mosjøen Aluminiumverk.
Wastewater discharge from Mosjøen Aluminiumverk.

- A :** Hallgassvaskevann, $2.5 \text{ m}^3/\text{s}$, overflateutslipp
Scrubber water, $2.5 \text{ m}^3/\text{sec}$, surface discharge
- B :** Hovedkloakk, $0.12 \text{ m}^3/\text{s}$, utslippsdyp 1.5 m
Main sewage, $0.12 \text{ m}^3/\text{sec}$, discharged at 1.5 m
- C :** Slam, pyrohydrolyse, 13 l/s, utslippsdyp 120 m
Waste from pyrohydrolysis, 13 l/sec, discharged at 120 m
- D :** Avløp fra katoderiving, 0.05 l/s, overflateutslipp
Wastewater from breaking used kathodes, 0.05 l/sec, surface discharge
- E :** Slam, dorrannlegg, 4.2 l/s, utslippsdyp 120 m
Sludge, dorr plant, 4.2 l/sec, discharged at 120 m
- F :** Sjøvannsinntak for gassvasking, ca. 5 m dyp
Seawater source for scrubber water, ca. 5 m depth

4. TOPOGRAFI OG FERSKVANNSTILFØRSLER
TOPOGRAPHY AND FRESHWATER DISCHARGE

ved Jan Magnusson

4.1 Topografi

Vefsnfjorden er ca. 40 km lang fra munningen mellom Tjøtta og Rødø til Mosjøen (Fig. 4.1). Den indre delen av fjorden fra Mosjøen til Sørnes er ca. 20 km lang og vel 4 km på det bredeste. Fjordens dyp øker mot Sørnes og er størst sør for Nabben - 450 meter. Ved Sørnes blir fjorden smal, ca. 1000 m bred mellom Sørnes-Nabben, og deler seg opp mot nordøst og sørvest, samtidig som dypet avtar. Mot sørvest er terskeldypet 155 meter. Fjorden blir bredere (ca. 2.5 km) og opphører geografisk i høyde med øyene Tjøtta og Rødø. På denne strekning blir fjorden 230 - 300 meter på det dypeste. Minste terskeldyp ligger øst og vest om Mindland på ca. 100 meter.

I nordøst går Vefsnfjorden over i Sundet, som har en nordlig terskel på ca. 50 meters dyp mellom Dagsvik og Sundhammeren. Sundet er 300 meter bredt. Deretter utvider Sundet seg mot Leirfjorden, som strekker seg mot nordøst - sydvest. Leirfjorden er 340 meter på det dypeste, og munner ut i Ulvangen - Alsfjorden ved Sandnessjøen. Fjorden har en terskel på ca. 80 meter og er på det smaleste ca. 700 meter.

Området innenfor Sørnes-Nabben kaller vi Indre Vefsnfjorden, eller kun Vefsnfjorden. Den har et overflateareal på 50.89 km². Figur 4.1 og Tabell 4.1 viser arealene på de forskjellige deler av Indre Vefsnfjorden.

Tabell 4.1 Overflatearealer Indre Vefsnfjorden og Sundet
Areas in Vefsn and Sundet

OMRÅDE	AREAL x 10 ⁶ m ²
Vefsna (Nyrud - Mosjøen lykt)	0.95
Mosjøen lykt - Alterneset	6.84
Alterneset - Digermulen	24.80
Digermulen - Sørnes	18.30
Indre Vefsnfjorden	50.89
Sundet	8.20

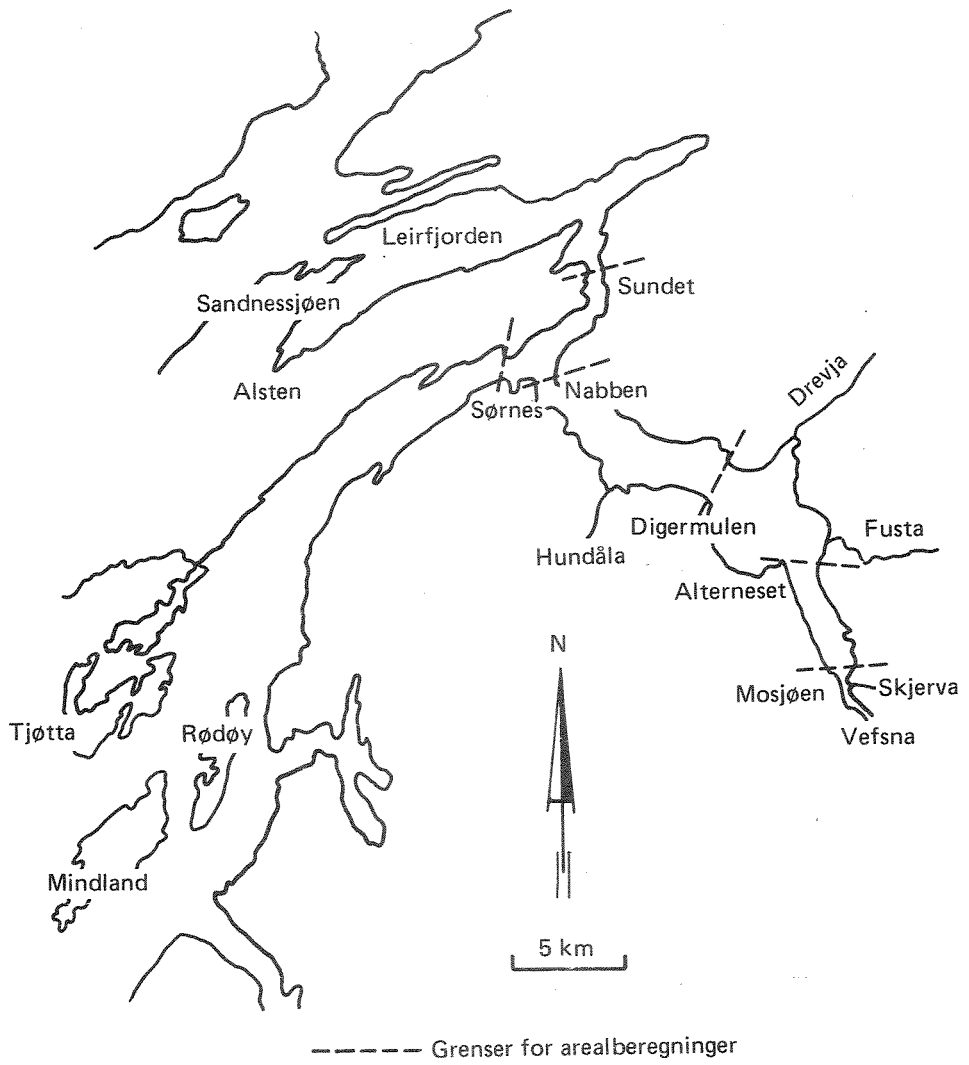


Fig. 4.1 Vefsnfjorden med grenser for arealberegning
The Vefsnfjord with boundaries for areal estimations

4.2 Ferskvannstilførsler

Ferskvannstilførselen domineres av to større elver (Vefsna og Fusta) samt tre mindre (Drevja, Skjerva og Hundåla). Tilsammen har disse vassdrag et nedbørfelt på ca. 4.900 km². Til dette kommer de mindre vassdragene med utløp i Vefsnfjorden. Selve Vefsnfjorden har en 50 km² flate, dvs. omkring 1% av det totale nedbørfeltet. Fjorden sammen med de mindre vassdragene overstiger trolig ikke 2% av nedbørfeltet, og kan derfor neglisjeres i en vannbalanse. Vi anslår derfor nedbørfeltet til Vefsnfjorden til å være ca. 5.100 km² (Tabell 4.2).

Vefsna er den største elva i fjordens nedbørsfelt. Vannmerket ved Laksfors gir vannføringen for 89% av Vefsnas nedbørsfelt eller 3.647 km². Det midlere årlige avløp i perioden 1910 - 1950 var ca. 42 l per sek. og km².

Det mangler vannføringsdata fra Vefsnas utløp i fjorden ved Mosjøen, men denne vannføring kan allikevel estimeres. Nedbørsfeltet nedenfor Laksfors er ca. 12% av Vefsnas totale nedbørsfelt og forutsetter vi samme nedbørsforhold i den nedre delen, vil således en 12% økning av vannføringen ved Laksfors gi vannføringen ved Mosjøen. Imidlertid er nedbøren større i nedre delen av Vefsnas felt. Ifølge hydrologisk oversiktskart er nedbøren 60 l per. sek. og km². Dette skulle gi en vannføringsøkning fra Laksfors til utløpet ved Mosjøen på ca. 18%.

De øvrige vassdragenes størrelse fremgår av tabell 4.2. De utgjør til sammen ca. 25% av total vannføring til Vefsnfjorden. Totalt vil således Vefsnfjorden ha et nedbørsfelt på ca. 5.100 km² med en årlig midlere ferskvannstilførsel på ca. 245 m³/s. Vannføringen ved Laksfors er 154 m³/s, dvs. vel 60% av totalvannføringen og Vefsnas vannføring ved Mosjøen er vel 75% av totaltilførselen. Hvis vannføringen i Fusta legges til Vefsna blir dette nesten 90% av fjordens ferskvannstilførsler.

I denne rapport er vannføringsdata ved Laksfors brukt som Vefsnas vannføring, hvis ikke annet er påpekt.

Tabell 4.2 Vefsnfjordens nedbørfelt samt midlere årlige avløp
Catchment area and yearly average runoff

VASSDRAG	Nedbørfelt km ²	Midlere årlig avløp 1910-50		REFERANSE
		l/s·km ²	m ³ /s.	
Vefsna over Laksfoss	3 647	42	154	1 b.
Vefsna nedenfor Laksfoss	462	60	28	1 a. Beregnet etter hydrologisk oversikts- kart.
Vefsna	4 109	45	185	Opplysning fra NVE
Fusta	520	62	32	1 b.
Drevja	178	65	12	Aschehoug og Gyldendal Store Norske leksikon (1979) samt hydrologisk oversiktskart (1 b.)
Skjerva	106	60	6	1 a. Beregnet etter hydrologisk oversikts- kart.
Hundåla	83	70	6	1 a. Beregnet etter hydrologisk oversikts- kart
Vefsnfjorden	50	65	3	1 a. Beregnet etter hydrologisk oversikts- kart
Antatt størrelse på småbekker m.m.	50	65	3	
Totalt	5 096	-	247	

1 a.: Hydrologiske undersøkelser i Norge, Norges Vassdrags- og Elektrisi-
tetsvesen, Oslo 1958,

1 b.: do. Oslo 1968.

4.3 Ferskvannstilførselen 1978-79

Figur 4.2 viser ferskvannstilførselen i Vefsna 1978-79 etter vannføringsmålinger i Laksfors. Figur 4.3 viser den midlere vannføringen pr. måned 1978-79 sammenlignet med normal vannføring beregnet over perioden 1953-1979. For 1978 var månedsmiddelvannføringen gjennomgående noe lavere enn normalt vinterstid, med normal vårflom og lavere enn normalt i juli til august. I oktober og november er vannføringen større enn normalt.

I 1979 er månedsmiddelvannføringen nær normalvannføringen.

Avvikene fra normalvannføringen er innenfor maksimalt og minimalt månedsmiddel. De største avvik ligger i 1978 i november, hvor vannføringen er meget større enn normalt, og i juli-august da vannføringen ligger nær minimal vannføring.

Figur 4.2 viser at vannføringen vinterstid stort sett ligger under $50 \text{ m}^3/\text{s}$ i perioden desember april. Vårflommen begynner i mai og varer ut juni og inn i juli. Høstflommen kommer omkring oktober måned, men den er vanligvis betydelig mindre enn vårflommen.

På grunnlag av Fig. 4.2 er overskridelseskurven i Fig. 4.4 blitt konstruert. Kurven viser at i 50% av et år er vannføringen under ca. $60 \text{ m}^3/\text{s}$ og at i 10% av året er vannføringen over $350 \text{ m}^3/\text{s}$ i Vefsna (Laksfors). 80% av et år er ferskvannstilførselen ved Laksfors under $200 \text{ m}^3/\text{s}$, dvs. til Vefsna totalt mindre enn $260 \text{ m}^3/\text{s}$ (korrigert prosenttall for andre vassdrag i henhold til kap. 4.2). Det bør observeres at materialet kun baserer seg på to år (1978-79).

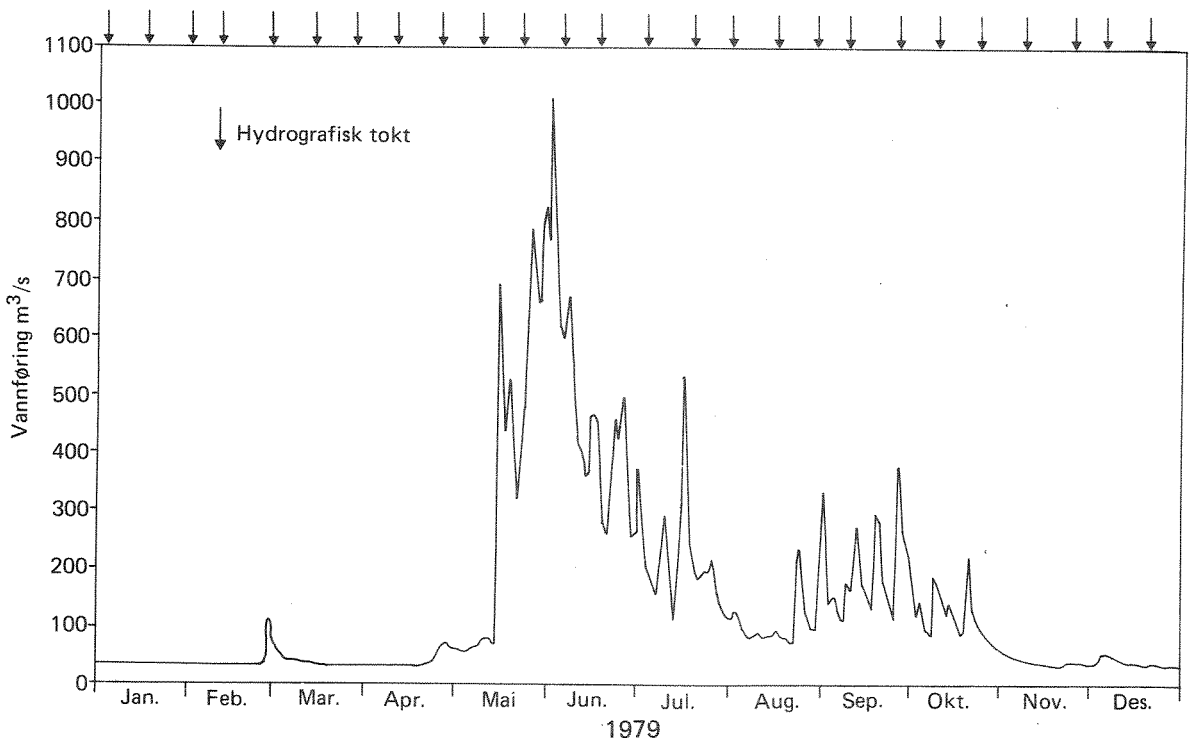
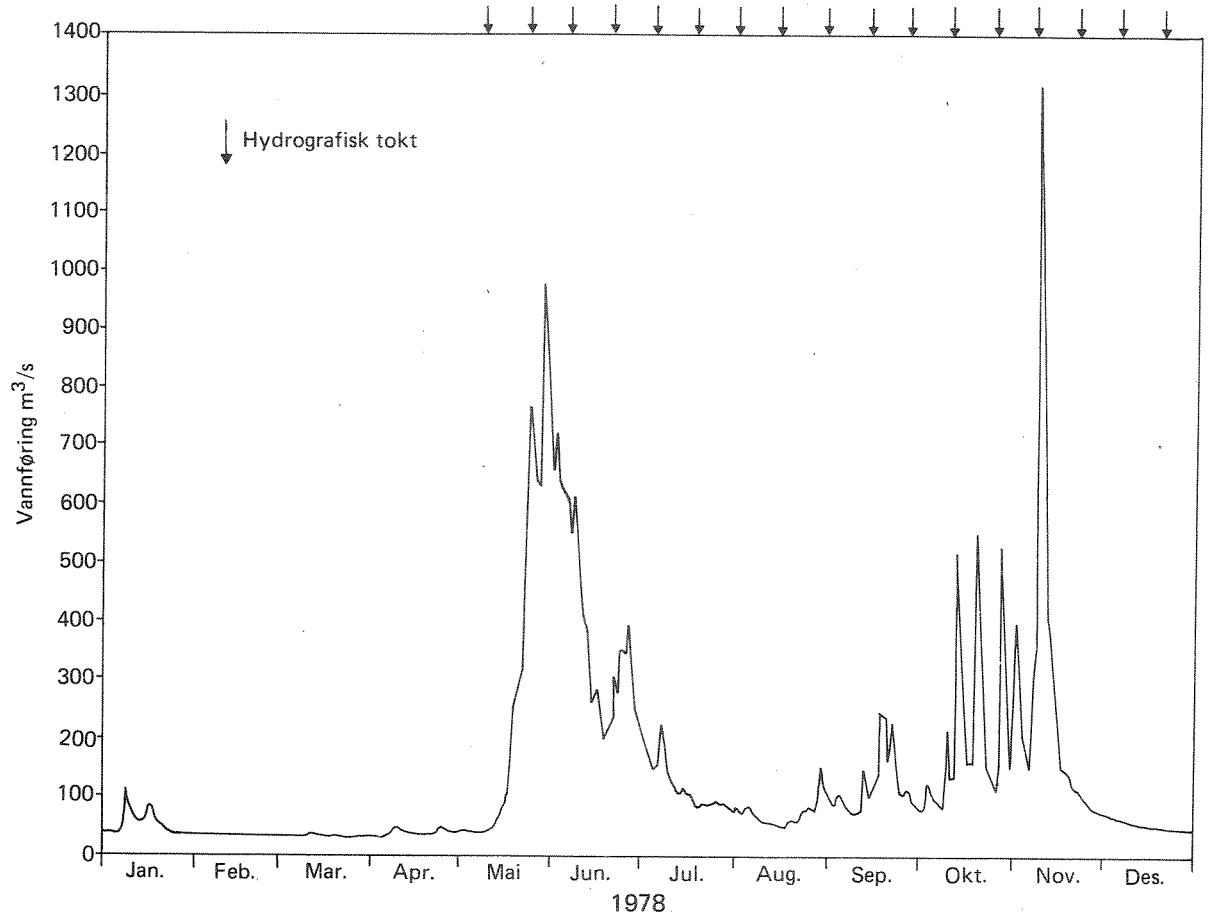


Fig. 4.2 Vannføring i Vefsna ved Laksfors 1978 – 1979 (DATA fra Norges Vassdrags – og Elektrisitetsvesen)

Runoff, Vefsna at Laksfors 1978 – 1979. (Norwegian Water and Electricity Board)

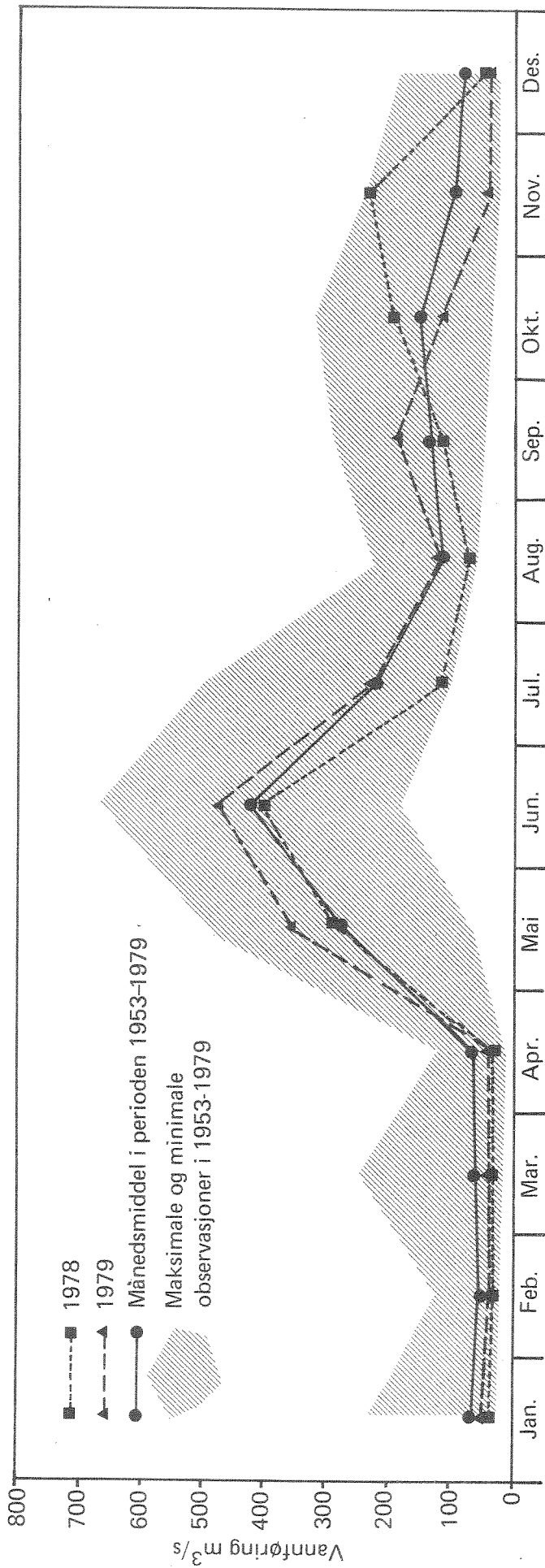


Fig. 4.3 Månedsmiddelvannføring (Laksfors) i 1978 – 79 samt maksimal – minimal månedsmiddelvannføring for perioden 1953 – 79 (DATA fra Norges Vassdrags- og Elektrisitetsvesen)

Monthly average runoff (Laksfors) 1978 – 79 compared with maximum – minimum of monthly average runoff for the period 1953 – 79

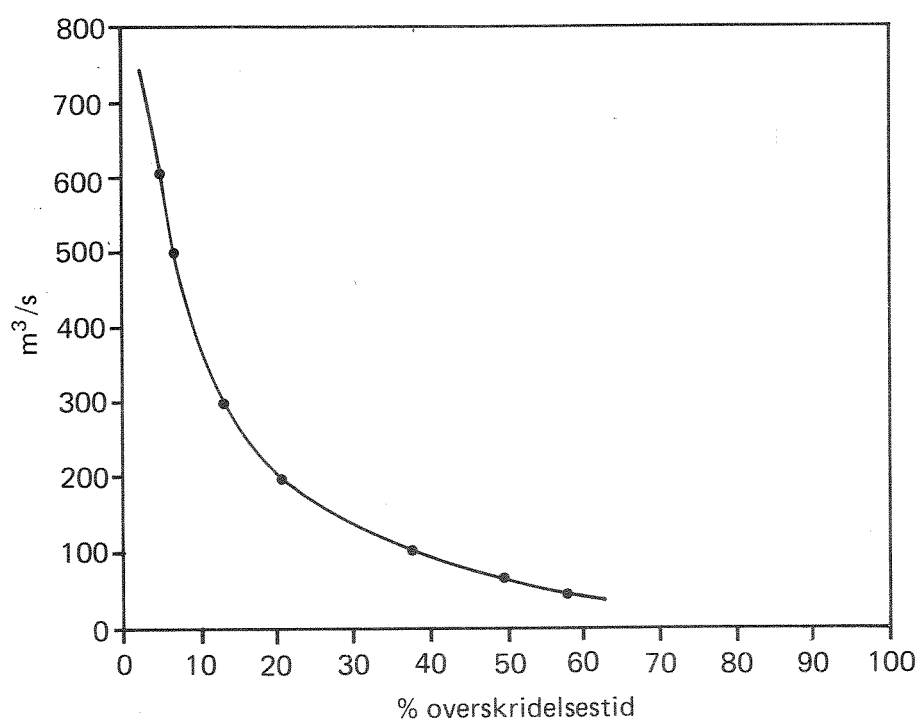


Fig. 4.4 Midlere årlig overskridelseskurve for ferskvannstransporter i Vefsna (Laksfors), basert på data fra 1978 – 79

Mean yearly duration time of the runoff in Vefsna (Laksfors) based on data from 1978 – 79

5. VEFSNFJORDENS HYDROGRAFI

HYDROGRAPHY OF THE VEFSNFJORD

ved Jan Magnusson

Vefsnfjorden er en smal terskelfjord med stor ferskvannstilførsel i sommerhalvåret. Terskeldypet er ca. 100 meter og begrenser vannutskiftningen i de dypere deler av fjorden. Over terskeldypet kan kystvann og fjordvann fritt bevege seg ut og inn fjorden. Drivende krefter til denne vannutskiftningen er variasjoner i tetthetsfeltet i kystområdet (den norske kyststrøm). I de øvre vannlag bidrar også ferskvannstilførselen til vannutskiftningen og sirkulasjonsmønsteret. Med tidevannsamplituder på ca. 1.5 meter vil også dette innvirke på vannutskiftningen.

I dette kapittel beskrives først vannutskiftningen under terskeldypet ut fra resultater i tidligere utførte undersøkelser. Deretter blir vannutskiftningen i mellomlaget og overflatelaget behandlet - spesielt den ferskvannsdrevne sirkulasjonen.

De drivende krefter og mekanismene bak vannutskiftninger som skyldes andre faktorer enn ferskvannstilførselen blir ikke behandlet i denne rapport, men vi håper å få anledning til å komme tilbake til dette (vind og kyststrøm).

5.1 Observasjonsmaterialet

Tidligere hydrografiske undersøkelser i Vefsnfjorden omfatter en hydrografisk-biologisk undersøkelse i 1955 rapportert av T. Soot-Ryen 1955 og strømmålinger (Sælen 1955) utført etter oppdrag av Mosjøen Aluminiumverk. Videre er det utført strømmålinger i Vefsna ved Mosjøen av Bergmann-Paulsen (1961) og Vassdrag og Havnelaboratoriet (Mathiesen 1980) samt strømmålinger i Sundet (Sætre 1975). Fiskeridirektoratets Havforskningsinstitutt har et tokt til Vefsnfjorden i 1975 med observasjoner av temperatur, saltholdighet og oksygen.

I rapporten fra Soot-Ryen ble det brukt hydrografiske data fra 1928, men observatør er ikke nevnt.

I perioden 1978-80 engasjerte NIVA lokale observatører for tokter hver 14. dag. Med start i mai 1978 ble det på 11 stasjoner (Fig. 5.1) observert saltholdighet og temperatur med Salinoterm (Electronic Switchgear) samt siktedyp med secchiskive og åpen vannkikkert. Fra juni 1979 ble antallet stasjoner nedskåret til 6 av de 11 fra 1978, men i tillegg ble to nye stasjoner innført. Dette program ble ført frem til og med mai 1980.

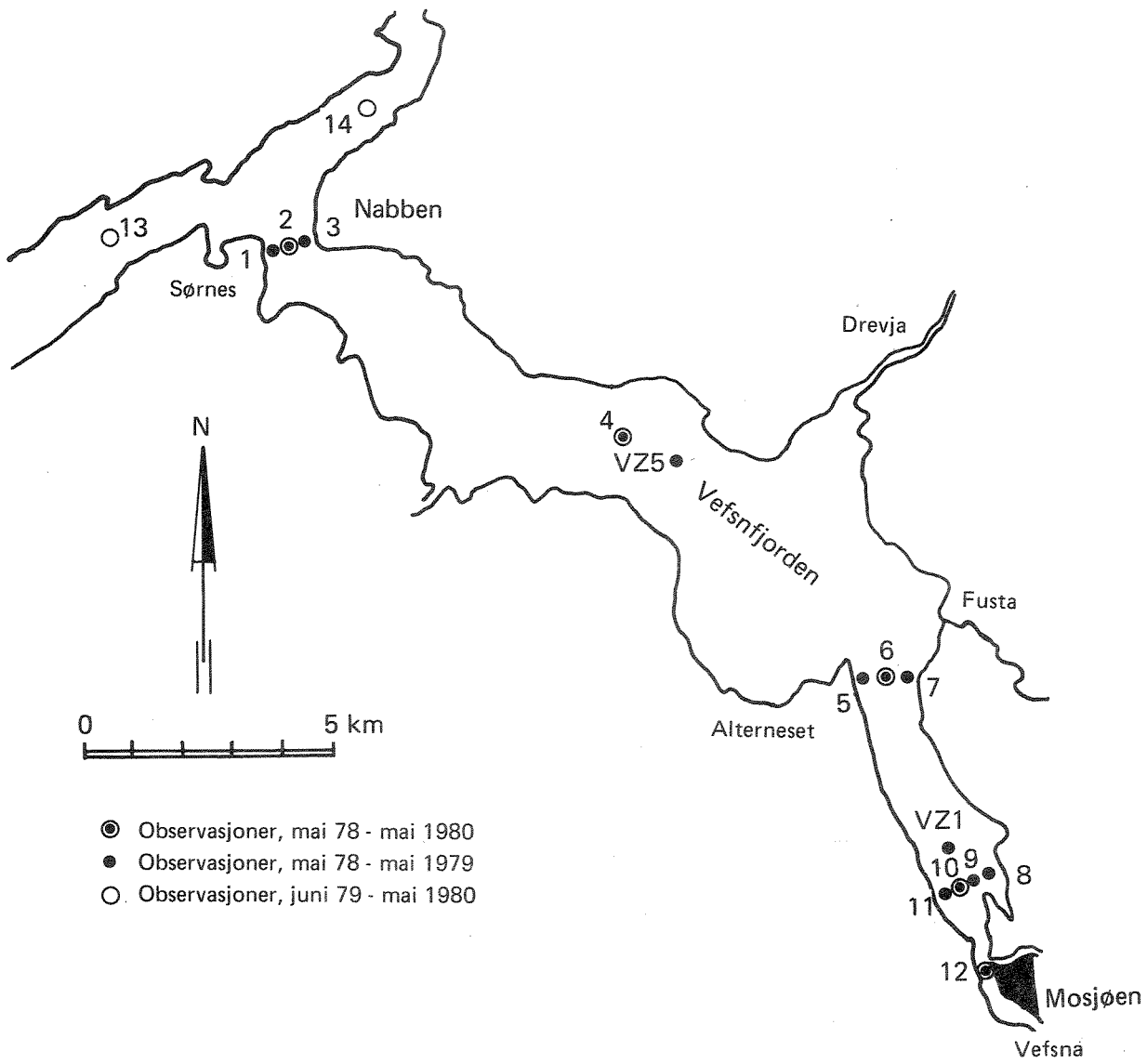


Fig. 5.1 Hydrografiske stasjoner 1978 – 80
Hydrographical stations 1978 – 80

5.2 Dypvannsutskiftningen

Som nevnt i innledningen til dette kapittel vil tersklene mellom kysten/havet og Vefsnfjorden begrense vannutskiftningen for vannmasser som ligger dypere enn terskeldypet på 100 meter. For at nytt vann skal løfte ut "gammelt" dypvann, må tyngre hav- eller kystvann drives opp over terskelnivå.

Tabell 5.1 - 5.3 viser temperatur, saltholdighet og oksygeninnhold i et område i fjorden innenfor Sørnes. Dataene er fra juli 1928, mars og juli 1955 (Soot-Ryen), november 1975 (Havforskningsinstituttet) og august 1978 (NIVA). Dypvannets temperatur under terskeldyp (100 meter) varierte mellom 4.4-5.8°C og saltholdigheten mellom 33.53^o/oo til 34.19^o/oo. Variasjonen viser at det skjer en utskiftning av dypvann, hvilket også fremgår av det høye oksygeninnholdet (4.6-6.2 ml/l).

I perioden mars-juli 1955 har egenvekten (Tabell 5.4) økt på vannet mellom 100 og 200 meters dyp mens den har avtatt i vannmassene under 200 meters dyp. Økningen i egenvekt tyder på en utskiftning av vann. Under 200 meters dyp har saltholdigheten avtatt - på 300 meter fra 34.17 til 33.94^o/oo. At saltholdigheten avtar i dette nivå er en effekt av blandingsmekanismer som gir en netto transport av salt fra dypvann mot overliggende vannmasser med lavere saltholdighet. Denne prosess har Gade (1968) beskrevet for Oslofjorden. Den diffusjonsdrivende kraften kan være tidevann eller vannutskiftninger på høyere nivåer. Salttapet i Vefsnfjorden gir stadig lavere egenvekt på dypvannet og reduserer den tid det tar for at tyngre vann kan trenge ned i fjorden. Saltholdighetsreduksjonen var mellom 0.01-0.05^o/oo pr. 30 døgn, eller ca. 0.12-0.6^o/oo pr. år.

Et dypvann på ca. 34^o/oo vil kunne få sin saltholdighet redusert til 33.4^o/oo i løpet av et år. Dette gjør det sannsynlig med utskiftninger hvert til annet hvert år siden saltholdigheten på vannet over 100 m årlig har verdier høyere enn 33.5^o/oo. Utskiftningstilfellene er mest sannsynlig vinter eller vår da kystvannet i øvrige deler av året kan "blokkere" det tyngre Atlanterhavsvannet (Skreslet og Loeng 1977). Foreliggende datamateriale er altfor spinkelt til å vurdere den egentlige frekvens og størrelse.

Tabell 5.1 Saltholdigheter i Vefsnfjorden. 1928 og 1955 (Soot-Ryen), 1975 (Havforskningsinstituttet) og 1978. Stasjonene ligger alle i et område sør for Nabben.

Salinity in the Vefsnfjord, south of Nabben

DYP	27.7.28 (St. 9) S ^o /oo	8.3.55 (St.9) S ^o /oo	24.7.55 (St.10) S ^o /oo	8.11.75 (St. 706) S o/oo	21.8.78 (St. 2) S o/oo
0	1.19	31.44	2.06	15.86	31.36
2	5.75				
5	30.34		23.36		31.757
10	31.85	32.87	29.88	30.528	
12					33.28
20	-	33.18		31.303	33.570
25	33.04		33.665		
30		33.42		31.872	
50	33.25	33.67	33.797	32.436	33.839
75	33.61	33.72	33.891	32.317	
100	33.82	33.77	33.899	33.528	33.984
125		33.80		33.723	
150		33.81	33.899	33.775	
200		33.96	33.897	33.810	34.019
250	33.88	34.13		33.913	
300		34.17	33.944	34.058	
350					34.019
400	33.96	34.16		34.061	
435		34.17			
450			34.083	34.085	

Tabell 5.2 Temperaturer i Vefsønfjorden ($^{\circ}\text{C}$) 1928 og 1955 (Soot-Ryen), 1975 (Havforskningsinstituttet) og 1978. Stasjonene ligger alle i et område sør for Nabben.

*Temperature in the Vefsønfjord
south of Nabben*

DYP (m)	27.7.28 (St. 9) $^{\circ}\text{C}$	8.3.55 (St. 9) $^{\circ}\text{C}$	24.7.55 (St. 10) $^{\circ}\text{C}$	8.11.75 (St. 706) $^{\circ}\text{C}$	21.8.78 (St. 2) $^{\circ}\text{C}$
0	11.28	3.35	8.25	5.70	10.46
5	10.01		8.35		9.73
10	9.60	4.30	7.90	8.87	
12					7.49
20		4.55		9.25	6.94
25	9.52		5.11		
30		4.78		9.70	
50	7.49	5.33	5.16	10.00	5.52
75	5.26	5.15	5.34	9.23	
100	5.05	5.06	5.20	6.36	5.01
125		5.13		5.80	
150		5.14	4.91	5.60	
200		5.34	4.88	5.36	4.78
250	4.98	5.33		5.46	
300		5.19	5.02	5.24	
350					4.44
400	4.46	5.00		5.82	
435		4.92			
450			5.03	4.82	

Tabell 5.3 Oksygeninnhold (ml/l) i Vefsnfjorden 1955 (Soot-Ryen), 1975 (Havforskningsinstituttet) og 1978. Stasjonene ligger alle i et område sør for Nabben.

Oxygen (ml/l) in the Vefsnfjord, south of Nabben.

DYP (m)	24.7.55 (St.10) O ₂ ml/l	8.11.75 (St.706) ml/l	21.8.78 (St. 2) ml/l
0	7.63	7.71	6.56
5	7.24		6.66
10	7.39	6.49	
12			6.62
20		6.45	6.35
25	6.28		
30		6.26	
50	6.10	6.01	6.00
75	5.83	6.09	
100	5.90	6.17	5.93
125		6.18	
150		6.18	
200	6.10	6.09	5.93
250		5.91	
300	5.90	5.40	
350			5.90
400		4.92	5.80 ^{x)}
450	5.33	4.63	

^{x)} Fra inntilliggende stasjon VZ5.

Tabell 5.4 Sigma-t (egenvekten) i Vefsnfjorden
mars-juli 1955 (Soot-Ryen). Stasjonene
ligger sør for Nabben.

Density (σ_t) in the Vefsnfjord, south of Nabben.

DYP (m)	8.3.55 St.9 σ_t	24.7.55 St.10 σ_t
0	25.04	1.51
5		18.15
10	26.09	23.29
20	26.31	
25		26.63
30	26.47	
50	26.61	26.723
75	26.66	26.784
100	26.72	26.799
125	26.73	
150	26.74	26.833
200	26.83	26.835
250	26.97	
300	27.02	26.854
350		
400	27.03	
435	27.05	
450		26.965

5.3 Vannutskiftningen i mellom-lagene: 50-100 meters dyp

Vannutskiftningen over terskeldyp er en funksjon av forandringer i kystvannmassene. Observasjonene i Tabell 5.1 - 5.4 viser store variasjoner som tyder på at utskiftninger er vanlige. Foreliggende observasjoner er imidlertid ikke nok til å bedømme utskiftningen i dette vannlag nøyere. Det er trolig at utskiftning kan skje minst et par ganger pr. år.

5.4 Overflatelaget ned til 50 meters dyp

Figur 5.2 viser saltholdighets- og temperaturvariasjoner 1978-80 for stasjon 2 ved Sørnes, og Fig. 5.3 viser saltholdighetsvariasjonene ved st. 10 og 4. De større variasjonene gikk igjen på samtlige stasjoner, men med forskjeller i nivå og fase. Generelt lå isolinjene høyere ved st. 10.

Det var store årlige variasjoner i sjiktningen. De største bevegelser forekom i september 1978, desember 1978, januar 1979, februar 1979, november-desember 1979, januar 1980, februar 1980 og april 1980. Saltholdigheten varierte mellom 32 og 34.5‰ hvis vi ser bort fra brakkvannslaget. Temperaturvariasjonen lå innenfor 6°C mellom 20 og 50 meter (3-9°C). Over 20 meter kunne temperaturen sommerstid bli bort i mot 14-15°C, mens den på 5 meters dyp ikke overskred 12°C.

Vannutskiftningen mellom 5 og 30 meters dyp kan grovt beregnes ved å se på variasjonen i saltholdighet. Svingningene av saltholdighetsflatene kan omreges til volumendring mellom gitte saltholdighetsverdier. En økning av volumet mellom saltholdighetsflatene 33.5 og 34 betyr altså en innstrømming av vann. Vi ser herved bort fra muligheten for blanding av vannmasser. Ved å sette nedre grense ved 30 meter vil vertikale svingninger over dette dyp fremstå som vannutskiftning mellom 5-30 meter. Dette vil gi en for høy utskiftning og en lavere oppholdstid på vannmassen enn den reelle oppholdstiden. Metoden gir allikevel en oppfatning av vannutskiftningens størrelse da de større hydrografiske forandringer går over hele vannmassen ned til det dypeste observasjonspunktet ved 50 meters dyp.

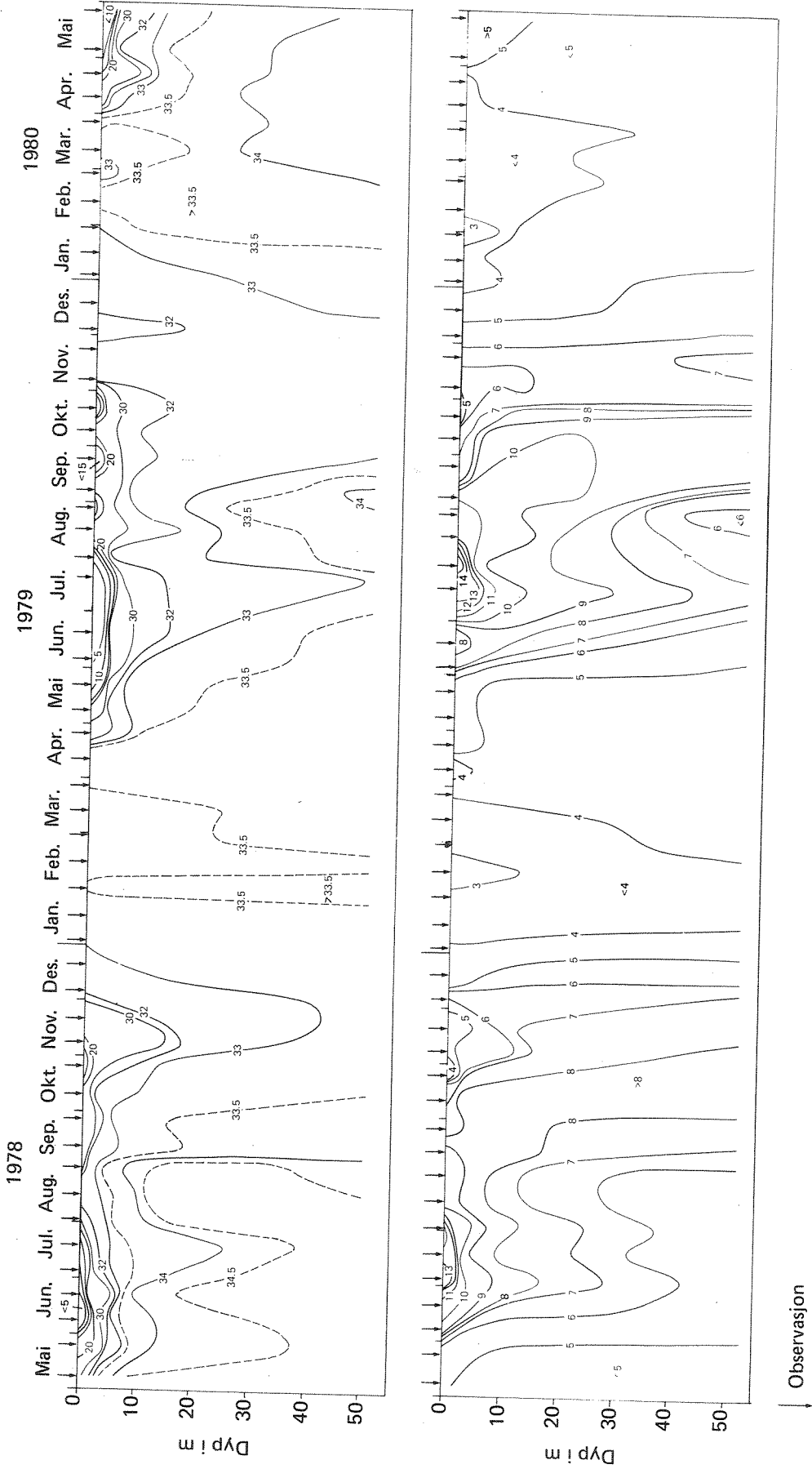


Fig. 5.2 Saltholdighets- (øverst) og temperaturvariasjoner mai -80 ved stasjon 2
Salinity (upper) and temperature variations May - 78 - May -80 at station 2. Vefsnfjord

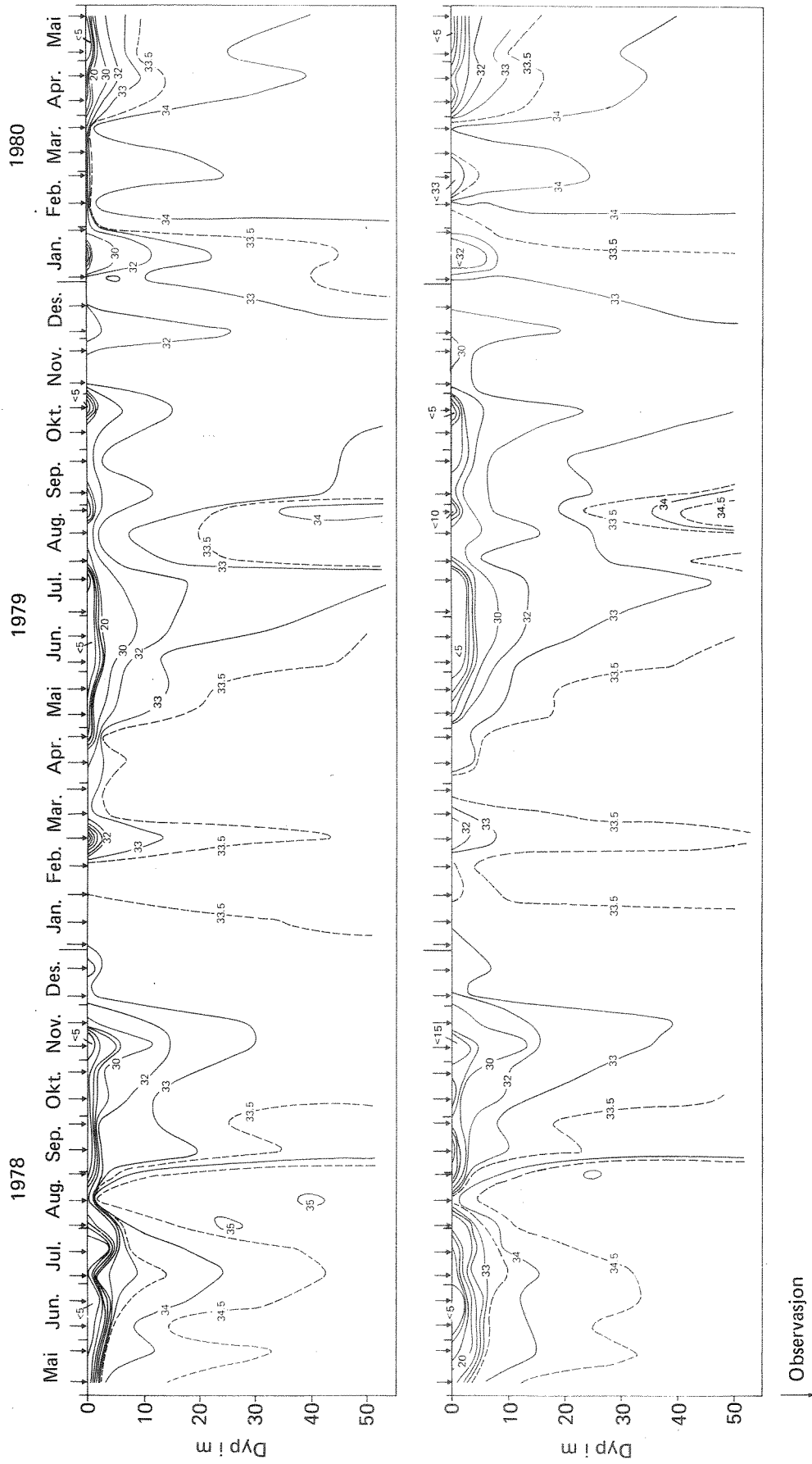


Fig. 5.3 Saltholdighetsvariasjoner mai 1978 — mai 1980 ved stasjon 10 (øverst) og stasjon 4 i Vefsnfjorden
Salinity variations May -78 — May -80 at stations 10 (upper) and 4 in Vefsnfjord

Transporten (Q) i 5-30 meters dyp er beregnet med data fra st. 4 som ligger nesten midt i Vefsnfjorden (Fig. 5.1 og 5.3) etter

$$V_{ti} = \int_{Z_i}^{Z_{i+1}} A dz$$

V_{ti} = Volumet ved tidspunkt t mellom dypene Z_i og Z_{i+1}

Z_i = dyp med saltholdighet S_i (‰)

Z_{i+1} = dyp med saltholdighet S_{i+1} (‰)

A = fjordareal ved dyp Z

t = tid

Følgende saltholdighetsintervall er brukt: 30-32, 32-33, 33-33.5, 33.5-34, 34-34.5 og > 34.5 ‰.

Transporten Q_i oppnås som den positive volumforandringen mellom to påfølgende tokt:

$$Q_i = \frac{1}{t_2 - t_1} (V_{t_1 i} - V_{t_2 i})$$

Den totale transporten (Q) i intervallet 5 - 30 m dyp blir summen av de positive transporter for hvert integrasjonsintervall.

Resultatet vises i Fig. 5.4 hvor transporten (Q) mellom toktene i 1978-80 er beregnet.

Figuren viser at variasjonen over året er stor med høye transporter vinters-tid og mindre transporter fra april-mai til oktober-november.

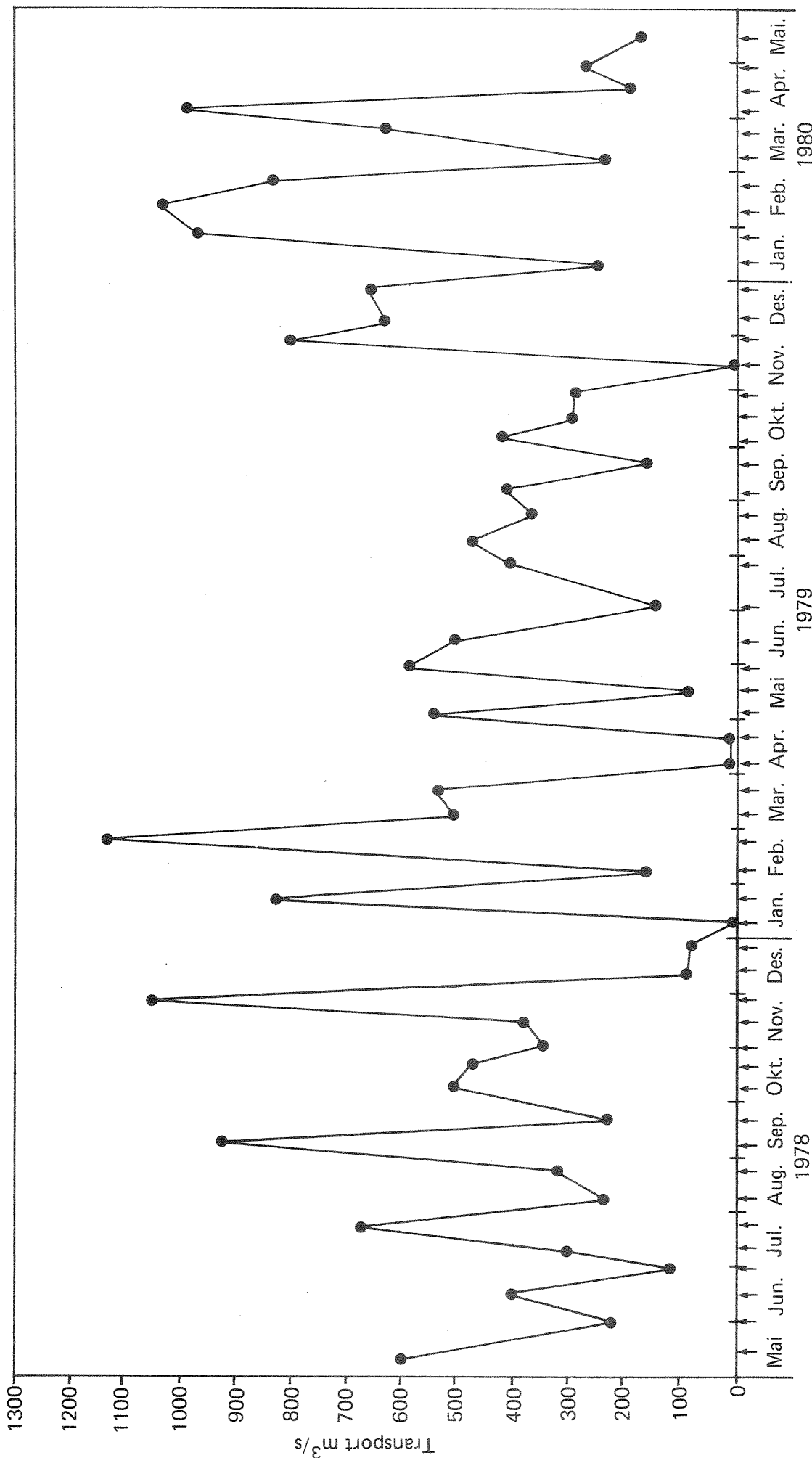


Fig. 5.4 Beregnet transport m^3/s i dybdeintervallet 5-30 meter etter hydrografiske observasjoner mai 1978 - mai 1980
Computed transport (m^3/s) between 5-30 metres depth after hydrographical observations May -78 - May -80

Oppholdstiden (T) på vannmassen er beregnet ved å bruke 3 måneders middelverdi for transporten. Den er definert som $T = \frac{V}{Q}$, hvor V er volumet av vannmassen mellom 5-30 meters dyp. Den korteste oppholdstiden var i perioden februar-april med 25 døgn, og den lengste oppholdstiden i august-oktober på 60 døgn. Den midlere oppholdstiden ligger omkring 34 døgn.

Den drivende kraften bak vannutskiftningen i de forskjellige vannlag er ikke nærmere studert på grunnlag av det innsamlede materialet, men både den lokale vind liksom vind og vinddrevne variasjoner i kystområdet (den norske kyststrøm) er trolig av avgjørende betydning for de variasjoner i det eksterne tetthetsfelt som forplanter seg inn i Vefsnfjorden.

Kraftige fralandsvinder i området er mest sannsynlige vinterstid og pålandsvinder sommerstid. For Vefsnfjorden kan dette forklare at store transporter skjer vinterstid og noe mindre sommerstid, men det skal også påpekes at sjiktningen er mindre stabil vinterstid og derved vil vindeffekter koblet med små tetthetsforskjeller gi større utslag.

Koblingen mellom vind og vannutskiftning i disse områder er diskutert av Skreslet og Loeng (1977) med bruk av data fra Skjomen. Vannutskiftning i fjorder og vindfeltet i kysten er også beskrevet av Helle (1978).

5.5 Ferskvannets spredning i Vefsnfjorden

5.5.1 Strøm og sjiktning i Vefsnas utløp

I elveutløpet møter ferskvannet det tyngre havvannet. Ferskvannet flyter ut over sjøvannet og vil rive med seg deler av dette sjøvann. Vi får et to-lag transportsystem hvor elvevann og en del sjøvann strømmes ut i et overflatelag og under dette en inngående strøm av sjøvann som skal kompensere ferskvannstapet opp i overflatelaget. Størrelsen på de ulike transporter reguleres av ferskvannstransportens størrelse og de krefter som gir en blanding av sjøvann i ferskvannslaget. Fig. 5.5 viser en strømprofil i utløpet til Vefсна ved en vannføring på ca. 110 m³/s og lavvann. Brakkvannslaget har en midlere hastighet på 48 cm/s og strekker seg til 2.5 meters dyp. Sjøvannet har motsatt transportretning og lavere hastighet (5-10 cm/s).

Transporten i saltvannskilen øker ved stigende tidevann og avtar ved fallende tidevann. Likeså vil en vind som blåser inn mot elva minske sjøvanns- og brakkvannstransportene mens en vind i samme retning som brakkvannstransporten øker både sjø- og brakkvannstransportene. Saltvannslaget vil altså stadig variere sin plass og transport etter vind og tidevann.

Tidevann og vind vil over kortere tidsperioder variere transporten av ferskvann og derved påvirke sjiktningen i fjorden. Imidlertid vil variasjoner av ferskvann over året bestemme sjiktning og strømforhold i nedre Vefсна (observasjoner av strømmen i dette område (stasjon 12 og utover) er utført i detalj av Mathiesen (1980) etter oppdrag fra Mosjøen Aluminiumverk). De hydrografiske målinger i området 1978-79 er vist i Figur 5.6 hvor det utstrømmende overflatelagets dyp og ferskvannsansandelen (f) er avsatt mot ferskvannstilførselen ved Laksfors. (dvs. ca. 18% lavere enn reell vannføring).

Ferskvannsansandelen (f) er definert som:

$$f = \frac{S_2 - S_1}{S_2}$$

hvor S_1 = saltholdigheten i overflatelaget
 S_2 = saltholdigheten i kompensasjonsstrømmen
(Middelen for vannlaget under sprangsjiktet ved st. 12 i elveløpet og for fjordstasjoner i saltholdigheter på 10 meters dyp).

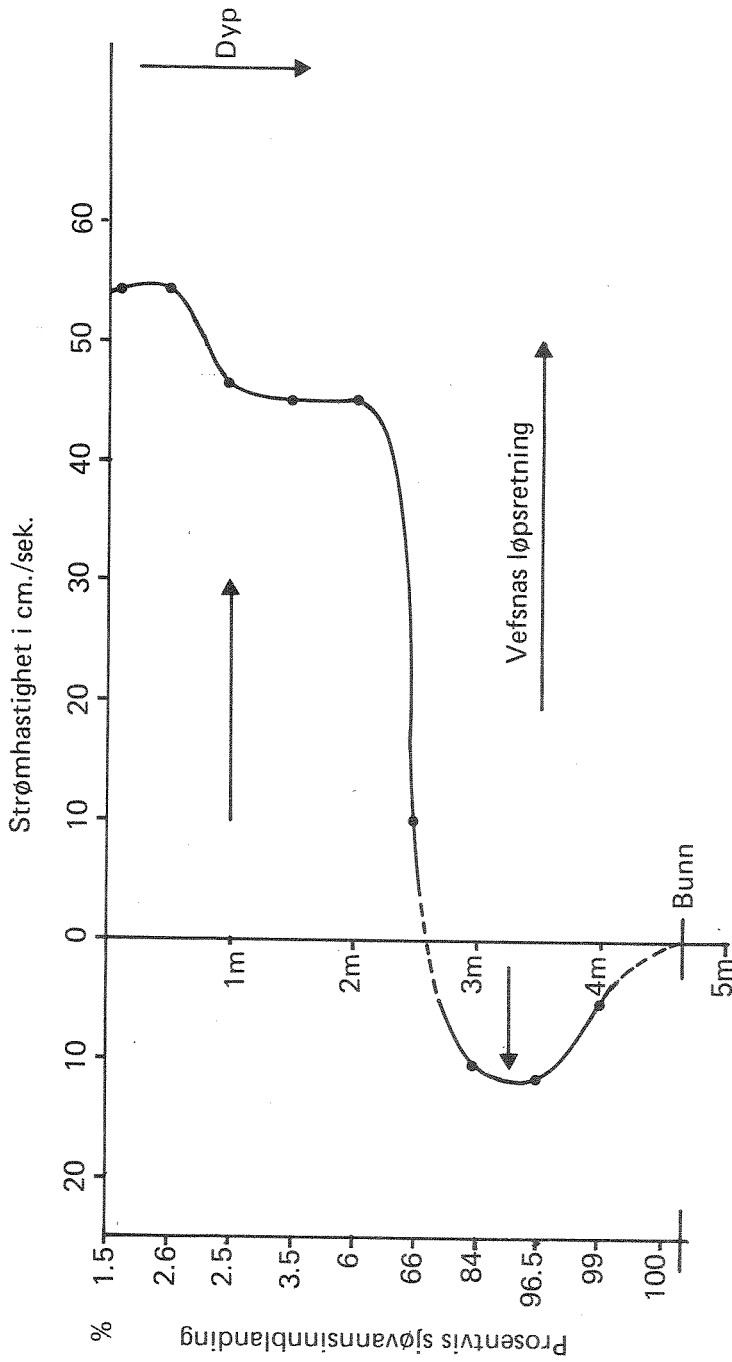


Fig. 5.5 Strømmålinger i Vefsna 4.09.1961 ved vannføring 112 m³/s (lavvann)
(Bergmann — Paulsen 1961)

*Current measurements in Vefsna 4.09.1961 at a discharge of 112 m³/s (low water)
(Bergmann — Paulsen 1961)*

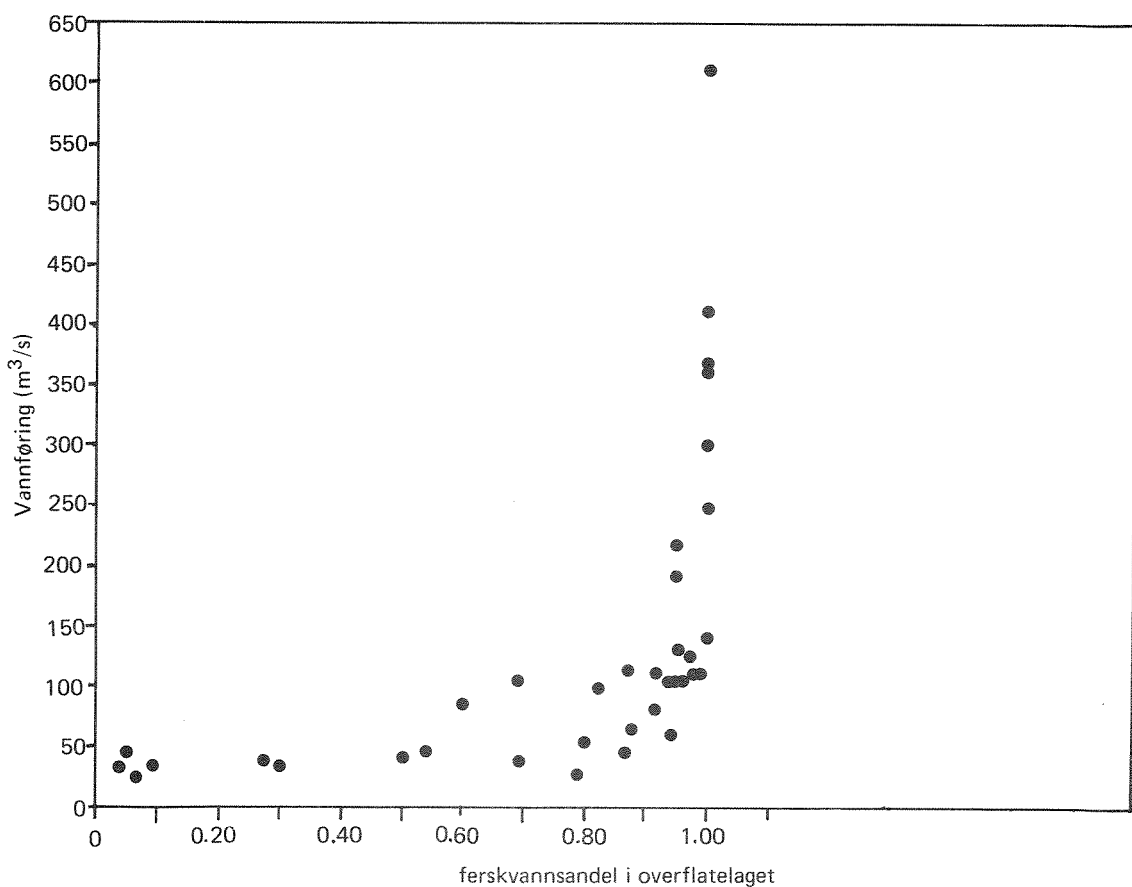
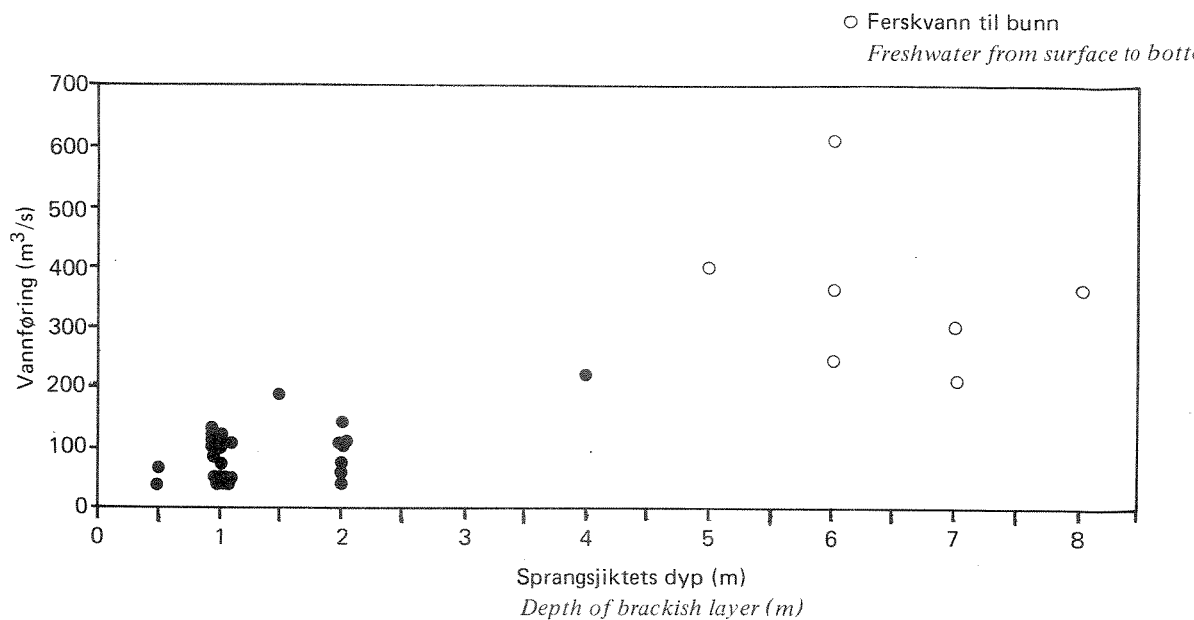


Fig. 5.6 Vannføringen i Vefsna (m^3/s) (Laksfors) samt brakkvannslagetets dyp og ferskvannandel ved stasjon 12. 1978 – 1979
Runoff, Vefsna (m^3/s) (Laksfors), depth of the brackish layer and its freshwater fraction at station 12. 1978 – 1979

Sprangsjiktets dyp (H) er satt til maksimal saltholdighetsgradient, eller i de tilfeller gradienten er vanskelig å avgjøre direkte, bestemt ved å gå til et dyp med en saltholdighet S_H , definert ved

$$S_H = S_1 + 0.75 (S_2 - S_1)$$

Det bør observeres at i dette kapitlet er ikke alltid hele observasjonsmaterialet blitt benyttet i arbeidet med å korrelere ferskvannstilførselen i Vefsna og saltholdigheten over sprangsjiktet samt sprangsjiktets dyp. Ved lav ferskvannstilførsel ($\sim 50 \text{ m}^3/\text{s}$) er det bare brukt noen representative data, ettersom saltholdigheten utenfor nærsonen til elvemunningen er høy og mer avhengig av regionale vanntransporter.

For vannføringer over $200 \text{ m}^3/\text{s}$ vil saltkilen bli trukket tilbake ut mot fjorden og vi får ferskvann fra overflaten til bunn ved stasjon 12. Materialet inneholder et tilfelle da det var to lag ved vannføringer over $200 \text{ m}^3/\text{s}$, men ved dette observasjonstilfellet var det en kraftig og stabil sør-østlig vind (over 5 m/s) som vil gi en større innstrømming av saltvann. Øvrige observasjoner viser alle ferskvann helt til bunn. (Dypet til bunn varierer noe som følge av tidevann og vanskeligheter med å holde salinotermkabelen vertikalt i sterk strøm). Under $200 \text{ m}^3/\text{s}$ i Vefsna har vi alltid en to-lags transport. Saltholdigheten i overflatelaget avtar med økende ferskvannstransporter fra $50\text{-}100 \text{ m}^3/\text{s}$. Over $130 \text{ m}^3/\text{s}$ er overflatelaget nesten helt fritt for sjøvann (0-5% innblanding) og over $240 \text{ m}^3/\text{s}$ er vannet uten sjøvannsinblanding ved stasjon 12. At saltvannskilen forsvinner i nedre Vefsna ved vannføringer over $200 \text{ m}^3/\text{s}$ stemmer godt med lignende konklusjoner av Mathiesen (1980). Den lengste sammenfallende perioden med kun ferskvann på st. 12 er vårflommen, som i 1978 og 1979 varte ca. 45-50 døgn.

Størstedelen av året var nedre delen av Vefsna imidlertid gjenstand for to-vegs transport. I 1978-79 var vannføringen lavere enn $200 \text{ m}^3/\text{s}$ 80% av tiden og lavere enn $50 \text{ m}^3/\text{s}$ 40-50% av tiden. I denne situasjon vil nedre delen av Vefsna ha et sprangsjikt på 1-2 meters dyp og en overflatesaltholdighet mellom $5\text{-}32\text{‰}$ som tilsvarer en saltvannsinblanding fra 10-95%.

5.5.2 Brakkvannsstrømmen mellom Vefsnas utløp og Alterneset

Den utgående overflatestrøm i elven er sterkest i den dypeste delen, dvs. i den østlige delen av elven. Diverse modifiseringer av bunn og strand i den seinere tid har muligens tvunget selve hovedstrømmen noe mot vest. Når brakkvannet når fjorden vil dens fortsatte vei være avhengig av tidevann, vind og jordrotasjonseffekter. Jordrotasjonen medfører preferens hos brakkvannsstrømmen mot høyre i strømmens retning (Coriolis effekt). Imidlertid kan jordrotasjonseffekten primært ha betydning ved meget lave ferskvannstilførsler og i området mellom Alterneset og til en to-tre km fra Sørnes. Forøvrig vil brakkvannet spre seg som en vifte ut fra elvemunningen (plan potensialstrøm). Brakkvannsstrømmen vil svinge mot forskjellige sider, alt etter vind- og tidevannsvariasjoner.

Ut fra observasjoner ved ferskvannstilførsler over $100 \text{ m}^3/\text{s}$ har stasjon 10 og 9 sammenlignet med stasjonene 8 og 11 de klart fleste tilfeller med størst elvevannstransport. Av totalt 28 observasjoner i perioden 8.5.1978 - 22.5.1978 var største brakkvannstransporten ved stasjon 9 og 10 i 21 tilfeller, dvs. 75% av observasjonene.

Tabell 5.5 Vannføring i Vefсна (Laksfors) med saltholdighetsvariasjon og dyp på overflatelaget som middel for stasjonene 8, 9, 10 og 11.

Runoff in Vefсна coupled to approx. surface salinity and depth of the brackish water layer averaged over station 8, 9, 10 and 11.

Vannføring Vefсна m^3/s	Sprangsjiktets dyp	S ‰
> 200	1-3 ^x ,5	5-13
100-200	1-2,5	10-25
< 100	0-4	15-33

^x) En enkelt observasjon av sprangsjiktet på 8 meters dyp i Fig. 5.7 er her utelatt.

Figur 5.7 viser ferskvannsandelen for de fire innerste stasjonene. Den stiplede linjen er trukket skjønsmessig gjennom observasjonene. En nærmere analyse av materialet ville trolig vist at observasjoner i perioder med sterk nordlig vind ligger til venstre for den stiplede linjen, og observasjoner ved svak sydlig vind til høyre. Saltholdighetsvariasjonene i området fremgår av Tabell 5.5.

Oftest vil således saltholdigheten være nærmere 15-33^o/oo i området, men med mulighet for saltholdigheter i en til to måneder under 13^o/oo. Sprangsjiktet i denne perioden vil ligge mellom 1 og 3 meters dyp eller for vannføringer over 400 m³/s over 2 meters dyp.

Ved Alterneset var det meget liten forskjell i overflatesaltholdigheten mellom de tre stasjonene 5, 6 og 7. Stasjon 6 og 7 var mest like. Av totalt 28 observasjoner var største brakkvannstransporten i 57% av tilfellene ved stasjon 7 og den laveste transporten i 50% av observasjonstilfellene ved stasjon 5. Stasjon 6 ligger mellom disse to i brakkvannspåvirkning.

Tab.5.6 og Fig.5.8 viser noen saltholdighetsvariasjoner i overflaten og overflatelagets dyp ved forskjellige vannføringer i Vefsna. I 60% av et år var vannføringen lavere enn 100 m³/s, dvs. saltholdigheten var over ca. 17^o/oo og opp mot ca. 33^o/oo. Kun i 20% av et år var saltholdigheten lavere enn 20^o/oo.

Tabell 5.6 Vannføringen i Vefsna (Laksfors) og omtrentlig saltholdighets- og dypvariasjon på overflatelaget som middel for stasjonene 5, 6 og 7.

Runoff in Vefsna coupled to approximate salinity- and depth of the brackish water layer. Averaged over station 5, 6 and 7.

Vannføring Vefsna (m ³ /s)	Sprangsjiktets dyp (m)	Overflatelagets saltholdighet ^o /oo
> 200	2-3	2-20
100-200	1-2.5	7-20
< 100	0-4	17-33

Saltholdigheter på 5-10^o/oo i overflatelaget (2-3 meter) kan en kun med relativ sikkerhet forutsi ved vannføringer i Vefsna over 300-400 m³/s, dvs. i ca. 10% av året.

5.5.3 Brakkvannsstrømmen ved Sørnes

Mellom Sørnes og Nabben i utløpet til Vefsnfjorden ble det observert saltholdighet på 3 stasjoner tvers over fjorden. Av totalt 28 observasjoner viste 50% av disse ingen større horisontal forskjell i brakkvannstransporten. Stasjon 3 (nærmest Nabben) skiller seg ut med et flertall observasjoner med laveste brakkvannstransport (30% av observasjonene). Således "foretrekker" brakkvannsstrømmen stasjon 1 og 2, men forskjellen mellom 1 og 2 samt st. 3 er liten.

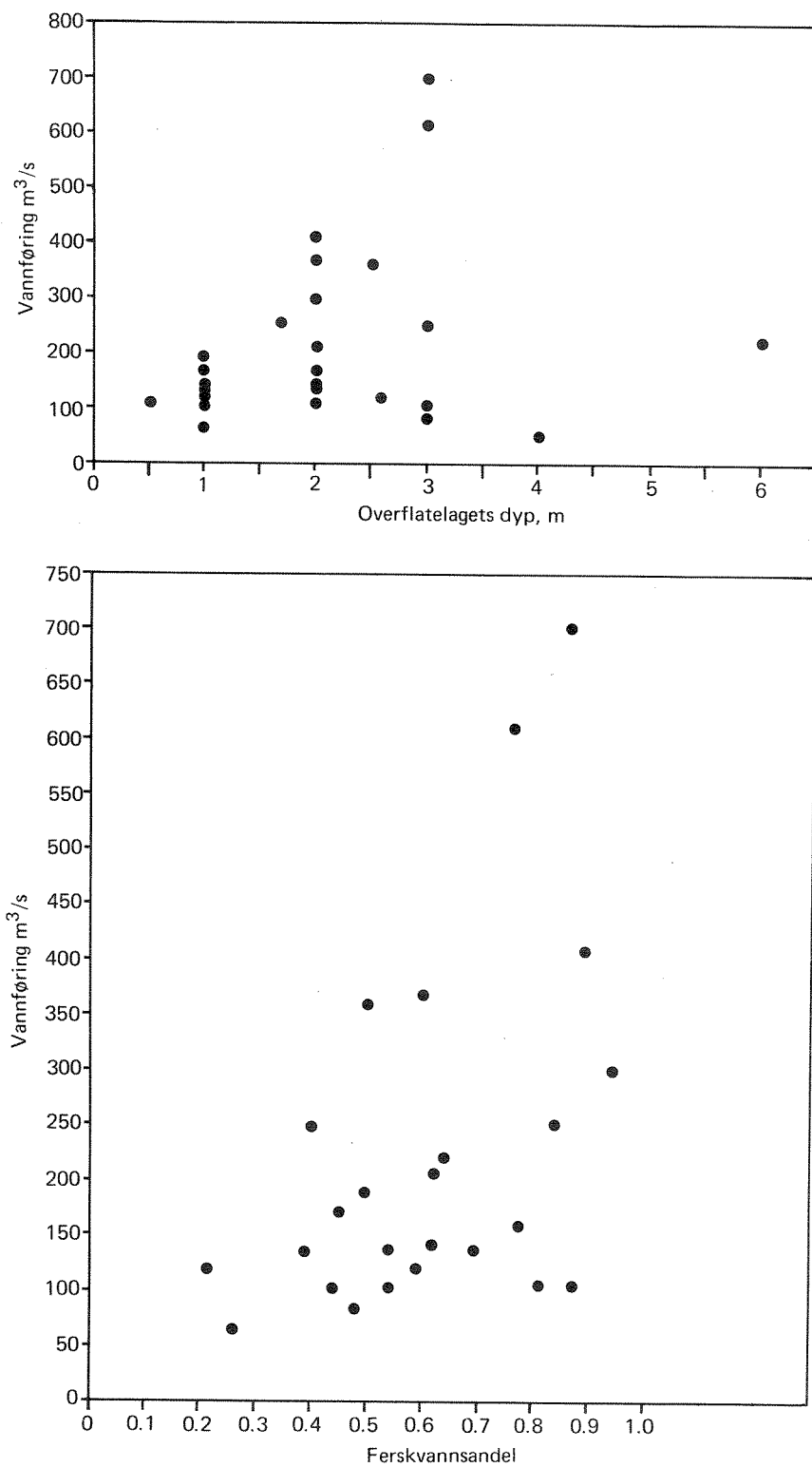


Fig. 5.8 Midlere ferskvannssandel og brakkvannslagets dyp over stasjonene 5,6 og 7 plottet mot ferskvannstilførsel i Vefsna (Laksfors)

Freshwater fraction and depth of the brackish layer averaged over stations 5,6 and 7 plotted against runoff in Vefsna (Laksfors)

Saltholdigheten ved Sørnes varierte med ferskvannstilførselen (Tabell 5.7 og Fig. 5.9). Tabell 5.7 viser saltholdighetsvariasjoner hos overflatelaget og overflatelagets dyp.

Tabell 5.7 Vannføringen i Vefsna (Laksfors) og omtrentlig saltholdighetsvariasjon og dyp på overflatelaget som middel for stasjonene 1, 2 og 3.

Runoff in Vefsna coupled to approximate salinity and depth of the brackish water layer averaged over station 1, 2 and 3.

Vannføring i Vefsna (m ³ /s)	Sprangsjiktets dyp (m)	Saltholdighet i overflatelaget ‰
> 200	2-4	5-20
100-200	0.5-4	8-33
< 100	0-10	20-33

"Normal" saltholdigheten i overflatevannet i Sørnes ligger mellom 20-33 ‰. I flomperioden ved vannføringer i Vefsna over 400 m³/s (dvs. i ca. 10% av året) ligger saltholdigheten mellom 5-10 ‰ ned til 2-3 meters dyp.

5.5.4 Området utenfor Sørnes

I 1979 ble det observert saltholdighet nord-øst for Sørnes mot Sundet (st. 14) og syd-vest (st. 13) (se figur 5.1). Av totalt 25 observasjoner var det ingen forskjell mellom stasjonenes brakkvannstransport ved 10 observasjonstilfeller, men ved ni av disse ble det ikke registrert brakkvann i den betydning at saltholdigheten ikke var avhengig av den lokale ferskvannstilførselen fra Vefsna. Av de igjenværende 13 observasjoner var brakkvannstransporten større ved stasjon 14 (1 avvikende observasjon). I de fleste tilfeller har vinden vært sørlig.

Tabell 5.8 Vannføringen i Vefsna (Laksfors) og omtrentlige saltholdighets- og dypvariasjoner på overflatelaget for stasjon 13 og 14

Runoff in Vefsna coupled to approximate salinity and depth of the brackish layer at station 13 and 14.

Vannføring i Vefsna (m ³ /s)	St. 13		St. 14	
	Overflatelagets dyp (m)	Overflatelagets saltholdighet (‰)	Overflatelagets dyp (m)	Overflatelagets saltholdighet (‰)
> 200	0.5-2	8-20	1.5-4	7-10
100-200	0.5-5	10-28	1-3	13-23

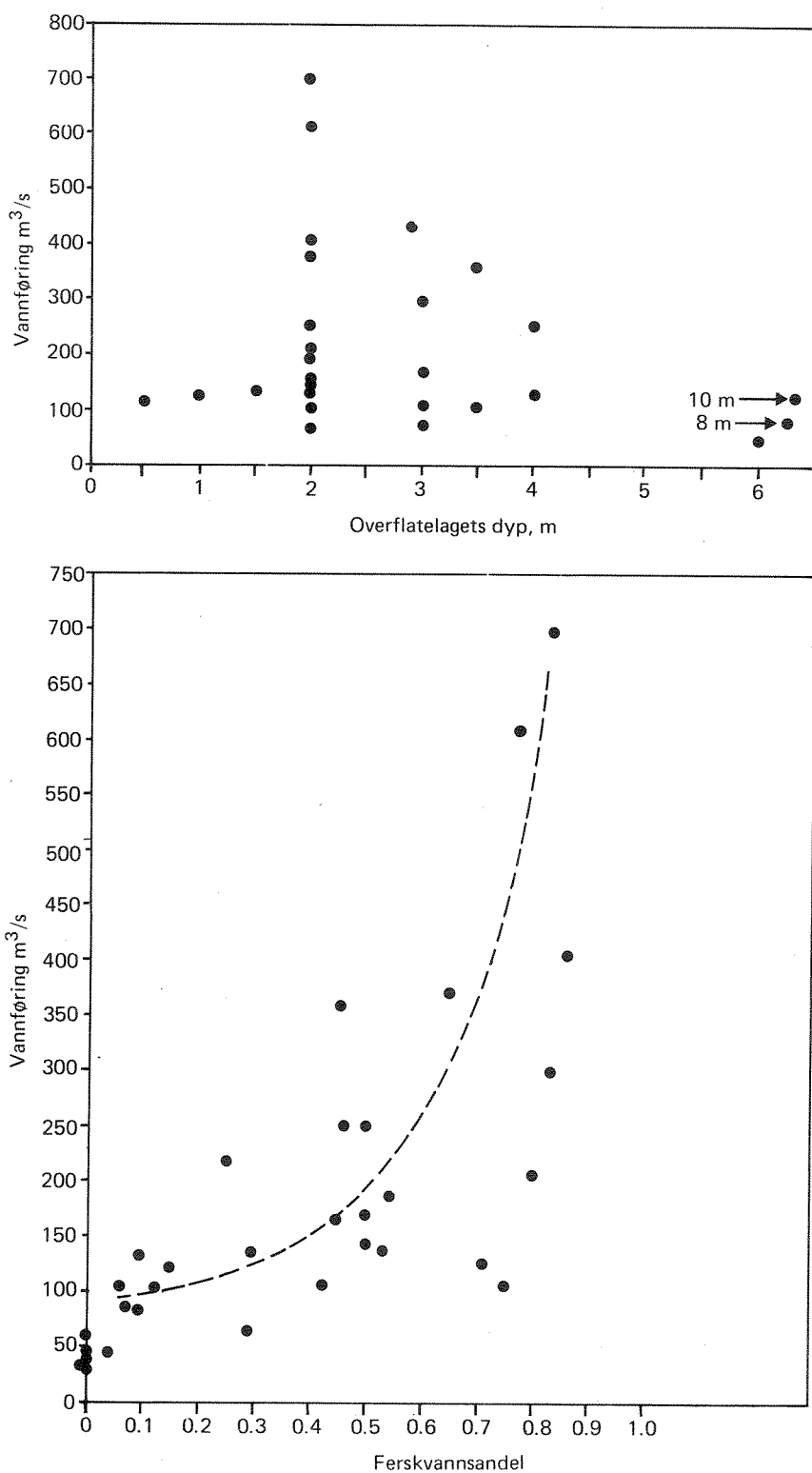


Fig. 5.9 Midlere ferskvannandel og brakkvannslagerdyp over stasjonene 1,2 og 3 samt ferskvannstilførsler i Vefsna (Laksfors)

Freshwater fraction and depth of the brackish layer averaged over stations 1,2 and 3, plotted against runoff in Vefsna (Laksfors)

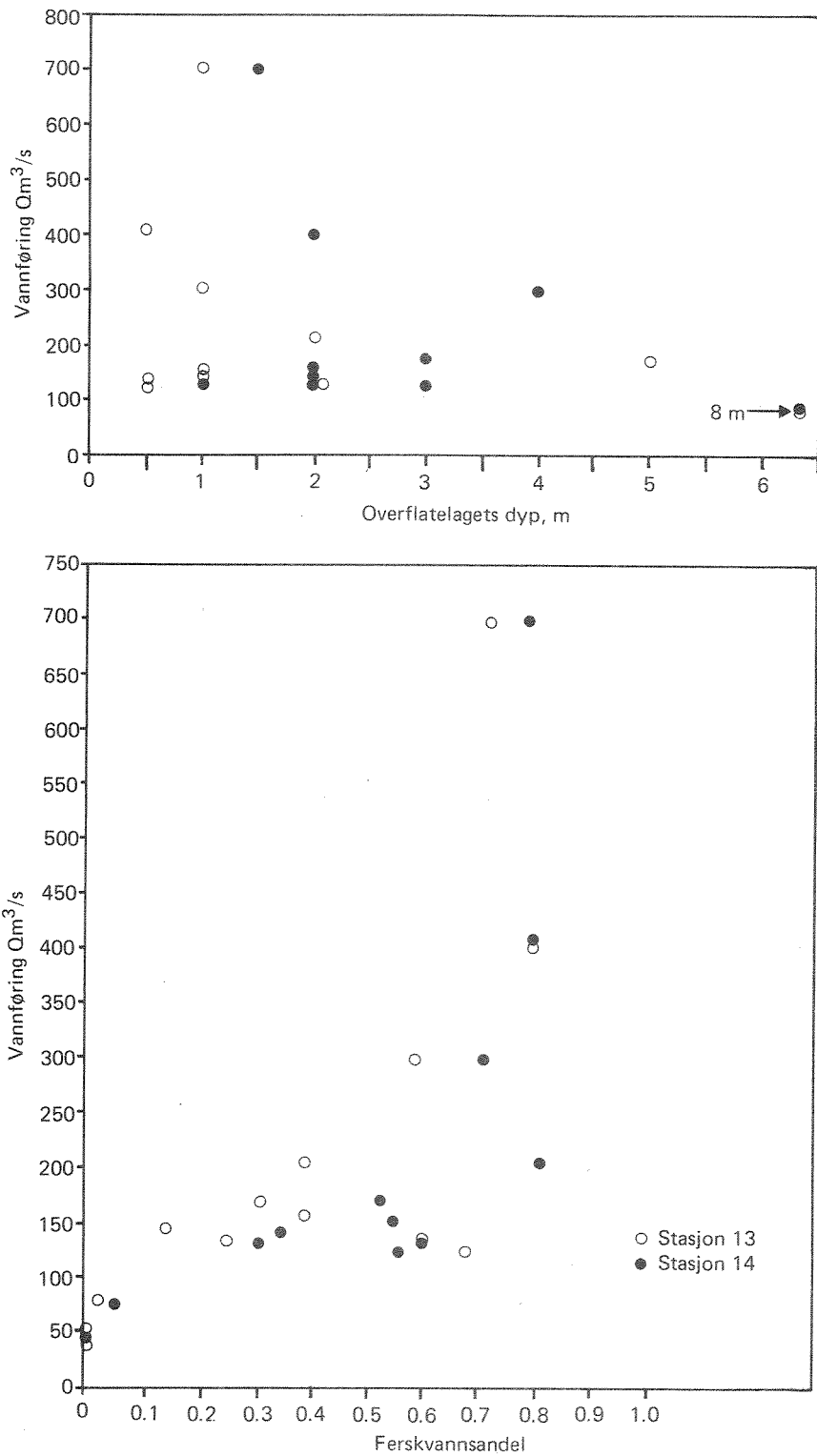


Fig. 5.10 Ferskvannsandel og brakkvannslag-dyp på stasjonene 13 og 14 samt ferskvannstilførsel i Vefsna (Laksfors)

Fresh water fraction and brackish water depth at the stations 13 and 14 and runoff in Vefsna (Laksfors)

Fig. 5.10 viser ferskvannsandelen ved stasjonene samt overflatelagets dyp. Under $100 \text{ m}^3/\text{s}$ er stasjonene stort sett ikke påvirket av brakkvann. Det meste av året var saltholdigheten således $32-33^\circ/\text{oo}$, men i flomperiodene (3-4 uker) kunne saltholdigheten være nede i $8-20^\circ/\text{oo}$ i de øvre 2 metrene på stasjon 13 og så lav som $7-10^\circ/\text{oo}$ i de øvre 2-4 metrene på stasjon 14. Det bør observeres at datamaterialet fra stasjon 13 og 14 er fra 1979 mens stasjonene innenfor ble observert også i 1978. Bredere flomtopp i 1979 vil gi lavere saltholdighet over sprangsjiktet som medfører at stasjon 1 - 3 får høyere øvre saltholdighetsgrense.

5.5.5 Ferskvannets spredning i Vefsnfjorden. Sammenfatning.

Brakkvannstransporten i Vefsnfjorden mellom Sørnes og Mosjøen er sammenfattet i Figur 5.11 og 5.12. Figur 5.11 viser ferskvannsandelen i overflatelaget midlet over stasjonene 1-11 (dvs. 11 stasjoner) - mai 78 - mai 79 og for stasjonene 2, 4, 6 og 10 fra juni 1979 til mai 1980. Den stiplede linjen i figuren er fritt tegnet og går igjen i Figur 5.12. Spredningen omkring den stiplede linjen skyldes trolig i hovedsak vindvariasjoner.

I Figur 5.12 sammenlignes ferskvannsandelen i overflatelaget med lagets dyp samt ferskvannstilførselen og den midlere årlige varighetskurve. Videre vises også ferskvannets oppholdstid i fjorden. Figuren viser at den vanligste situasjonen i Vefsnfjorden er et overflatelag med høy saltholdighet i hele fjorden (over $30^\circ/\text{oo}$) og varierende sprangsjikt fra 2-8 meter eller dypere. Ved vannføringer på $120-180 \text{ m}^3/\text{s}$ i Vefsna (Laksfors) begynner elvevannet å "styre" overflatesirkulasjonen. Sprangsjiktet ligger på sitt høyeste nivå (1-2.5 meters dyp) og saltholdigheten ligger omkring $14-20^\circ/\text{oo}$ med oppholdstider på ferskvannet på maksimalt 6-7 døgn.

Ved økende ferskvannstilførsel øker brakkvannslagets tykkelse ned mot 3 meter ved $7-800 \text{ m}^3/\text{s}$. Saltholdigheten avtar mot $5^\circ/\text{oo}$ og oppholdstiden mot 2-3 døgn. Ved så store vannføringer i Vefsna er den horisontale saltholdighetsgradienten i fjorden liten. Fig. 5.13 viser ferskvannsandelen midt-fjords fra Vefsna til Sørnes og ved to tilfeller også for St. 13 og 14 ved vannføringer i Vefsna fra $360-700 \text{ m}^3/\text{s}$. Den største gradienten er mellom de innerste stasjoner (st. 12, 10 og 6) samt i noe mindre grad mellom st. 2 og 13 og 14.

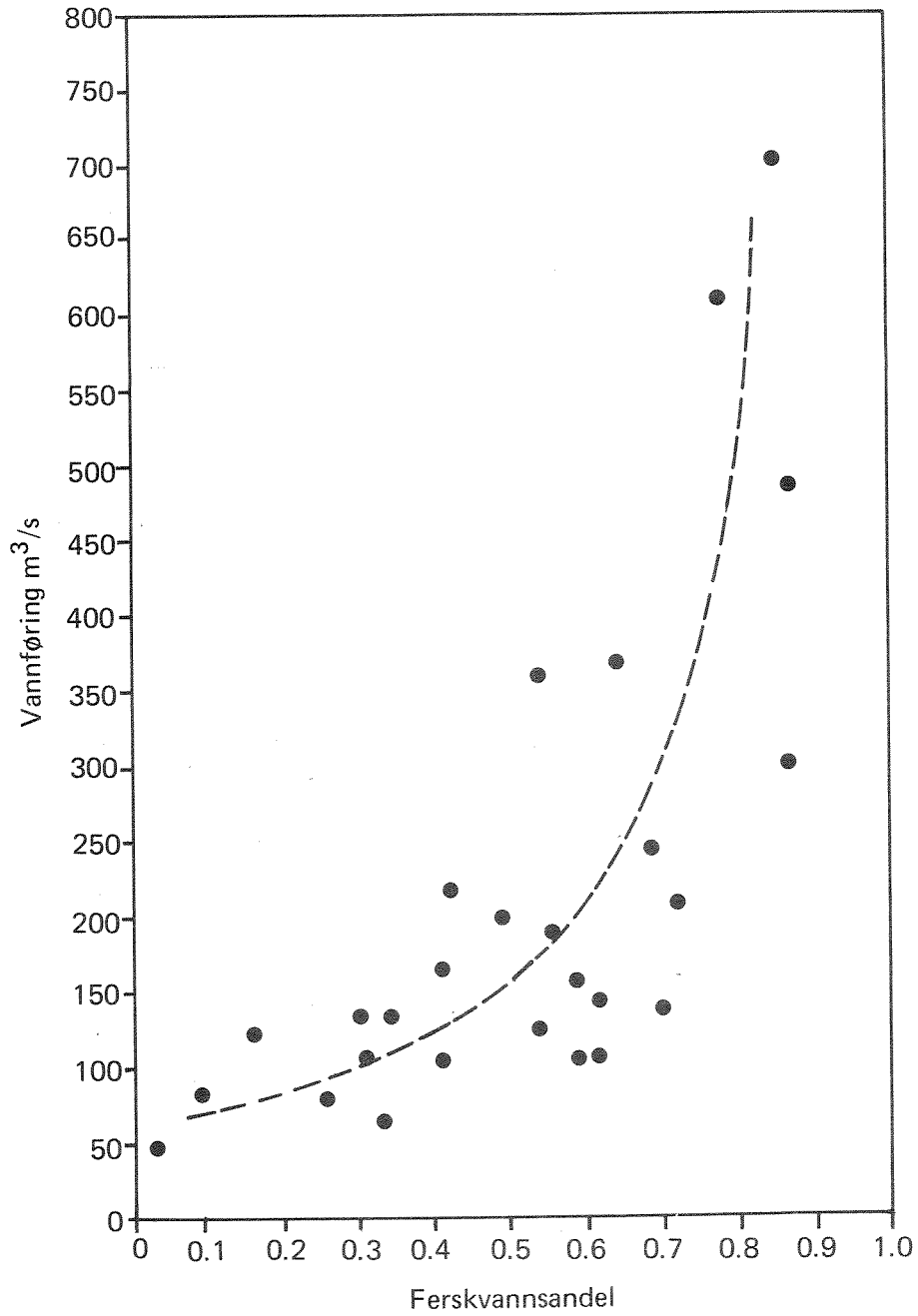


Fig. 5.11 Ferskvannandelen i Vefsnfjorden midlet over samtlige stasjoner (1 – 11) og vannføringen i Vefsna (Laksfors) mai 1978 - mai 1980
Freshwater fraction in the brackish water of Vefsnfjorden averaged over all stations (1 – 11) against the runoff of Vefsna (Laksfors)

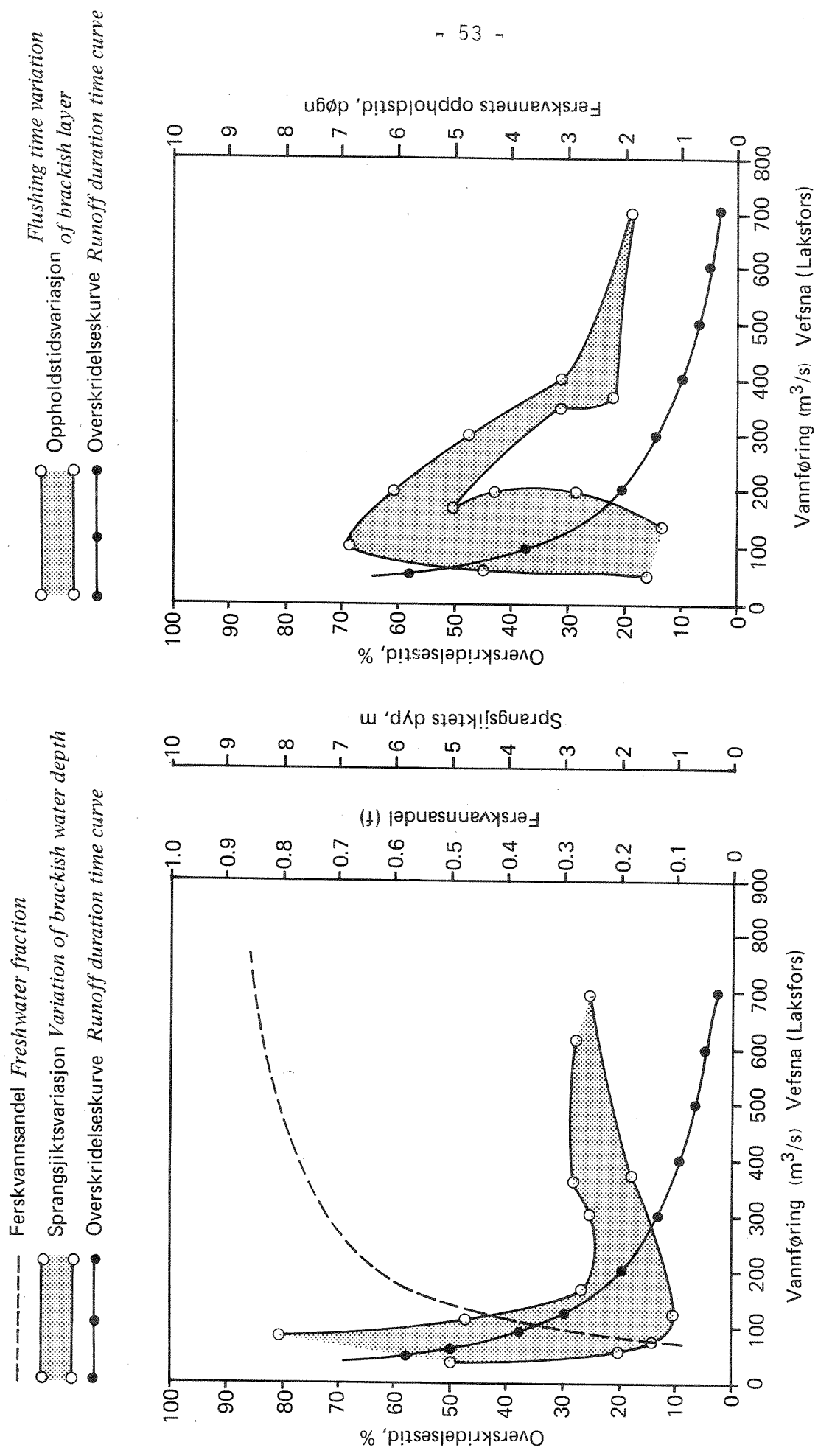


Fig. 5.12 Ferskvannssandel (f) og brakkevannslagetets dyp midlet over stasjonene 1 – 11 i Vefsnfjorden, samt ferskvannets oppholdstid i fjorden og overskridelseskurve for Vefsna (Laksfors)
 Freshwater fraction (f) and brackish layer depth, averaged over all stations (1 – 11) in the Vefsnfjord with fresh water flushing time and mean yearly duration time for runoff in Vefsna (Laksfors)

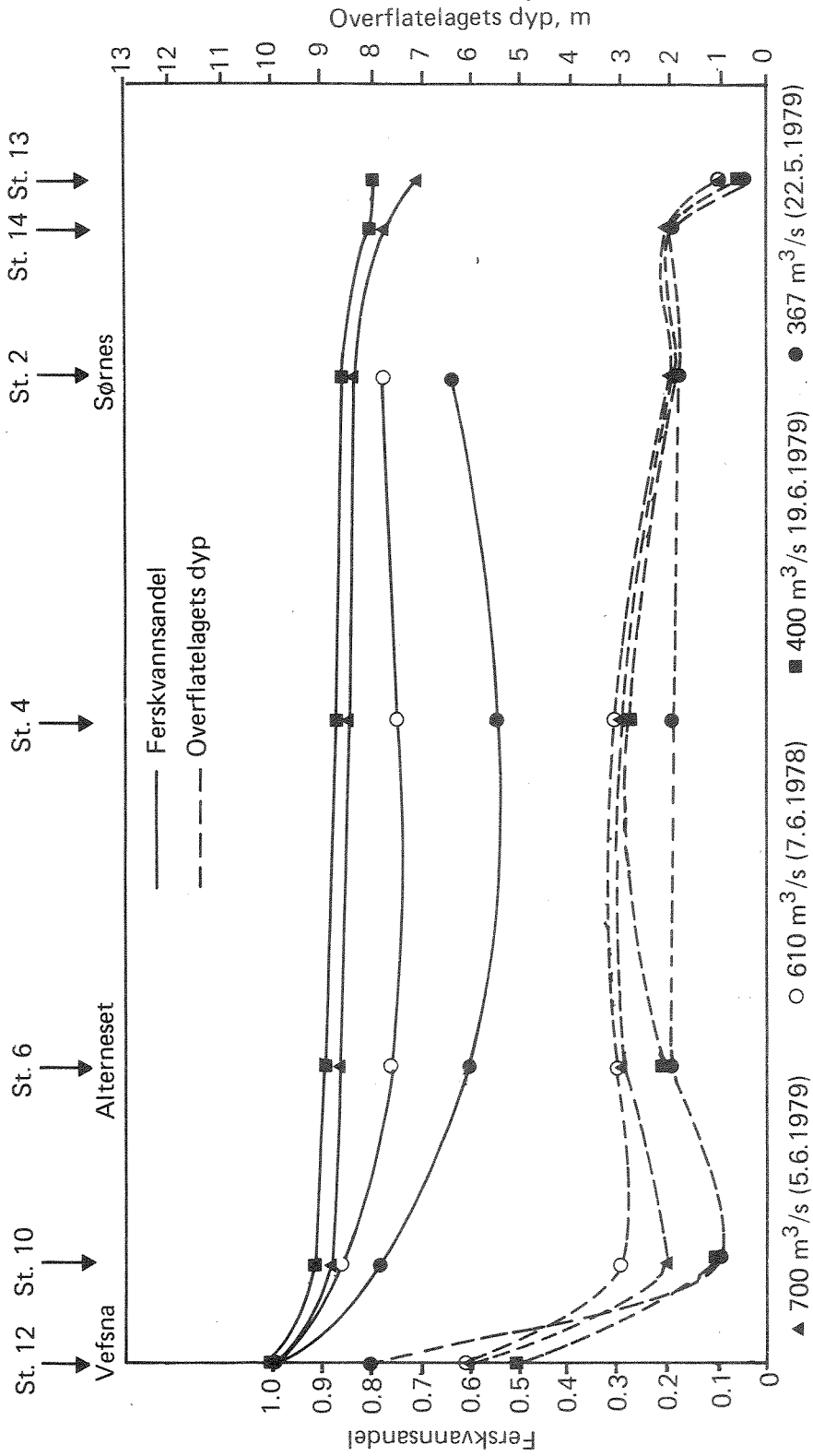


Fig. 5.13 Brakkvannslagetets dyp og ferskvannandel midtjords i Vefsnfjorden fra Vefsna til stasjonene 13 og 14 for vannføringer over 350 m³/s i Vefsna (Laksfors)
Brackish water depth and its freshwater fraction in the middle of the fjord from Vefsna to stations 13 and 14 for runoff in Vefsna above 350 m³/s

Sprangsjiktets dyp som er inntegnet på samme figur minker kraftig fra elvestasjonen (st. 12) til den første fjordstasjonen. Fra Alterneset ligger det på samme nivå, og avtar noe mot fjordens munning. Dette bildet tyder på at den vesentlige blandingen skjer innerst i fjorden og utenfor fjordens munning. Ved lave vannføringer i Vefsna blir blandingen utenfor Mosjøen dominerende.

5.5.6 Tidevann

I dette kapittel har tidevann kun blitt nevnt som en modifierende kraft på beskrevne transporter. Tidevannet er i hovedsak halvdaglig med en gjennomsnittlig amplitude på ca. 1.5 meter. Med et areal på 50.89 km^2 innenfor Sørnes transporteres et volum på $153 \times 10^6 \text{ m}^3$ vann inn og ut fjorden 2 ganger pr. døgn. Sælen (1955) konstaterer i sine strømmålinger utenfor Mosjøen at i flomperioden (juni -55) var strømmen i overflatelaget utoverrettet også ved stigende vannstand - om enn svakere enn ved fallende vannstand. Like under det utstrømmende overflatelaget skjer en svak innstrømming like før høyvann. Under 10 meter var det strømstille. Dette gir et bilde av at tidevannet løfter og stuer opp brakkvannet.

Sætre (1975) foretok strømmålinger i perioden 6.12.1974 - 7.1.1975 med to selvregistrerende målere (Aanderaa) i Sundet, Fig. 4.11 på 5 og 20 meters dyp. Resultatet viste nordoverrettet strøm mesteparten av måleperioden på begge dyp. På 5 meters dyp var tidevannet ikke tilstrekkelig kraftig til å snu strømmen. Vinder i denne perioden var fra SØ og VHL trekker konklusjonen at sydlige vinder gir kraftig strøm mot nord gjennom Sundet.

Tidevannet har trolig liten effekt på blanding av vannmassene, men bidrar til en viss transport av vann under brakkvannslaget. Effektiviteten av tidevannet vil vi ikke gå inn på i denne rapport, men VHL's strømmålinger viser at tidevannet og vinden er av betydning for transportene i området.

6. VANNKVALITET

WATER QUALITY

ved Lars Kirkerud og Jens Skei

6.1 Innledning

De vannkvalitetsparametre som er tatt med i denne undersøkelsen omfatter i første rekke slike som kunne tenkes å bli påvirket av utslipp fra bedriften. Fluor ble også analysert med tanke på å følge spredning og fortykning av hallgassvaskevann. Total nitrogen og total fosfor i fjordvannet kan neppe påvirkes av bedriften, men er tatt med for å gi bakgrunnsinformasjon sammen med suspendert stoff og siktedyp.

I tillegg til disse mer tradisjonelle vannkvalitetsparametre er det gjort en mer inngående studie av de suspenderte partiklenes kjemiske sammensetning og opprinnelse.

Det er tre forskjellige hovedtyper av partikler man vanligvis finner i fjorder som er influert av forurensning:

1. Uorganiske mineralpartikler (leire etc.)
2. Organiske partikler av marin opprinnelse (plankton) eller terrestrisk opprinnelse.
3. Partikler som er karakteristisk for en type avløpsvann fra industri.

I naturlige mineralpartikler eksisterer det vanligvis et nokså konstant forhold mellom de forskjellige elementene (f.eks. $Si/Al \sim 2.2-2.5$, $Fe/Al \sim 0.5-0.7$). Avvik fra disse forholdstallene indikerer derfor at ett av de respektive elementene er tilstede i andre partikler enn naturlige silikatmineraler. I Vefsnfjorden var det naturlig å se etter aluminium som tracer for avløpsvannet fra Mosjøen Aluminiumverk. Utslipp av aske fra pyrohydrolyseanlegget inneholder $\sim 22\%$ Al og med et årlig utslipp på 2600 tonn aske tilsvarer dette 570 tonn partikulært aluminium. Blandet med sjøvann pumpes dette ut på 120 m dyp i Vefsnfjorden.

Behandlingen av resultatene er delt i generell vannkvalitet som omfatter giftstoffer, næringssalter og suspendert stoff og partikulært materiale i vannmassen der det gjøres rede for partiklenes kjemiske sammensetning og opprinnelse.

6.2 Materiale og metodikk

En oversikt over stasjonsnettets er gitt på figur 5.1 (se foregående kapittel).

Under det hydrokjemiske hovedtokt 21 - 22 august 1978 ble fluorid målt i tre dyp på stasjonene 1, 2, 3, 5, 6, 8, 9, 11, VZ1, VZ5 og på to dyp på stasjon 12. Cyanid ble målt i 3 dyp på st. 6 og VZ1 og i 2 dyp på st. 12.

Næringssalter og oksygen ble målt i 7-8 dyp på st. 2, VZ5 og VZ1 og i 2 dyp på st. 12. Analyser av det partikulære materialet ble foretatt på stasjonene 2, 4, 8, 9, 11, 12 samt VZ1 og VZ3. I alt ble 38 prøver filtrert for partikkelanalyse.

Under rutinetoktene som ble foretatt av kontrollavdelingen ved Aluminiumverket ble fluorid analysert i overflatevann (0,5 m) på stasjonene 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11 og 12 hver 14. dag fra og med 7. juni 1978 til og med 8. mai 1979.

Suspendert tørrstoff, suspendert gløderest, total nitrogen, total fosfor, nitrat, ammonium og ortofosfat ble analysert månedlig på de samme stasjonene i det til enhver tid registrerte sprangsjikts-dyp.

I perioden juni 1979 til mai 1980 ble hovedvekten lagt på vertikalfordelingen av vannkvalitets-parameterne. Analyser av fluor, tot-N, tot-P, suspendert tørrstoff og suspendert gløderest ble foretatt på stasjonene 6, 13 og 14 i dypene 0,5, 5, 10, 15, 20, 30 og 50 meter. Tilsvarende analyser ble regelmessig utført på inngående sjøvann og hall-gassvaskevann i hele undersøkelsesperioden, og på vannprøver tatt ved Skjervbrua og Øybrua i tiden juni 1978 - mai 1979.

Cyanid ble analysert i vannprøver fra fjorden 7. juni og 21. - 22. august 1978, 5. juni og 23. oktober 1979 og 12. februar 1980. 5. juni -79 var deteksjonsgrensen så høy (0.2 mg/l) at resultatene er uten verdi.

Siktedypet ble målt på alle stasjonene under rutinetoktene, der også saltholdighet og temperatur ble målt.

I det følgende gir vi en kort beskrivelse av de måle- og analysemetoder som er anvendt.

Siktedyp

En hvit skive (secchiskive) senkes ned i vannet, og observeres gjennom en åpen vannkikkert til den er på grensen til å forsvinne. Dypet noteres som siktedyp. Skiva heves så til $\frac{1}{2}$ siktedyp og fargen noteres som secchifarge.

Suspendert tørrstoff

1 liter vann filtreres gjennom et Whatman GF/C veid glassfiberfilter. Filteret vaskes med destillert vann, tørkes ved 105° C og veies.

Suspendert gløderest

Filtre fra bestemmelsen av suspendert tørrstoff glødes ved 580° C og veies.

Total nitrogen ble bestemt kolorimetrisk etter Norsk Standard.

Total fosfor

Bestemmelsen følger Norsk Standard.

Fluorid ble bestemt med ioneselektiv elektrode (NIVA: etter norsk standard NS 4740, MOSAL: Sintalyzer System).

Cyanid ble bestemt ved NIVA ved destillasjon i saltsur løsning i nærvær av sink og tinnklorid og kolorimetrisk analyse av destillatet etter barbitursyre-pyridin-metoden (forslag til ISO-standard).

Ved SINTEF ble det brukt ioneselektiv elektrode etter forutgående mikrodestillasjon.

Kjemiske analyser av partikulært materiale på $0.4 \mu\text{m}$ Nuclepore membranfiltre ble utført ved røntgenfluoresence spektrometri (S, P, Si, Fe, Al, Ca og K). Instrumentet som ble brukt er et Philips 1410 spektrometer med krom eller wolfram rør (2.7 kW). Metoden er en tynnfilmteknikk som tidligere er publisert (Price & Skei 1975).

Etttersom røntgenfluoresence spektrometri er en non-destruktiv metode ble de samme Nuclepore filtrene benyttet til Scanning Elektron Mikroskopi (SEM) koblet til en Energi dispersiv røntgenanalysator (EDAX). Et utsnitt (1 cm

av filteret ble montert på en messingplate og gjort ledende ved å dampe på med karbon. Det ble brukt et JEOL mikroskop.

6.3 Resultater og diskusjon, generell vannkvalitet

Analyseresultatene er samlet i et eget datavedlegg. Siden fluor-analysene vil belyse spredning og fortynning av avløpsvann, vil denne parameteren bli behandlet først. Informasjonen om spredning og fortynning vil så - sammen med resultatene av foregående kapittel - bli brukt ved diskusjonene av de øvrige parametre.

6.3.1 Fluorid og spredning av avløpsvann

Fluorinnholdet i gassvaskevannet er analysert månedlig over 1 år, hver gang både ved høy- og lavvann. Snittet av disse 24 resultatene er 12.79 mg F/l og standardavviket for enkelt resultater er 3.55 mg F/l på utløp. På sjøvannsinntaket var fluorkonsentrasjonen 1.33 ± 0.20 mg F/l, som er nær sjøvannets naturlige nivå (se nedenfor). Dette gir et fluor-overskudd i avløpsvannet på 11.46 mg F/l.

Naturlig sjøvann har relativt høyt fluorid-innhold sammenlignet med ferskvann. Etter Sverdrup *et. al.* (1942) er fluorinnholdet ved 35 ‰ salt-holdighet 1.32 - 1.42 mg/l og etter Riley & Skirrow (1975) 1.22 - 1.32 mg/l.

Tilsammen 42 prøver fra 20, 30 og 50 m dyp utenfor munningen av Vefsnfjorden (St. 13 og 14) ga et gjennomsnittlig fluor/salt-forhold på 0.039125 ± 0.00015 (mg/l/‰). Dette tilsvarer et fluorinnhold ved 35 ‰ på 1.37 mg/l, med et standardavvik på 0.035 mg/l. Dette betyr at analysene er tilstrekkelig presise til at avvik på 0.07 mg/l fra det naturlige innhold kan betraktes som signifikante for enkeltanalyser. For snitt av flere observasjoner senkes denne terskelverdien.

Ved beregningen av fluor-avviket (Tab. 6.1 og 6.2) er det gjennomsnittlige fluor/salt-forholdet i 20-50 m dyp utenfor Vefsnfjorden benyttet:

$$\Delta F = F_a - 0.039125 \cdot S$$

der S er saltholdigheten målt med salinoterm, F_a er analyseverdien for fluor og ΔF er det beregnede fluor-avviket i mg/l.

Resultatene er fremstilt i tabellene 6.1 (horisontalfordeling) og 6.2 (vertikalfordeling). Den gjennomsnittlige fortytning av gassvaskevannet i overflaten (fig. 6.1) er basert på fluoroverskuddet i overflatevannet (tab. 6.1) og i gassvaskevannet. Når saltholdigheten her er basert på in situ målinger med salinoterm, betyr det at usikkerheten ved beregningen av ΔF blir noe større enn angitt, spesielt i overflaten.

Vertikalfordelingen, tab. 6.2, viser at det bare er i overflatelaget at en finner noen merkbar påvirkning. Det fremgår videre at påvirkningen stort sett er begrenset til Vefsnfjorden. Bare ved 2 tilfeller ble det registrert et fluoroverskudd utenfor fjorden, det ene 12/2 1980 i alle dyp på St. 13 og 14, det andre 5/5 1980 i overflaten på St. 13.

Overflateprøvene i tab. 6.1 viser stor variasjon fra tokt til tokt på den enkelte stasjon. Stort sett er verdiene høyest på st. 8-11, som ligger like utenfor munningen av Vefsna, og dermed nær utslippspunktet for hallgassvaskevann fra Aluminiumverket. På stasjon 12, som ligger ovenfor utslippspunktet, ble det ikke registrert noe fluoroverskudd i sommerperioden. Om vinteren derimot var fluoroverskuddet av liknende størrelse som nedenfor utslippet. Dette skyldes at saltvann om vinteren trenger oppover elva i større omfang enn om sommeren, som en estuarin motstrøm, hjulpet av blant annet tidevann. Derved blir også Vefsnas nedre løp påvirket av hall-gassvaskevann om vinteren.

Påvirkningen videre utover fjorden var svært forskjellig sommer og vinter (fig. 6.1). Om sommeren var fortytningen av avløpsvannet i stor grad begrenset til overflatelaget og påvirket dette helt ut til munningen av fjorden.

Om vinteren ble avløpsvannet langt raskere fortynt. På grunn av relativt homogene vannmasser i denne perioden er fortynningsvolumet nå ikke lenger begrenset til et tynt overflatelag.

Tab. 6.1 Fluoroverskuddet, ΔF , i overflaten (0,5 m)

Excess fluorine, ΔF , at the surface (0.5 m)

$\Delta F = F_a - 0.039125 S$, (mg F/l), where F_a : fluorine analyzed

S : salinity

.0: Verdi Value < 0.1

- : Verdi mangler Value lacking

Date	Station											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
1978 Jun 7	.44	.52	.41	.45	.32	.41	.45	.18	.62	.17	.61	.0
20	.0	.15	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0
Jul 4	.0	.0	.0	.0	.15	.0	.0	.0	.0	.0	.11	.0
18	.0	.0	.12	.0	.11	.10	.0	.20	.22	.13	.17	.0
Sep 13	.0	.35	.10	.44	.0	.37	.24	.34	.46	.33	.38	.0
26	.24	.13	.21	.32	.57	.56	.75	.45	.91	1.05	6.54	.0
Nov 21	.13	.0	.14	.0	.0	.31	.11	.0	.17	.0	1.05	.0
Des 5	.0	.0	.20	.0	.12	.0	.0	.38	-	.0	.32	.16
19	.12	.13	.13	.0	.12	.0	.0	.34	.0	.37	1.20	-
1979 Jan 2	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.33
16	.0	.0	.0	.0	.0	.14	.0	.0	.0	.0	.17	.47
31	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.10	.0	.0	.0	.0	.18
Feb 15	.0	.0	.0	.0	.0	.11	.19	.0	.0	.0	.11	-
27	.0	.0	.0	.0	.24	.46	.37	.0	.23	.40	.17	.0
Mar 13	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.27	.33	.43	.0	.0	.24
27	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.10	.23	.21	.0	.25
Apr 10	.0	.0	.0	.0	.0	.14	.19	.0	.73	1.29	.22	.81
24	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.36	.81	.18	.0
May 8	.0	.0	.0	.0	.13	.14	.17	.25	.38	.12	.52	.0
Snitt mean summer May - Sept	.11	.16	.09	.20	.20	.23	.25	.22	.38	.26	1.19	<.05
Snitt mean winter Oct - Apr	<.03	<.03	.04	<.03	.04	.10	.10	.12	.19	.28	.29	.25

Tab. 6.2 Vertikalfordeling av fluoroverskuddet, ΔF (mg/l, snitt) 0= verdi < 0.07

Vertical distribution of excess fluorine, ΔF (mg/l, mean) 0: value < 0.07

Station Depth (m)	6		13		14	
	SUMMER n = 3	WINTER n = 5	SUMMER n = 3	WINTER n = 5	SUMMER n = 3	WINTER n = 5
0.5	.14	.31	.13	.0	.0	.0
5	.0	.0	.0	.0	.0	.0
10	.0	.0	.0	.0	.0	.0
15	.0	.0	.0	.0	.0	.0
20	.0	.0	.0	.0	.0	.0
30	.0	.0	.0	.0	.0	.0
50	.0	.0	.0	.0	.0	.0

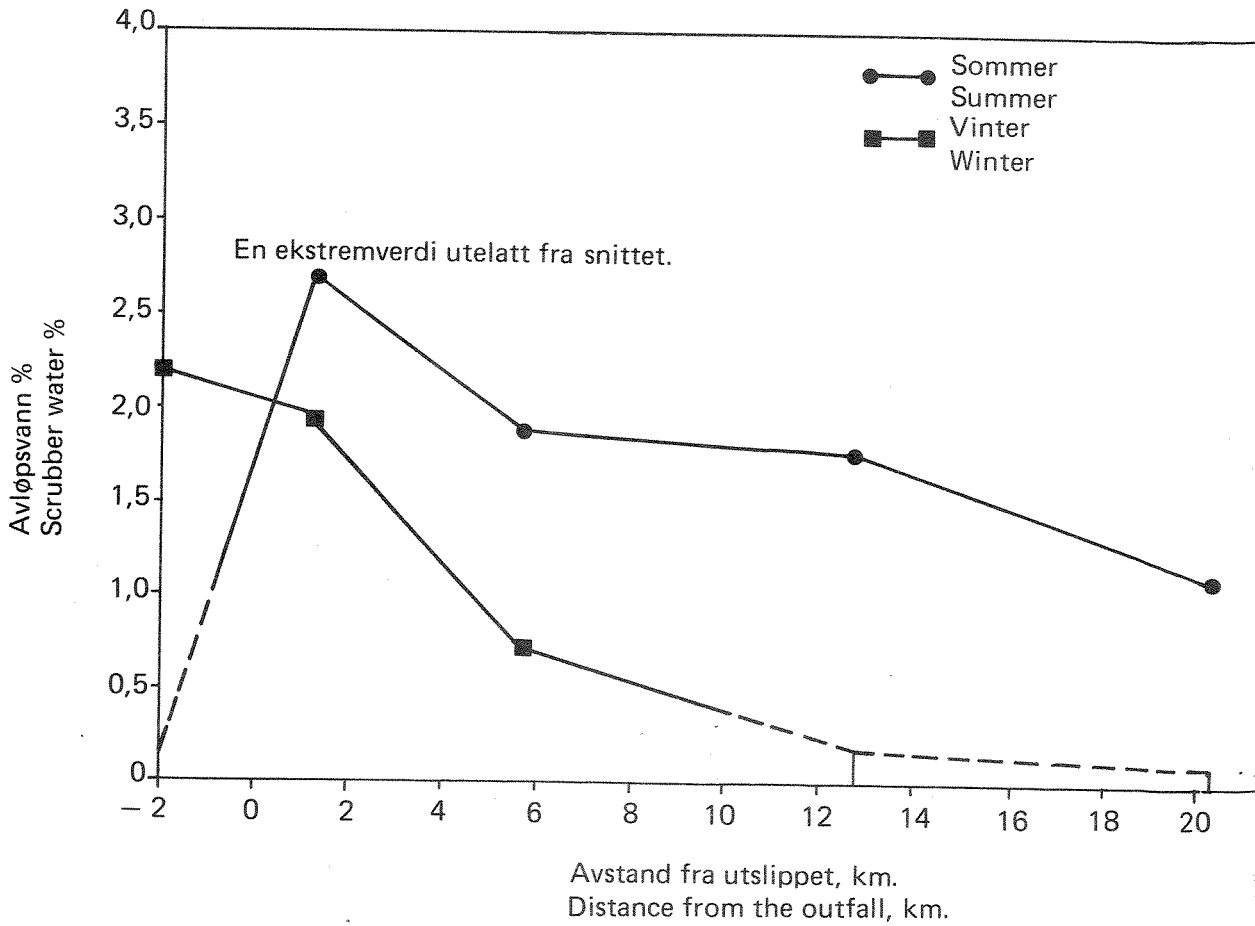


Fig. 6.1 Gjennomsnittlig fortynning av gassvaskevann i Vefsnfjorden, sommer og vinter
Mean dilution of scrubber water during summer and winter

Ved eksperimenter av 20 - 90 dagers varighet er det konstatert giftvirkninger av fluorid overfor marine muslinger og muligens fisk i området 5-10 mg F/l, mens krepsdyr først viste tegn til gifteffekter i området 10-30 mg F/l. (Hemens & Warwick 1972, Hemens et al. 1975, Wright & Davidson 1975). Ut fra dette kan det ikke forutsies noen skadeeffekt av fluorutslippet i Vefsnfjorden, der fluoridkonsentrasjonen stort sett er lavere enn 2 mg F/l, men skadeeffekter i fjordens innerste del kan heller ikke helt utelukkes.

Resultater fra Lista Aluminiumverk (Knutzen 1979) indikerer at man kan få betydelig økning i organismenes fluorinnhold ved relativt mindre økning i vannets fluorkonsentrasjon. Dette kan ha potensiell betydning for utnyttelse av biologiske ressurser (fiske, algehøsting, aquakultur). Forholdet kan først nærmere bedømmes på grunnlag av data om fluorinnhold i utvalgte organisme-grupper, primært alger og muslinger (blåskjell).

6.3.2 Cyanid

Avløpsvann fra aluminiumverket er analysert for cyanid vår og høst i perioden april 1977 - april 1980. Inngående sjøvann og gassvaskevann er i tillegg analysert 3 ganger i perioden 1978 - 1980.

Tab. 6.3 Cyanid i avløpsvann mg CN⁻/l
Cyanide in wastewater

	1977		1978			1979			1980		Snitt Mean
	Vår	Høst	Vår	Sommer	Høst	Vår	Sommer	Høst	Feb	Apr	
Gassvaskevann	0.32	<0.2	<0.05	<0.005	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.005	<0.01	<0.14
Katoderiving	215	2.8	165		700	295		306		4.9	241
Inngående sjøvann				0.024 ¹⁾ <0.005 ²⁾		1.2	<0.2	0.6	<0.005	<0.01	0.3

1) Lavvann

2) Høyvann

Konsentrasjonen i utgående gassvaskevann er stort sett lavere enn deteksjongrensen for analysemetoden (snittet < 0.1 mg/l) mens konsentrasjonen i inngående sjøvann i 2 tilfeller var høyere enn 0.5 mg/l. Selv om data-materialet er lite, tyder de på at sjøvannet utenfor bedriften periodevis er påvirket av cyanid, mens gassvaskeprosessen på sin side bevirker at cyanidet overføres fra det forurensede sjøvannet til lufta. Dette er ikke urimelig, siden cyanidet i det gjeldende pH-området vesentlig vil foreligge som udissoasert blåsyre (HCN).

Cyanidanalyser av vannprøver fra Vefsna og Vefsnfjorden ble foretatt i juni 1978 - august 1978, oktober 1979 og februar 1980 (tab. 6.4).

Tab. 6.4 Cyanidanalyser fra Vefsnfjorden.
Cyanide in fjord water

Tidspunkt	Stasjoner	Dyp (m)	Resultat, mg CN ⁻ /l
7/6 1978	5, 8, 9, 10, 11, 12	sprangsjikt	< 0.005
21-22/8 1978	12, VZ1	0, 2-3, 12	< 0.005
"	6	3, 12	< 0.005
"	6	0	0.018
23/10 1979	2, 4, 6, 10, 12, 13, 14	0.5, 10	< 0.005
12/2 1980	6, 13, 14	0.5, 10, 20, 30, 50	< 0.005

Bare en av de 44 vannprøvene inneholdt målbart cyanid, mens de øvrige 43 lå lavere enn 0.005 mg/l.

Den giftigste formen av cyanid er ikke-jonisk hydrogencyanid (EPA 1977). I sjøvann vil dette være hovedformen ved siden av eventuelle metallkomplekser (spesielt med jern).

En rekke undersøkelser i ferskvann referert av Berglind & Knutzen (1974) gjelder både voksne og yngel av laksefisk, andre ferskvannsfisk, krepsdyr, protozoer samt encellede og flercellede alger. Det anbefales en grense på 10 µg CN/l for å unngå skadevirkninger.

Arbeider sitert av EPA (1977) viser at akutt toksisitet overfor fisk inntreffes i området 0.05 - 0.2 mg CN/l. 0.005 mg CN/l anbefales som grense for å beskytte fisk. To nyere arbeider over langtidseffekter på formering og oppvekst hos fisk, det ene i ferskvann (Leduc 1978) og det andre i sjøvann (Lind et al. 1977) gir ytterligere støtte for en såvidt lav grenseverdi.

Giftighetsdataene er sammenfattet i tabell 6.5

Tab. 6.5 Konsekvenser av cyanid-konsentrasjoner i akvatisk miljø (mg CN⁻ /liter)
Toxic levels of cyanide in the aquatic environment

Virkning	Konsentrasjon
Akutt giftvirkning på fisk <i>Acute toxicity</i>	0.05 - 0.2
Registrerte skadeeffekter <i>Deleterious effects</i>	> 0.01
Liten risiko for skadeeffekter på fisk <i>Provisional no-effect limit</i>	0.005

Sammenlignet med disse grensene er Vefsnfjordens sentrale og ytre deler utenfor fare.

I nærområdet ved Aluminiumverket er det imidlertid indikasjoner på at cyanidkonsentrasjonen periodevis kan opptre i toksiske konsentrasjoner. Det er uvisst om dette kan ha noen betydning for oppgang av fisk i Vefsna. Cyanidinnholdet i elveutløpet bør overvåkes, samtidig som en søker å finne kilden og om mulig redusere utslippet.

6.3.3 Ammonium

Ammoniumkonsentrasjonene i avløpsvann og inngående sjøvann er gjengitt i Tab. 6.6.

Tab. 6.6 Ammonium i avløpsvann og inngående sjøvann, mg NH₃/l
Ammonia in wastewater and seawater source, mg NH₃/l.

	1977		1978		1979		1980
	Vår	Høst	Vår	Høst	Vår	Høst	Vår
Gassv.vann	0.3	0.8	< 0.05	0.55	< 0.5	2.4	1.3
Overløp Katoderiv.	125	0.2 *	105		452	170	619
Inngående sjøvann		884 *		0.55	< 0.5	1.4	1.2

* Prøvene synes å være forbyttet

Analysene er utført på surgjorte prøver (pH 2) oversendt på glassflasker og analysert innen ca 1 uke.

Det høye ammoniuminnholdet oppnådd for inngående sjøvann høsten 1977 og den samtidige lave konsentrasjon i overløp fra katoderiving tyder på en forbyttning av prøver. Høsten 1979 og våren 1980 ble det også funnet relativt høye verdier både i inngående sjøvann og gassvaskevann. Analyser utført ved Aluminiumverkets laboratorium (Tab. 6.7) viser imidlertid normale verdier for inngående sjøvann og bare en moderat økning i gassvaskevannet.

Tab. 6.7 Nitrogenforbindelser i gassvaskevann og inngående sjøvann, mg N/l. Gjennomsnitt av prøver tatt ved høyvann og lavvann.

Nitrogen compounds in scrubber water and seawater source.

Dato:	INNGÅENDE SJØVANN			GASSVASKEVANN		
	NO ₂ +NO ₃	NH ₄	Tot-N	NO ₂ +NO ₃	NH ₄	Tot-N
07.06.78	0.034	0.035	0.038	0.049	0.175	0.280
10.10.78	0.024	0.014	0.152	0.045	0.099	0.303
21.11.78	0.052	0.010	0.282	0.059	0.044	0.250
05.12.78	0.056	0.014	0.084	0.067	0.080	0.149
31.01.79	0.108	0.039	0.297	0.151	0.112	0.533
15.02.79	0.107	0.014	0.409	0.111	0.088	0.780
27.02.79	0.107	0.014	0.409	0.127	0.111	0.359
24.04.79	0.011	0.055	0.221	0.042	0.099	0.288
08.05.79	0.009	0.018	0.089	0.015	0.186	0.222
Snitt Mean	0.056	0.023	0.236	0.074	0.110	0.351

Gjennomsnittlig innhold av ammonium i fjord- og ellevann er fremstilt på figur 6.2. Prøvene i fjorden er tatt i sprangsjiktet, vanligvis 2-5 m dypt. Det går frem at Skjerva var tydelig belastet med ammonium, sannsynligvis på grunn av forurensning med organisk stoff. Høyt innhold også av total nitrogen tyder på dette. Vefsna viste derimot lavt innhold både av ammonium og total nitrogen.

Gjennomsnittsverdiene for de ytre delene av fjorden lå i samme område (0.01 - 0.02 mg/l) som for de indre stasjoner.

Sammenlignet med grenseverdier for toksiske effekter (Tab. 6.8) var ammoniuminnholdet både i fjorden og elvene lavt. Det vil derfor eventuelt bare være tale om gjødslingeffekter.

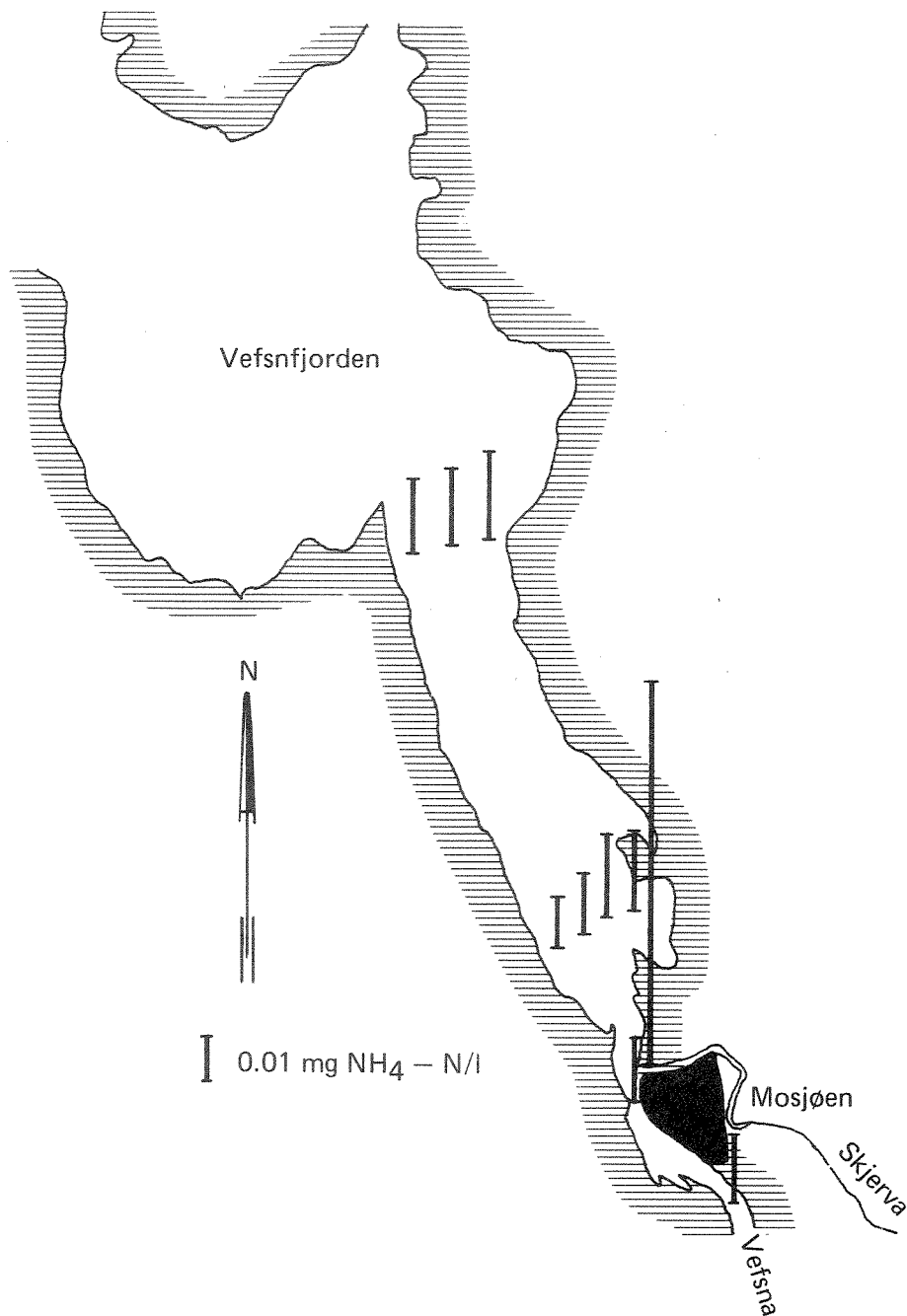


Fig. 6.2 Ammonium i den innerste del av Vefsnfjorden og tilløpene Vefsna og Skjerva. Snitt for perioden 7.06. 78 – 8.05.79.

Ammonia in the innermost part of the fjord and the rivers Vefsna and Skjerva. Mean of the period June 7, 1978 – May 8, 1979

Tab. 6.8. Konsekvenser av økte ammoniumkonsentrasjoner (mg NH₃/l) etter EIFAC (1970), EPA (1977) Spotte (1970).

Toxic levels of ammonia (mg NH₃/l).

Virkning	Ammoniakk, ikke-jonisk	Total ammonium, pH 8, 15° C ^{*)}
Fare for marine organismer	0.2	8
Ikke registrerte skader på laksefisk	< 0.02	< 0.8
Minimal risiko for skadeeffekter på marine organismer	< 0.01	< 0.4

*)

Vi har sett bort ifra jonestyrken, som i sjøvann kan gi inntil 25% lavere verdier av ikke-jonisk ammoniakk.

6.3.4 Næringssalter

I norske fjorder og kystfarvann er det først og fremst nitrogen- og fosforforbindelser som kan begrense produksjonen av planteplankton og fastsittende alger. Disse må betraktes som mikro-elementer i sjøvann (0-0.3 ppm total bundet nitrogen, 0-0.05 ppm total fosfor), mens de utgjør en betydelig del av plankton-biomassen (ca 5-10% N og 1-2% P på tørrstoffbasis). Konsentrasjoner i vannet bestemmes derfor i stor grad av biologiske forhold.

I vekstsesongen fjernes næringssaltene fra de øvre vannlag der lyset er tilstrekkelig for netto planktonproduksjon og tilføres de underliggende vannmasser. Når et næringsemne blir begrensende, avhenger netto planktonproduksjon i de øvre vannlag av tilførsler av dette næringsemne utenfra, fra land og ved vertikal transport fra de underliggende vannmasser.

I planteplankton er vektforholdet mellom bundet nitrogen og fosfor gjennomsnittlig omlag 7:1. Dersom tilgjengelige nitrogen- og fosforforbindelser foreligger i samme vektforhold (7:1) i vannmassen ved starten av produksjonsperioden, har derfor begge muligheten til å bli begrensende. Store

avvik fra dette forholdet sannsynliggjør at det av de to elementene som foreligger i underskudd vil bli begrensende.

Ikke alle nitrogen- og fosfor-forbindelser er tilgjengelige for planteplanktonet og de fastsittende alger. Det er først og fremst de uorganiske forbindelsene nitrat, nitritt, ammonium og ortofosfat som opptas, dessuten noen enkle organiske nitrogenforbindelser som urea og enkelte frie aminosyrer

Havvann utenfor norskekysten har et lite, men tydelig underskudd på tilgjengelige nitrogenforbindelser sammenlignet med det teoretiske N:P-forholdet i plankton. Disse områder er derfor gjenstand for nitrogen-begrensning.

I ferskvann er forholdet stort sett omvendt. Avrenningstall for dyrket mark, skog og utmark viser stort underskudd av fosforforbindelser.

I ekskrementer fra dyr og mennesker er det igjen nitrogenforbindelsene som foreligger i underskudd (her totalt bundet nitrogen) slik at sterkt kloakkvannspåvirkede vannforekomster kan ha underskudd på nitrogenforbindelser i forhold til det teoretiske N:P-forholdet på 7:1.

Analysene av elvevann og hallgassvaskevann som ble utført ved Mosjøen Aluminiumverk i 1978-79 (tab. 6.9) gir et bilde av næringsstofftilførslene til indre del av Vefsnfjorden.

Tab. 6.9 Næringsstoffer i elvevann sammenlignet med tilskudd til hallgassvaskevann, gjennomsnitt for perioden juni 1978-mai 1979, µg/l.
Nutrients in rivers and scrubber water June 1978-May 1979, µg/l.

Vannstrøm	Stasjon	NO ₂ , NO ₃ -N	NH ₄ -N	Tot-N	PO ₄ -P	Tot-P
Vefsna	Øybrua	49,7	15.3	81.2	3.3	5.5
Skjerva	Skjervbrua	181,2	84.2	336.3	27.5	40.7
Hallgassvaskevann, tilskudd	Klarings- basseng	17.7	87.0	115.1	< 5.0	< 5.0

For hallgassvaskevannet er analysene utført på inngående sjøvann og avløpsvann, begge ved flo og fjære samme dag. Tilskuddet er beregnet ved å trekke gjennomsnittskonsentrasjonene i inngående sjøvann fra de tilsvarende i avløpsvannet. Hallgassvaskevannet fra Aluminiumverket kan, som før nevnt, bidra med noe ammonium, og dermed total nitrogen, mens nitrat og fosforforbindelser alt overveienede tilføres fra Vefsna og Skjerva.

Prøver fra de øvre vannlag (sprangsjiktet) i Vefsnfjorden i 1978-79 (tab. 6.10 og 6.11) viser stort sett det en skulle vente. Om sommeren (tab. 6.10) da ferskvannstilførslene var store, var det en markert forskjell på N/P-forholdet ytterst i fjorden (6.9 - 7.9) og i Vefsna overfor Aluminiumverket (43). Høyt N/P-forhold fant en også i fjordens indre del. Nitrat viste høyest innhold i elvevannet (St. 12) og en avtagende tendens utover fjorden. Dette er i samsvar med at nitrat vesentlig skriver seg fra naturlig avrenning i nedbørfeltet.

Ammonium, total nitrogen, fosfat og total fosfor viste alle relativt lavt innhold i elvevannet. Det var ingen systematisk forskjell fra innerst til ytterst i fjorden.

Om vinteren (tab. 6.11) var det ingen tydelig forskjell i vannkvalitet på de ytre og de indre stasjoner. Avrenningen fra nedbørfeltet er da minimal, og fortynningen god (jfr. kap. 6.3.1).

Vertikalfordelingen av totalfosfor og totalnitrogen (tab. 6.12) viste stort sett liten forskjell mellom fotosyntesesonen (0-20 m) og de underliggende vannlag. Om sommeren var det imidlertid antydning til en anrikning av Tot-P i 30-50 m sonen på St. 6 og en reduksjon i Tot-N i fotosyntesesonen på alle 3 stasjoner.

Tab. 6.10 Gjennomsnittlige konsentrasjoner av næringssalter i sprang-
sjiktet, mai - september, 1978-79, µg/l.

*Mean nutrient concentrations at salinity discontinuity level
during summer, May - September, 1978 - 1979, µg/l.*

Station	NO ₂ ,NO ₃ -N A	NH ₄ -N B	Tot-N C	PO ₄ -P D	Tot-P E	Avail. N/P $\frac{A + B}{D}$
1	13	16	89	4.2	8.8	6.9
2	11	18	62	4.2	9.2	6.9
3	17	16	63	4.2	9.8	7.9
4	10	22	91	5.2	9.2	6.2
5	27	25	92	6.6	9.4	7.9
6	20	28	99	2.6	10.4	18.5
7	16	35	80	4.6	11.8	11.1
8	31	23	93	4.8	8.8	11.3
9	23	23	103	5.4	10.4	8.5
10	25	15	69	2.0	8.0	20.0
11	27	13	62	4.0	9.2	10.0
12	34	9	62	1.0	5.6	43.0

Tab. 6.11 Gjennomsnittlige konsentrasjoner av næringsalter i sprang-
sjiktet, okt.-mars, 1978-79, µg/l *)

*Mean nutrient concentrations at salinity discontinuity
level during winter, Oct. - March, 1978 - 1979, µg/l. *)*

Station	NO ₂ , NO ₃ -N	NH ₄ -N	Tot-N	PO ₄ -P	Tot-P	Avail N/P
	A	B	C	D	E	$\frac{A + B}{D}$
1	80	18	157	9.2	11.2	10.6
2	80	14	247	9.2	9.4	10.2
3	77	11	233	9.4	9.6	9.4
4	80	11	184	9.0	10.4	10.1
5	79	10	218	8.6	13.2	10.3
6	80	9	249	9.2	10.6	9.7
7	82	11	181	9.0	11.0	10.3
8	80	11	128	7.8	11.6	11.7
9	80	17	99	9.4	11.4	10.3
10	79	13	224	11.0	8.8	8.4
11	79	11	207	11.4	9.6	7.9
12	84	11	105	5.8	6.8	16.4

*) En ekstremverdi (5.12.1978) utelatt.
One outlier (December 5, 1978) omitted.

Tab. 6.12 Totalfosfor og totalnitrogen i og under fotosyntese-sonen,
juni 1979 - mai 1980.

*Combined nitrogen and phosphorus in and below the photosynthetic
zone.*

Station	Vannlag	Tot-P, µg/l		Tot-N, µg/l	
		Sommer	Vinter	Sommer	Vinter
6	0-20 m	12	17	148	155
	30-50 m	20	15	156	146
13	0-20 m	13	15	124	138
	30-50 m	12	12	148	125
14	0-20 m	10	12	115	122
	30-50 m	11	16	138	138

6.3.5 Suspendert stoff og siktedyp

Suspendert stoff i fjordområder opptrer naturlig ved erosjon i nedbørfeltet, tilførsel av terrestrisk plantemateriale (lauv, blomsterstøv etc.) og ved planteplanktonproduksjon i vassdrag og fjord.

Tab. 6.13 Suspendert tørrstoff i elvevann og gassvaskevann, oktober 1978 - mai 1979, mg/l.

Suspended solids in river and scrubber water,

October 1978 - May 1979, mg/l.

Vannstrøm	Stasjon	Susp. stoff	Susp. gløderest	Susp. organisk stoff, %
Vefsna	Øybrua	4.0	2.5	38
		3.6-4.7	1.8-3.2	
Skjerva	Skjervbrua	6.1	4.1	33
		4.5-7.0	1.2-6.0	
Sjøvann inn		1.5	0.4	73
		0.7-4.3	<0.2-1.5	
Gassv.vann	Klar.bass.	8.2	4.2	49
		2.7-16.6	<0.2-10.6	
Gassv.vann, overskudd		6.7	3.8	43

Innholdet av suspendert stoff i elvevann fra Vefsna og Skjerva (Tab. 6.13) var ikke særlig høyere enn i overflatevannet i fjorden i gjennomsnitt (Tab. 6.14). Gassvaskevannet har et tydelig overskudd av suspendert stoff, men siden vannstrømmen her er liten sammenlignet med elvene (ca. 1/75 i gjennomsnitt) blir det totale bidraget til fjorden - som suspendert stoff betraktet - ubetydelig.

Den vertikale fordeling av suspendert stoff i fjorden, Tab. 6.14, er i gjennomsnitt svært jevn ned til 50 m. Gjennomsnittlig er det noe høyere verdi i overflaten på stasjon 6 som ligger midtfjords på høyde med Alterneset. Forskjellen til de underliggende vannmasser er imidlertid liten sammenlignet med den totale variasjon.

Den horisontale fordeling av uklart vann kan illustreres ved siktedypmålingene (Tab. 6.15) som ble foretatt gjennom en årssyklus (mai 1978 - mai 1979) på alle hydrografistasjonene.

Tab. 6.14 Suspendert tørrstoff i fjordvann, juni 1979 - mai 1980, mg/l.
Suspended solids in fjord water, June 1979 - May 1980, mg/l.

Dyp	St. 6	St. 13	St. 14
0.5	4.1 (0.5-6.8)	3.9 (<0.2-9.5)	3.0 (1.0-4.8)
5	2.8 (0.4-5.9)	3.3 (0.2-8.5)	3.1 (0.4-6.5)
10	2.6 (0.4-6.4)	3.1 (0.2-6.8)	2.7 (0.6-6.0)
15	2.2 (<0.2-5.8)	3.5 (<0.2-7.9)	3.3 (0.2-8.4)
20	2.4 (<0.2-6.4)	3.7 (0.4-7.2)	3.0 (0.4-6.7)
30	2.5 (1.0-6.0)	3.9 (<0.2-7.8)	2.8 (0.6-5.2)
50	1.7 (<0.2-6.0)	3.5 (0.2-8.3)	2.0 (0.2-4.0)

Tab. 6.15 Siktedyp i sommer- og vinterhalvåret (1978-1979), snitt og variasjonsbredde.

Secchi depth during summer and winter (1978-1979) mean and total variation.

Siktedyp m Stasjon	Sommer	Vinter
	mai - oktober	november - april
1	7.9 (3.0-12.5)	13.1 (5.0-20)
2	7.9 (2.5-12.0)	13.4 (4.5-20)
3	8.0 (3.5-12.0)	13.4 (5.0-19.5)
4	7.7 (2.5-11.0)	13.9 (3.5-19.5)
5	7.8 (2.0-13.0)	14.2 (2.0-21.0)
6	7.7 (2.5-13.0)	13.7 (1.5-21.0)
7	7.5 (2.5-12.0)	13.0 (1.5-19.5)
8	7.6 (3.0-13.5)	13.1 (2.0-23.0)
9	6.1 (1.5-12.5)	13.1 (2.0-22.0)
10	6.9 (2.0-13.0)	13.9 (2.0-28.0)
11	8.4 (2.0-16.0)	14.4 (1.5-25.5)
12	5.2 (1.5-8.5)	6.8 (2.0-10.5)

Resultatene viser svært jevne forhold i fjorden uten utpregede forskjeller fra innerst til ytterst, med unntak for stasjon 12 som ligger litt oppe i Vefsna.

6.4 Partikulært materiale i vannmassen

Målinger av partikulært Al i overflatevannet i fjorden fra elva (VV12) til munningen av fjorden (VV2) viser en generell reduksjon utover fjorden (Fig. 6.4). Høyest konsentrasjon ble målt på stasjon VV9, utenfor aluminiumverket. Konsentrasjonene av aluminium skyldes delvis naturlig sedimenttransport og delvis utslipp av aluminium fra smelteverket. Variasjonene i Si/Al-forholdet i det partikulære materialet i overflatevannet (Fig. 6.4) viser at stasjonene VV9, VZ1, VZ3 og VV4 alle er påvirket av aluminiumkontaminering, mens stasjonen i elva (VV12) og ved munningen av fjorden (VV2) viser normale Si/Al-forhold. Det betyr at Al-støv påvirker overflatelaget i hvert fall inntil 13 km fra smelteverket.

Den vertikale fordelingen av partikulært aluminium på stasjon VZ1, like utenfor dypvannutslippet fra pyrohydrolyse-anlegget, viser en markert økning i 40-60 m dyp (Fig. 6.5). I tillegg er det et maksimum i overflaten (over sprangsjiktet) og et minimum i 20 m dyp hvor vi sannsynligvis befinner oss i den estuarine kompensasjonsstrømmen. Forholdet mellom Si/Al som i naturlige partikler vanligvis er høyere enn 2.2, viser at vannmassen over sprangsjiktet og mellom 40 og 100 m er influert av Al-støv. Vann i kompensasjonsstrømmen viser normale Si/Al-forhold, likeså vann under 120 m dyp (Fig. 6.5). Dette var noe uventet med tanke på dypvannutslippet på 130 m dyp. Forklaringen kan være at inntaksvannet som asken blandes med er ferskvann og at det skjer en opptrengning av avløpsvann og innlagring ved ca. 40-100 m dyp.

For å studere størrelse, form og kjemisk sammensetning av enkeltpartikler ble filterprøver fra 1m, 40m og 60m analysert ved SEM og EDAX (s. 58). I overflatevannet var partiklene preget av silikatmineraler (leire) og planktonfragmenter. Fig. 6.6A viser tildels store partikler (10-15 μ m) og mange små (1-2 μ m). Midt i bildet kan sees en stavformet diatomé. Fig. 6.6B viser en fecal pellet (ekskrement partikkel) som består av mange små partikler kittet sammen til en ovalformet partikkel. Partikkelfragmentene omfatter både uorganiske partikler og stavformete diatomeer. Størrelsen på denne ekskrementpartikkelen er 70 x 40 μ m og stammer trolig fra zooplankton. Trolig er sedimentering av ekskrementer viktig med hensyn til sedimentering av ørsmå partikler. I 40 m dyp, hvor konsentrasjonen av partiku-

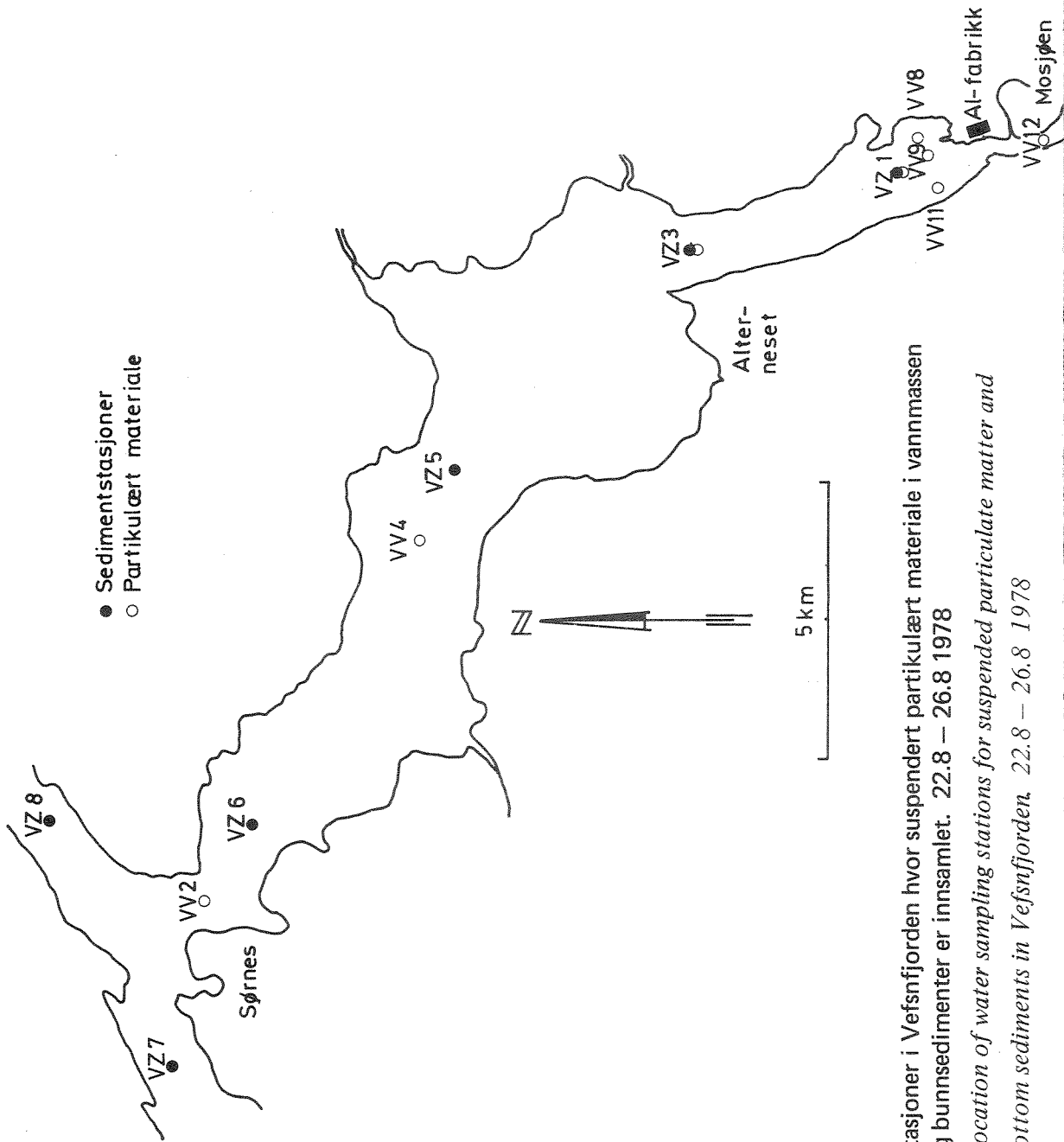


Fig. 6.3 Stasjoner i Vefsnfjorden hvor suspendert partikulært materiale i vannmassen og bunnsedimenter er innsamlet. 22.8 – 26.8 1978
Location of water sampling stations for suspended particulate matter and bottom sediments in Vefsnfjorden. 22.8 – 26.8 1978

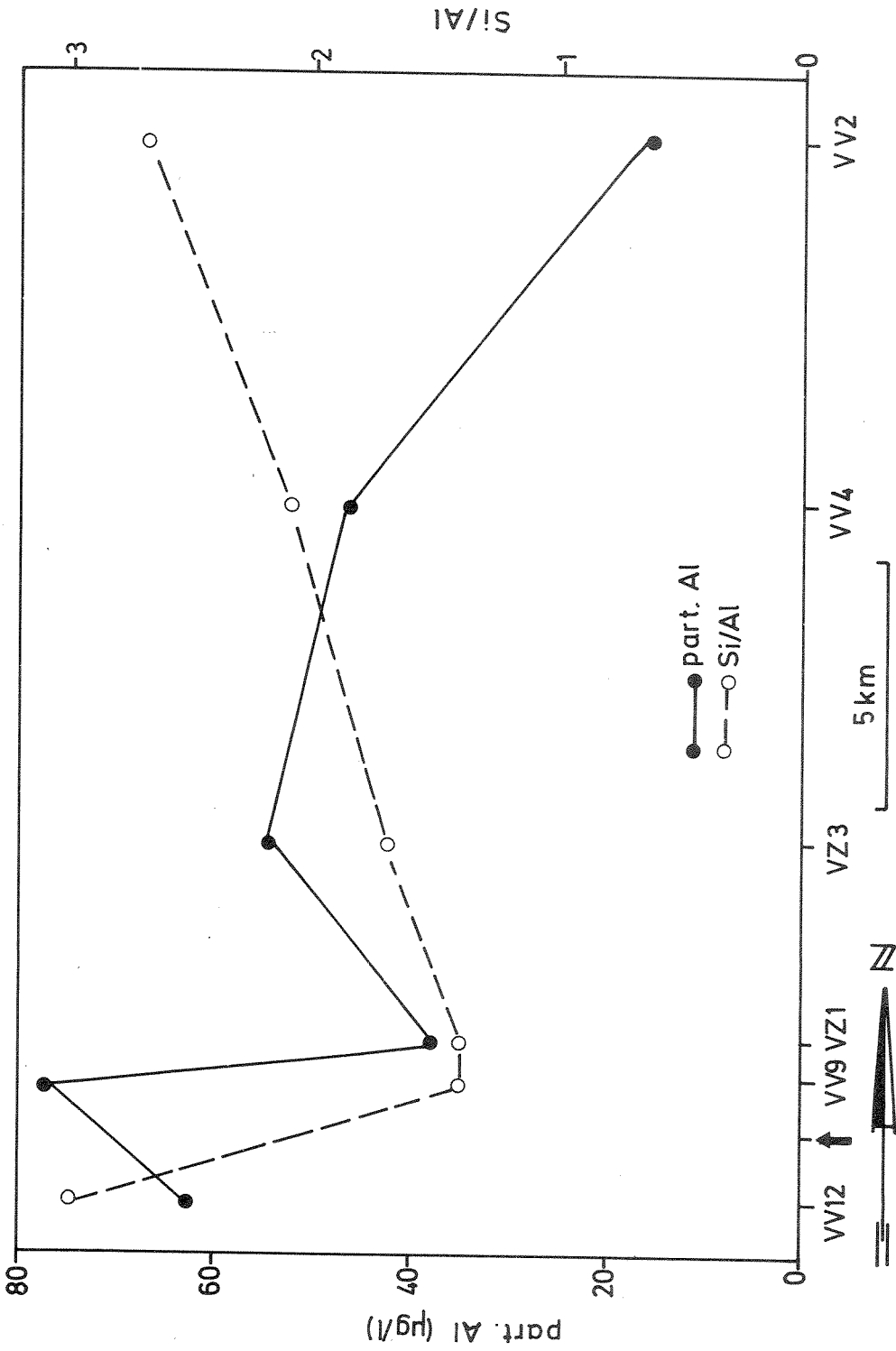


Fig. 6.4 Overflatevannets innhold av partikulært aluminium (●) og vektforholdet mellom silisium og aluminium (○) i partikulært materiale fra Vefsnfjorden (pil indikerer aluminiumverkets beliggenhet)

The content of particulate aluminium (●) and the ratio of silica to alumina (○) in the particulate matter of the surface water of Vefsnfjorden (arrow indicates the location of the Al - smelter)

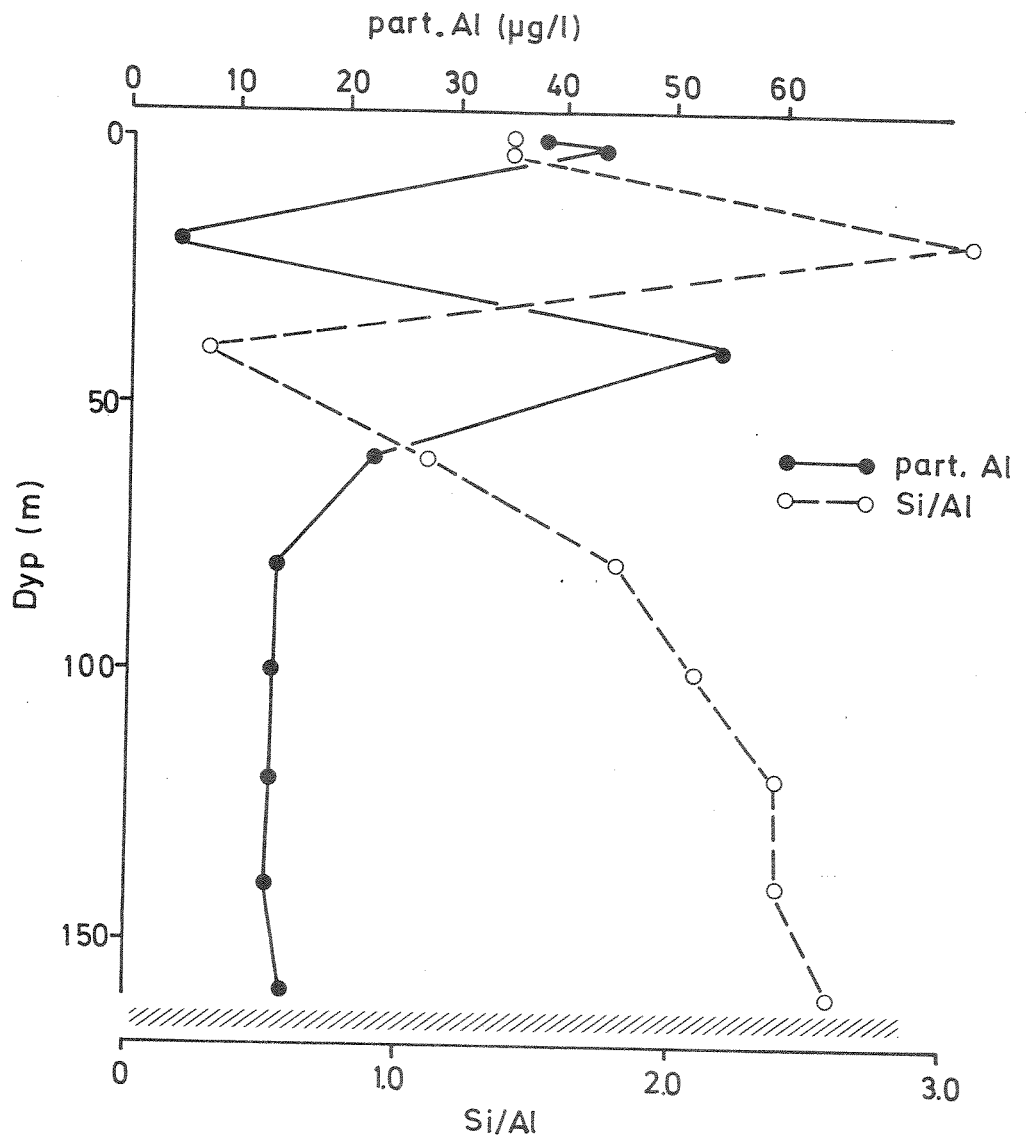
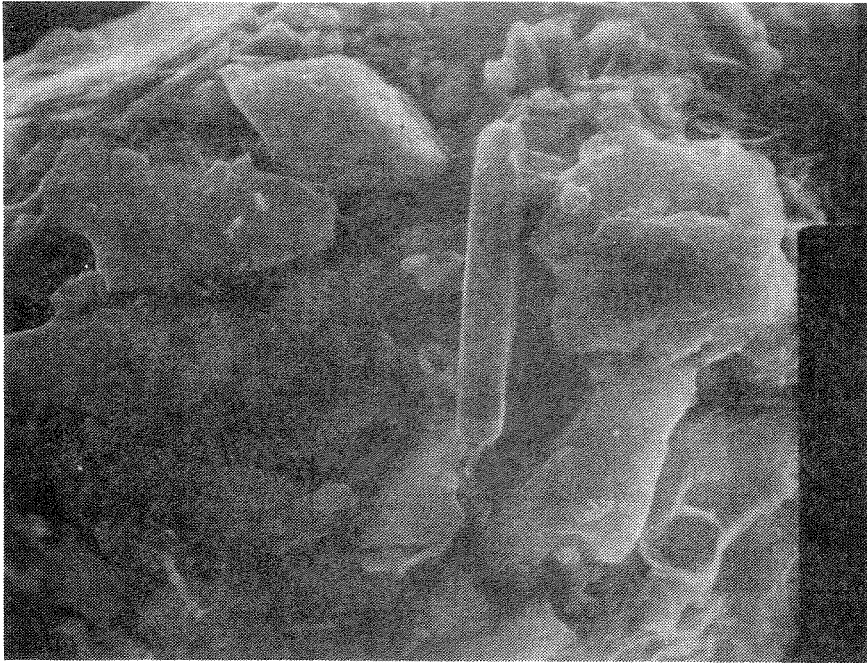


Fig. 6.5 Vertikal fordeling av partikulært aluminium (●) og partiklenes Silisium/aluminium vektforhold (○) på stasjon VZ1
Vertical distribution of particulate aluminium (●) and the ratio of silica to alumina (○) in the particulate matter at station VZ1

lært Al var høyest på stasjon VZ1, ble det observert aggregater av aluminium (Fig. 6.6C). Aggregatene består av heksagonale, plateformede krystaller (trolig Al_2O_3). Enkelte partikler er også sirkelrunde (diameter 1.5 - 2 μm) og viser kun aluminium som identifiserbart element (Fig. 6.6D). Alle disse aluminiumspartiklene må antas å stamme fra avløpsvannet fra Mosjøen Aluminiumverk, og kan således betraktes som en "tracer" på avløpsvannet. Lenger ute i fjorden (VZ3) er det vanskelig å påvise noe avvik i aluminiumkonsentrasjonen, bortsett fra i overflatevannet. Dette kan delvis også skyldes uheldig valgte prøvedyp (ingen prøver mellom 20 og 100m). Men det kan også skyldes at fortynningen ved intermediære dyp er såpass stor at avløpsvannet ikke kan spores særlig langt.

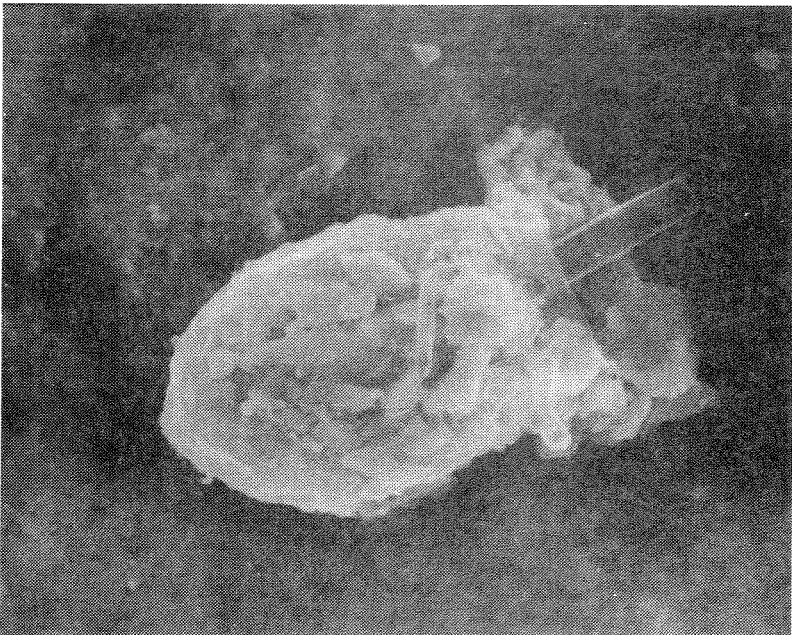
På stasjonene VZ3 og VZ1 ble også kalsium, kalium og svovel analysert på det partikulære materialet (Tabell 6.16). Ingen av disse elementene viser noen avvik fra det normale, og deres tilstedeværelse skyldes deres innhold i naturlige, uorganiske og organiske partikler. Konsentrasjonene av silisium, fosfor, jern og aluminium ble målt i partikulært materiale fra samtlige stasjoner. I tillegg til aluminium viser også jern tendenser til anomalier, spesielt ved intermediære dyp (40-60 m) på stasjon VZ1 (Tabell 6.15). Dette antas å skyldes en del jern i avløpsvannet fra smelteverket. Også ved SEM-analyser ble det påvist en del jernrike partikler, spesielt ved intermediære dyp.

Mengden av partikulært fosfor er vanligvis en god indikator på organiske partikler. Fordelingen av partikulært P i overflatevannet i Vefsnfjorden er vist på Fig. 6.7. De høyeste konsentrasjonene ble målt innenfor Alterneset og skyldes trolig lokale variasjoner i planktonbestanden i fjorden. Konsentrasjonene av fosfor i elva var lave, slik at tilførselene av fosfor av terrestrisk opprinnelse er beskjedne. Vertikalt i vannmassen er det betydelige konsentrasjonsgradienter for fosfor (Fig. 6.8). De høyeste konsentrasjonene befinner seg over sprangsjiktet. Unntak er en prøve fra 250 m dyp på stasjon VV4, hvor det ble målt 8.1 $\mu\text{g}/\text{l}$ P. Denne høye verdien skyldes tilstedeværelse av zooplankton (observert og notert under filtrering).



10 μm

A.



30 μm

B.

- Fig. 6.6 A) SEM – fotografi av partikulært materiale på Nuclepore membranfilter. Hovedsakelig uorganiske partikler, men en stavformet diatome kan sees i sentrum av bildet (VZ1, 1 m).



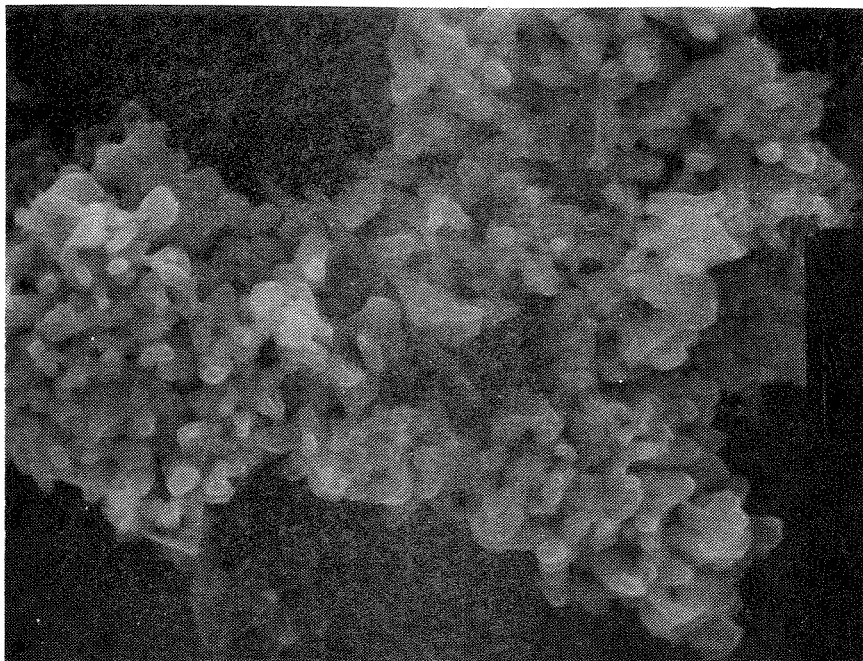
SEM – photography of suspended particulate matter collected on Nuclepore membrane filter.

Mainly inorganic particles. A pennate diatom is observed in the center of the photo (VZ1, 1 m).

- B) Ekskrementpartikkel (70 x 40 μm) fra dyreplankton. Legg merke til at partikkelen består både av diatomeskall og uorganiske partikler (VZ1, 1 m)

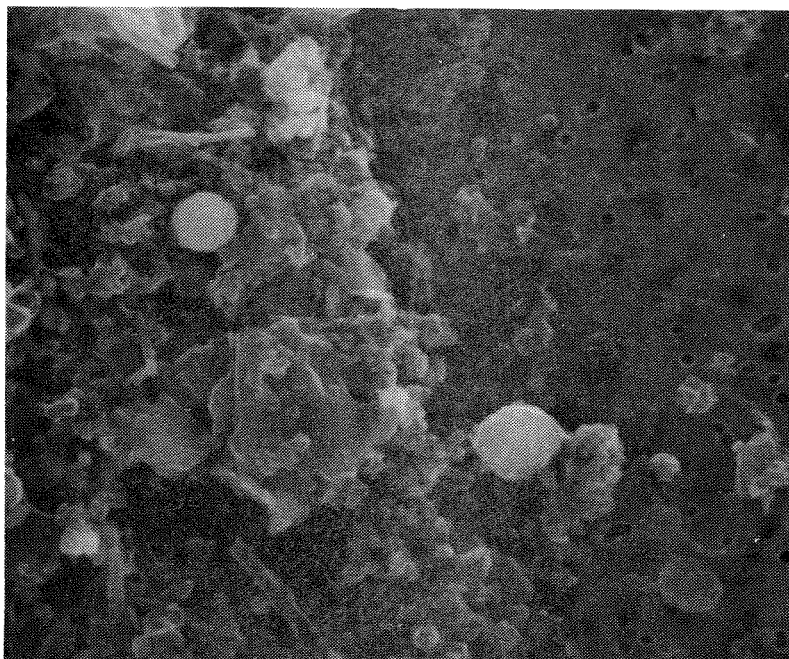


A fecal pellet (70 x 40 μm) from zooplankton. Notice that the particle consists of diatom fragments as well as inorganic particles (VZ1, 1 m)



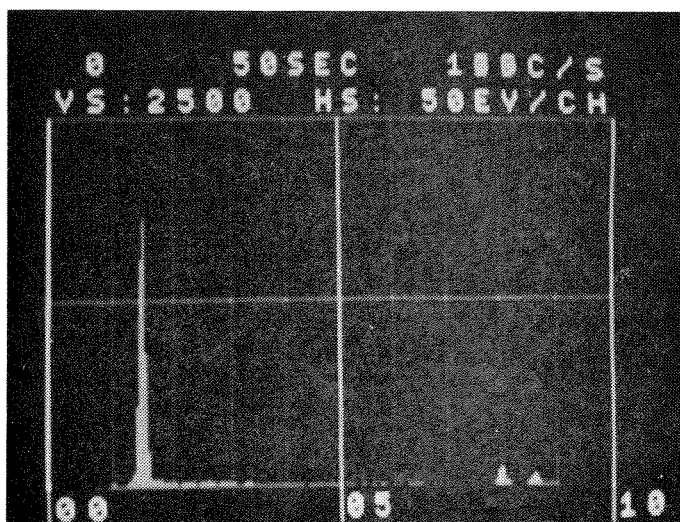
5 μm

C.



5 μm

D.



EDAX

Fig. 6.6 C) Store aggregater av aluminiumpartikler
(Aluminiumoksyd?). Heksagonale, plateformede
krystaller (VZ1, 40 m).



*Large aggregates of aluminium particles (Al_2O_3 ?).
Hexagonale, plate shaped crystals (VZ1, 40 m)*

D) Sfæriske partikler som består av aluminium
(se EDAX – spekter nederst som kun viser en topp
for aluminium) (VZ1, 40 m).



*Spherical particles containing aluminium
(notice the EDAX – spectra at the bottom, showing
an aluminium peak). (VZ1, 40 m).*

Tabell 6.16 Kjemisk sammensetning av suspendert partikulært materiale i vannmassene i Vefsnfjorden 22.8 - 23.8 1978.

Chemical composition of suspended particulate matter in Vefsnfjorden 22.8 - 23.8 1978.

Stasjon nr.	Dyp (m)	Fe $\mu\text{g/l}$	P $\mu\text{g/l}$	Si $\mu\text{g/l}$	Al $\mu\text{g/l}$
VV2	1	9.9	4.6	42.9	15.9
	5	9.2	5.3	41.4	12.6
	50	10.4	1.3	35.0	11.5
	200	10.4	1.4	43.2	13.7
VV4	1	23.3	5.8	96.7	46.7
	2	7.2	4.6	34.9	10.8
	20	3.4	2.2	16.7	4.6
	50	6.2	0.9	20.2	6.5
	100	6.2	0.8	25.3	7.9
	150	7.3	0.7	27.9	8.4
	175	7.3	0.6	29.1	8.9
	200	6.9	0.9	26.9	8.3
	225	7.4	0.8	30.7	9.4
	250	6.9	8.1	24.3	7.5
	300	6.6	0.8	24.7	7.5
	350	7.1	0.8	21.2	6.3
400	15.5	1.6	26.7	8.3	
VV8	1	18.4	5.6	75.2	54.9
VV9	1	27.6	6.1	111.2	77.6
VV11	1	11.1	3.8	64.2	32.6
VV12	1	29.1	3.1	191.8	63.3
	3	12.7	6.4	70.6	30.4

ferets. tabell 6.16.

Stasjon nr.	Dyp (m)	Si $\mu\text{g/l}$	P $\mu\text{g/l}$	Fe $\mu\text{g/l}$	Al $\mu\text{g/l}$	Ca $\mu\text{g/l}$	K $\mu\text{g/l}$	S $\mu\text{g/l}$
VZ3	1	90.2	6.7	21.3	54.1	6.7	9.0	7.5
	3	47.1	4.4	2.9	19.5	8.6	4.5	8.0
	20	17.3	2.1	3.9	4.2	4.8	1.5	3.1
	100	29.9	1.2	11.2	10.1	3.8	2.9	3.1
	150	32.6	0.9	9.7	10.5	5.0	3.5	1.8
	200	33.8	1.0	10.7	11.3	3.3	3.2	1.1
VZ1	1	55.0	6.0	15.0	38.3	10.2	4.5	10.0
	2	59.2	5.9	15.5	43.7	9.7	5.9	10.3
	20	14.5	1.5	3.5	4.6	3.8	1.8	4.4
	40	15.9	1.6	14.8	54.5	2.8	1.8	2.8
	60	23.7	1.8	18.2	22.5	3.5	2.4	2.6
	80	24.3	1.7	9.2	13.3	4.7	3.7	4.5
	100	28.1	1.7	10.3	13.5	4.4	3.0	5.0
	120	30.3	1.9	18.9	13.5	5.5	3.7	3.6
	140	31.8	1.8	24.4	13.1	6.5	7.2	3.1
160	37.6	1.8	23.4	14.7	4.5	4.0	2.1	

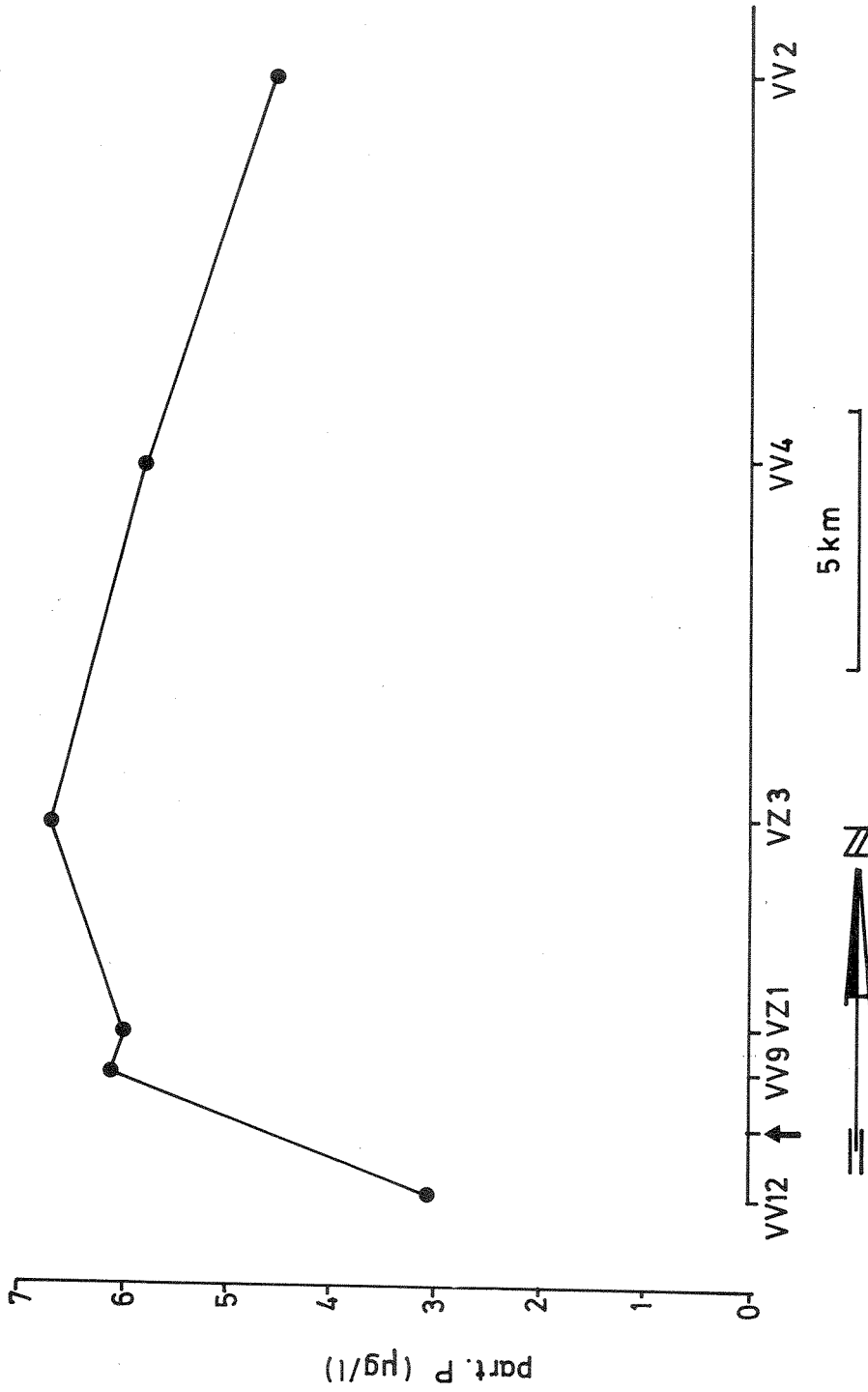


Fig. 6.7 Horizontal fordeling av partikulært fosfor i overflatevannet i Vefsnesfjorden.

(pil indikerer Aluminiumverkets beliggenhet)

Horizontal distribution of particulate phosphorus in the surface water of Vefsnesfjorden. (Arrow indicates the location of the Al - smelter)

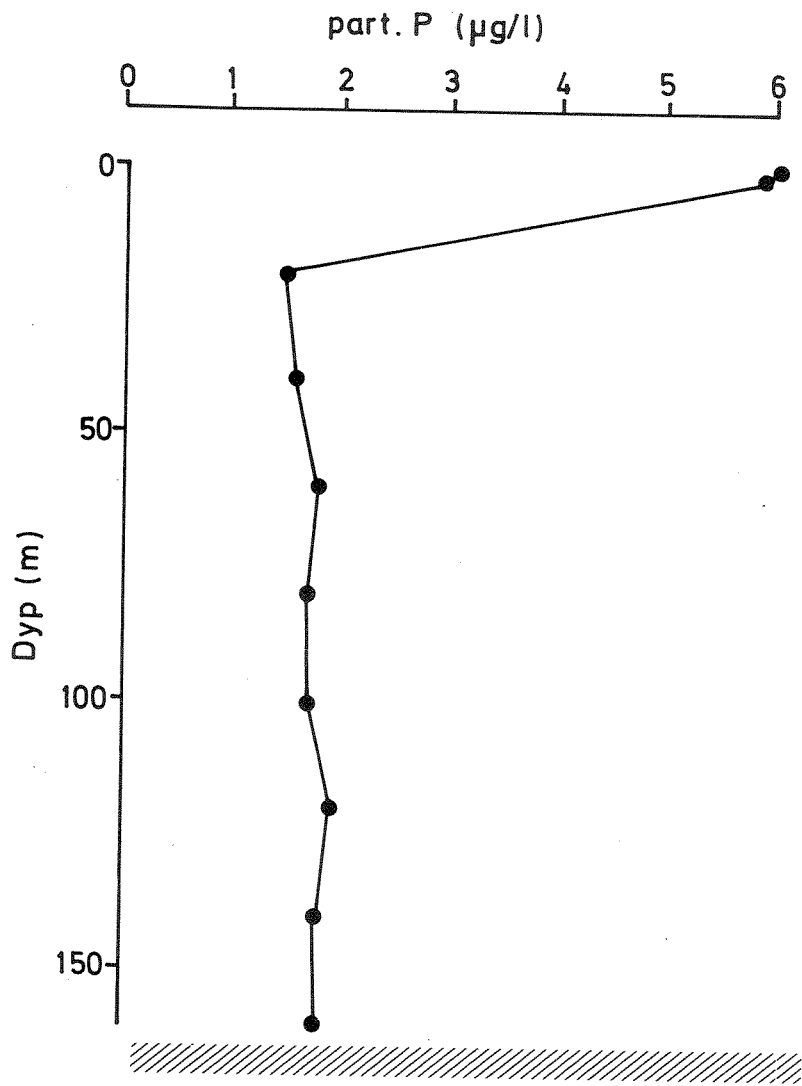


Fig. 6.8 Vertikal fordeling av partikulært fosfor på stasjon VZ1 i Vefsnfjorden
Vertical distribution of particulate phosphorous at station VZ1, Vefsnfjorden

Analysene av filtrene ved røntgenfluoresence og ved Scanning Elektron Mikroskopi viser at overflatevannet i Vefsnfjorden er influert av aluminiumholdig avløpsvann minimum i en avstand på 13 km fra Aluminiumsverket. Ved intermediære dyp (40 - 100 m) ble det også påvist aluminiumspartikler i vannet på stasjon VZ1, mens det i 13 km avstand ikke ble påvist unormale aluminiumskonsentrasjoner. De øvrige analyserte elementene viser fordelingen av naturlige sedimenter i vannmassen og tilstedeværelsen av organiske partikler (plankton og dødt organisk materiale).

7. BUNNSEDIMENTUNDERSØKELSER

SEDIMENT INVESTIGATIONS

ved Jens Skei

7.1 Innledning

Anvendelsen av bunnsedimenter i resipientvurderinger er nyttig ettersom forurensninger som tilføres det marine miljø i stor grad akkumuleres på bunnen. Bunnsedimentene er derfor et vitnesbyrd om forurensningsgraden de siste årene, og ved analyser på dypere sjikt i sedimentet kan vi også sammenligne dagens situasjon med tidligere år. Sedimentene gir et historisk bilde av en eventuell forurensningsutvikling og er derfor et viktig hjelpemiddel i en langsiktig overvåking av en resipient.

I tillegg til bruk av sedimenter ved kartlegging av forurensning og ved belastningsvurderinger, må sedimentene betraktes som en potensiell forurensningskilde for vannmassen som står i kontakt med sedimentet og for bunndyr som lever i og på sedimentet. Dette er spesielt viktig når det dreier seg om sedimenter sterkt forurenset av miljøgifter.

7.2 Prøvetaking og metoder

Sedimentkjerner ble tatt med Niemistö gravity corer (Niemistö 1974), 23-24/8 1978 på 6 stasjoner vist på Fig. 6.3. Kjernene for analyse av metaller, bly-210 og organisk materiale ble snittet i 1 cm intervall, mens kjerner for analyse av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) ble snittet i 2 cm intervaller.

Analysene av metaller ble utført med atomabsorpsjon etter salpetersyreoppløsning, mens glødetap som mål for organisk materiale ble utført ved gløding ved 550°C i 2 timer. Analyser av bly-210 for aldersdatering ble gjort ved Harwell Environmental and Medical Sciences Division i England. Analyser av fluor ble utført ved Mosjøen Aluminiumverks laboratorium ved hjelp av joneselektiv elektrode (Sintalyzer system).

Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) ble analysert ved gasskromatografi og glasskapilarkolonne (kap. 8).

7.3 Resultater

En visuell bedømmelse av sedimentenes tekstur og utseende er gitt i Tabell 7.1.

Resultatene fra analysene av bly-210 er fremstilt i Fig. 7.1-7.4, mens resultatene fra analysene av metaller, organisk materiale og fluor er gjengitt i Tabell 7.2 og 7.3.

Tabell 7.1 Beskrivelse av sedimentene.
Description of the sediments.

Stasjon nr.	Vanddyp (m)	Kjernelengde (cm)	Kommentarer
VZ1	165	20.5	Gulbrunt topplag. Sort anoksisk sediment under.
VZ3	359	20.5	Brunlig overfløtelag. Siltig/sandig. Polychaeterrør. Mye sorte partikler (avlange, 2-3 mm).
VZ5	478	45	Brunt topplag over blågrå leire (noe organiskholdig).
VZ6	485	53	Brunt topplag over leire rik på organisk materiale.
VZ7	162	18	Sandig sediment med leire i bunnen. Svært grovt sediment med gruspartikler og skjellfragmenter
VZ8	159	19	Sandig sediment. (Skjellsand). 15 cm sandlag over lyseblå leire. Nokså lik VZ7.

7.3.1 Aldersdateringer

Geokronologiske metoder er nyttige for å fastslå alderen på et sediment og for å sammenholde alderen med konsentrasjonen av forskjellige forurensningskomponenter. Bly-210 er en naturlig isotop i uranserien som tilføres fjord-sedimentene via atmosfæren. Denne isotopen har en halveringstid på 22 år og er således nyttig ved aldersdatering av sedimenter som er avsatt de siste 150 år.

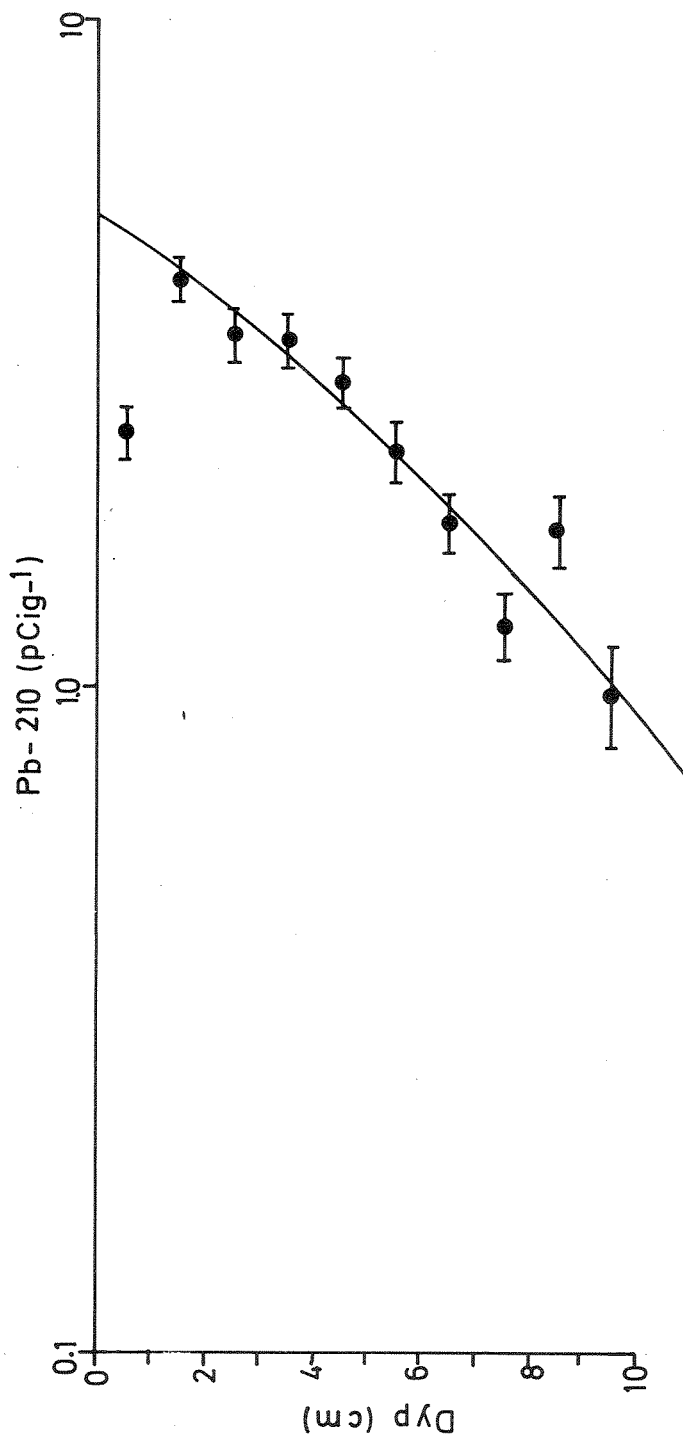


Fig. 7.1 Vertikal fordeling av » unsupported» bly - 210 i sedimentkjerne fra stasjon VZ1
Vertical distribution of unsupported lead - 210 in a sediment core from station VZ1

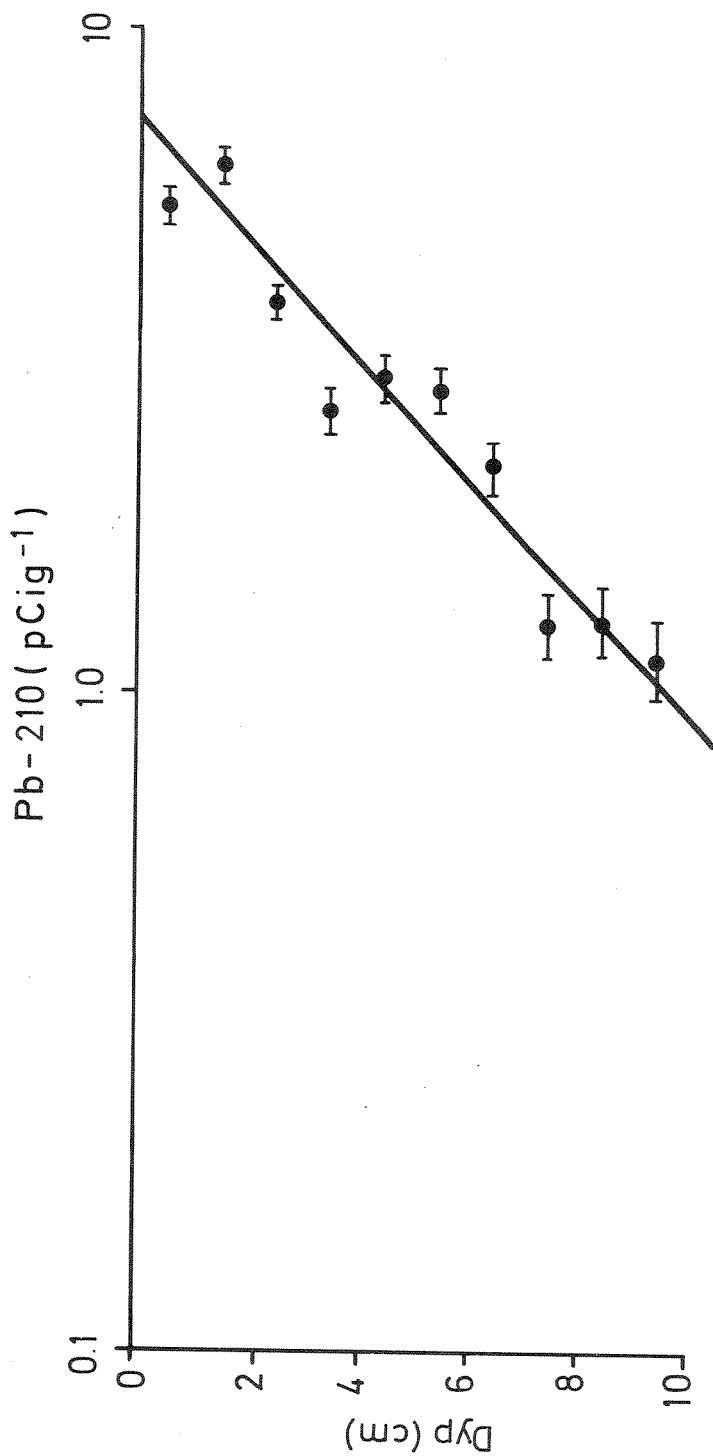


Fig. 7.2 Vertikal fordeling av « unsupported » bly - 210 i sedimentkjerne fra stasjon VZ5
Vertical distribution of unsupported lead - 210 in a sediment core from station VZ5

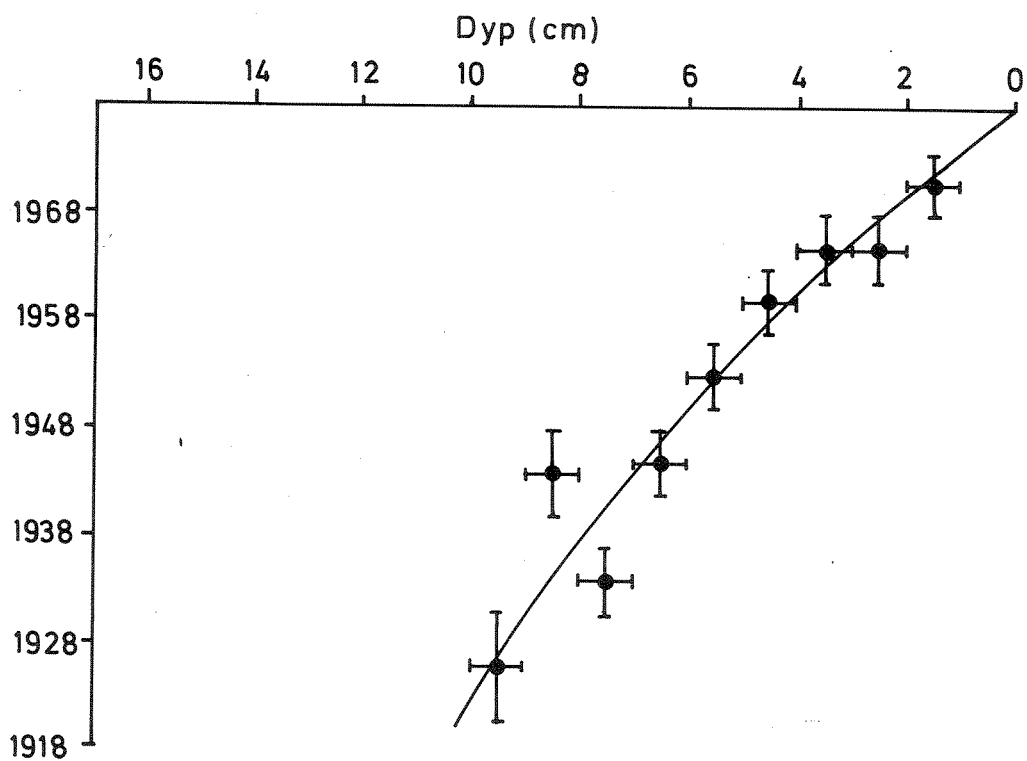


Fig. 7.3 Relasjonen mellom alder og dyp i sedimentet på stasjon VZ1
The relationship between age and depth in the sediment from station VZ1

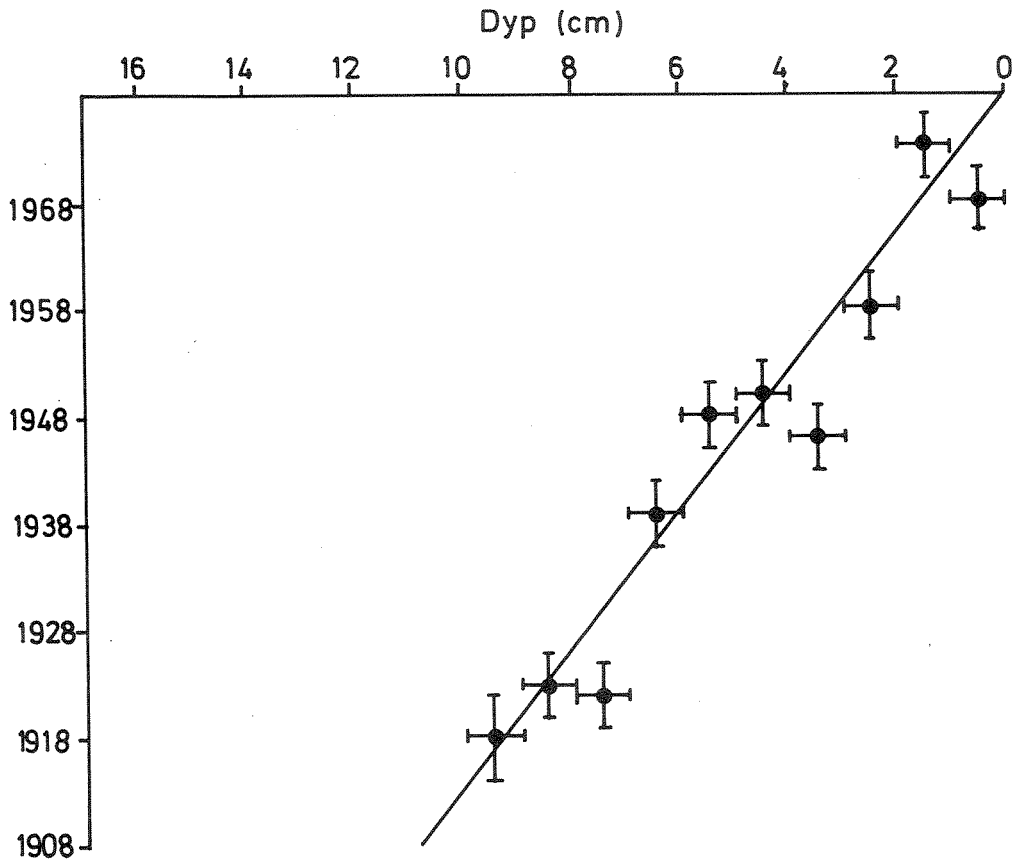


Fig. 7.4 Relasjon mellom alder og dyp i sedimentet på stasjon VZ5
The relationship between age and depth in the sediment of station VZ5

Kjerner ble tatt på stasjonene VZ1 og VZ5 og analysert for Pb-210 i de øvre 10 cm. Vertikalprofilene for "unsupported" Pb-210 (dvs. total Pb-210 korrigert for bidrag fra Ra-228) er vist på Fig. 7.1 og 7.2. Forskjellen mellom disse to kjernene er at VZ5 viser konstant sedimenttilvekst, mens VZ1 viser en økning i de senere år med et brekk i profilet ved 4 cm dyp i kjernen. Relasjonen mellom alder og dyp i sedimentet er vist på Fig. 7.3 og 7.4.

De øvre 10 cm av sedimentet på stasjon VZ1 er avsatt i løpet av de siste 52 år (± 5), mens på stasjon VZ5 representerer de øvre 10 cm 60 år (± 4). Det betyr en gjennomsnittlig sedimenttilvekst på henholdsvis 2 mm/år (± 0.1) og 1.7 mm/år (± 0.1) på stasjonene VZ1 og VZ5. På stasjon VZ1 er det en klar økning i sedimenttilveksten de siste 15-20 år, dvs. i begynnelsen av 60-årene. Dette kan muligens settes i forbindelse med etableringen av Mosjøen Aluminiumverk i 1958. Stasjon VZ1 ligger ikke langt fra bedriftens utslipp, og det er derfor rimelig at sedimentene her er betydelig mere påvirket enn på stasjon VZ5 som ligger 9.5 km lenger ute.

7.3.2 Organisk materiale i sedimentene

Mengden av organisk materiale i sedimentene gir et mål for mengden av sedimenterbart organisk materiale som ikke nedbrytes i selve vannmassen. Vefsnfjorden er en oksisk fjord slik at tilgangen på oksygen ikke skulle være noe problem.

Konsentrasjonen av organisk materiale i overflatesedimentene (Tab.7.2) var betydelig høyere i selve Vefsnfjorden (5.4-6.7%) enn utenfor munningen til fjorden (2.8 - 3.7 %). Variasjonene må også delvis sees i sammenheng med variasjoner i sedimentenes kornstørrelse. Utenfor fjordens munning (VZ7 og VZ8) var sedimentene svært grove, mens de mest finkornige sedimentene ble registrert i fjordens dypbasseng (VZ5, 478 m dyp). At sedimentene er bløtere i dypbassenget er også vist ved en betydelig større kjernelengde enn på de øvrige stasjonene (Tabell 7.1). Den høyeste konsentrasjonen av organisk materiale ble målt ved 1-2 cm dyp i de anoksiske sedimentene på stasjon VZ1. Ettersom sedimentene (bortsett fra i overflaten) her lukket av hydrogensulfid, er det tegn på at sedimenttilveksten er såpass stor at aerobe nedbrytningsprosesser ikke rekker å ta hånd om det tilførte organiske materiale før det er overleiret. Fra da av må all nedbrytning foregå anaerobt.

Tabell 7.2 Metaller og organisk materiale i sedimenter fra Vefsnfjorden.

Metals and organic matter in sediments from Vefsnfjorden.

Stasjon nr.	Dyp (cm)	Hg ppm	Cu ppm	Zn ppm	Cd ppm	Pb ppm	Org.mat. %
VZ1	0-1	1.21	24.4	67.6	0.58	21.9	5.5
	1-2	1.57	24.7	73.3	0.41	31.1	6.8
	2-3	1.54	23.1	67.2	0.30	23.9	5.8
	3-4	0.77	26.9	65.4	0.55	22.1	5.1
	4-5	0.82	22.6	61.2	0.42	23.0	4.2
	5-6	0.84	24.3	65.8	0.45	23.1	4.8
	6-7	0.64	26.4	68.7	0.30	32.9	4.8
VZ3	0-1	1.52	29.7	74.4	0.53	23.0	5.4
VZ5	0-1	3.74	33.8	117.6	0.12	36.1	6.7
	1-2	2.17	29.0	102.8	0.47	26.4	6.0
	2-3	1.55	31.9	103.2	0.34	32.9	5.6
	3-4	1.53	32.1	106.2	0.74	27.7	5.6
	4-5	1.27	33.8	105.6	0.30	30.1	5.7
	5-6	1.20	32.1	102.2	0.23	28.4	5.4
	6-7	1.00	33.2	96.9	0.47	24.4	5.2
VZ7	0-1	1.58	9.4	46.1	0.50	17.6	2.8
VZ8	0-1	1.14	18.0	46.8	0.14	13.0	3.7
	1-2	0.86	16.0	51.2	0.08	14.3	3.9
	2-3	0.79	-	78.8	0.15	15.6	3.3
	3-4	0.77	11.6	48.6	0.22	13.1	3.4

7.3.3 Metaller i sedimentene

Naturlige sedimenter består hovedsakelig (90-95 %) av geologiske erosjonsprodukter. Sand, silt og leire transporteres med elver ut i fjordene, hvor en del sedimenterer, mens de aller fineste fraksjonene transporteres ut av fjordene og avsettes i havet. Slike erosjonsprodukter inneholder en viss konsentrasjon av alle metaller og sedimentene vil derfor ha et naturlig bakgrunnsnivå av metaller. Leire vil ha mere metaller knyttet til seg enn sand, slik at vi også må vurdere sedimentenes kornstørrelse.

Fordelingen av organisk materiale (O.M.), kvikksølv (Hg), kopper (Cu), sink (Zn), kadmium (Cd) og bly (Pb) i overflatesedimentene (0-1 cm) på de forskjellige stasjonene i Vefsnfjorden er vist på Fig. 7.5. Konsentrasjonene av Hg i overflatesedimentene varierer mellom 1.14 og 3.74 ppm (Tab.7.2) og dette er 10 ganger høyere enn normalt. Høyest var konsentrasjonen i dypbassenget (VZ5) og lavest utenfor fjordmunningen (VZ8). Samtlige prøver viser betydelig Hg-kontaminering, og Fig.7.6 illustrerer en markert økning i konsentrasjonen av Hg, spesielt fra midt på 60-tallet og fram til 1978, da prøvene ble tatt. Men selv ca 1940 eksisterte det en betydelig Hg-akkumulering i bunnsedimentene i Vefsnfjorden. Man kan imidlertid ikke se bort fra at det er noe forhøyet naturlig innhold av Hg i sedimentene i Vefsnfjorden. Fjordens nedbørfelt ligger i et sterkt mineralisert område med både sink- og blymalmer. Dette forklarer imidlertid ikke den markerte økningen i Hg-nivået fra 60-årene og utover, som spesielt er markert på stasjon VZ5 (Fig. 7.6). Dette må antas å skyldes en økning i forurensnings-tilførsler. Man kjenner ikke til noen spesiell kilde for kvikksølv i Vefsnfjorden. Forhøyede konsentrasjoner av kvikksølv både i vannmassene i Vefsnfjorden og i avløpsvannet fra Aluminiumverket er imidlertid registrert (analyser utført ved SINTEF etter oppdrag fra Mosjøen Aluminiumverk).

Muligheten for at de uventet høye Hg-konsentrasjonene skyldes en kontaminering under prøvetaking eller ved analysene, er også lite sannsynlig ettersom resultatene systematisk viser en økning oppover mot sedimentflaten. Sannsynligheten for en regnefeil ved utregning av resultatene (f.eks. fortynningsfeil) som kunne introdusere en systematisk feil er sjekket, men er ikke funnet å være tilstede. Parallellanalyser av kvikksølv i sedimentene er utført ved SINTEF. Disse viser konsentrasjoner som er jevnt over noe høyere enn de som er presentert i Tabell 7.2.

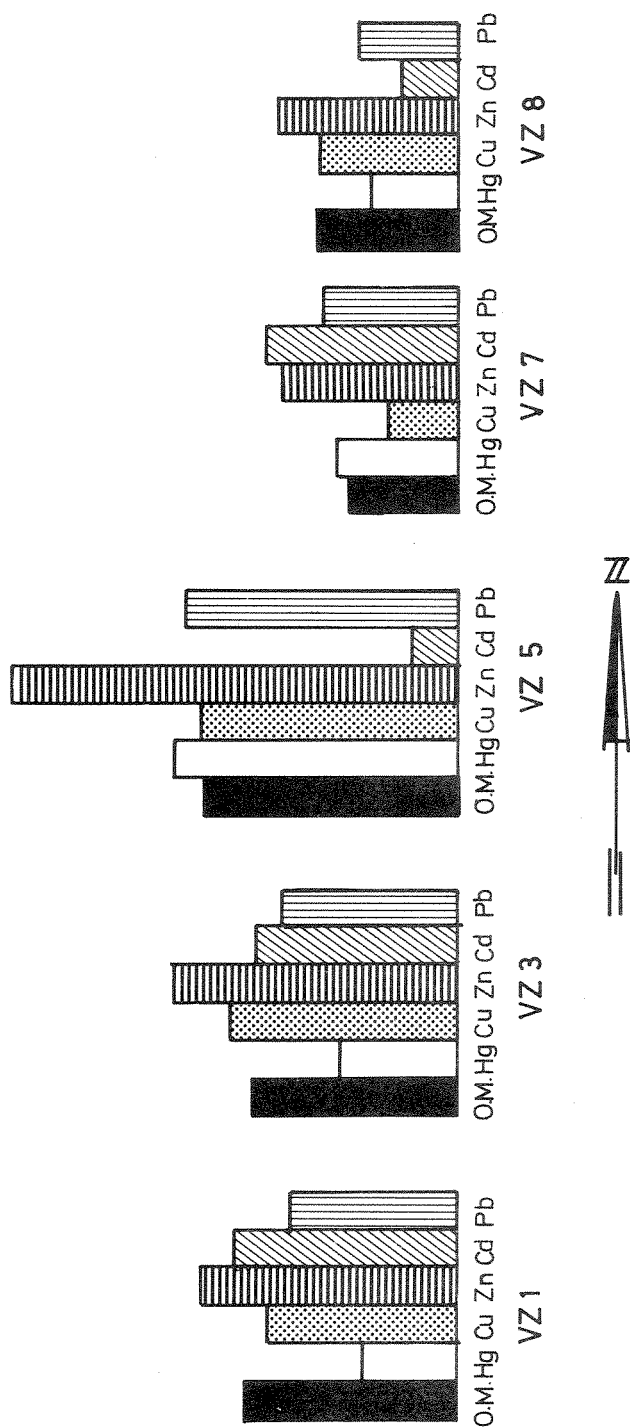


Fig. 7.5 Relative endringer i konsentrasjonene av organisk materiale (O.M), kvikksølv (Hg), kopper (Cu), sink (Zn), kadmium (Cd) og bly (Pb) i overflatesedimentene (0-1 cm) fra sør (VZ1) til nord (VZ8) i Vefsnfjorden. (Søylenes er fremstilt med forskjellige målestokk og angir kun relative endringer av et element fra stasjon til stasjon)

The relative variations in the concentrations of organic material (O.M), mercury (Hg), copper (Cu), zinc (Zn), Kadmium (Cd) and lead (Pb) in surface sediments (0-1 cm) from south (VZ1) to north (VZ8) in Vefsnfjorden. (The shaded columns are presented with different scale and represent the relative changes only of one element from one station to another).

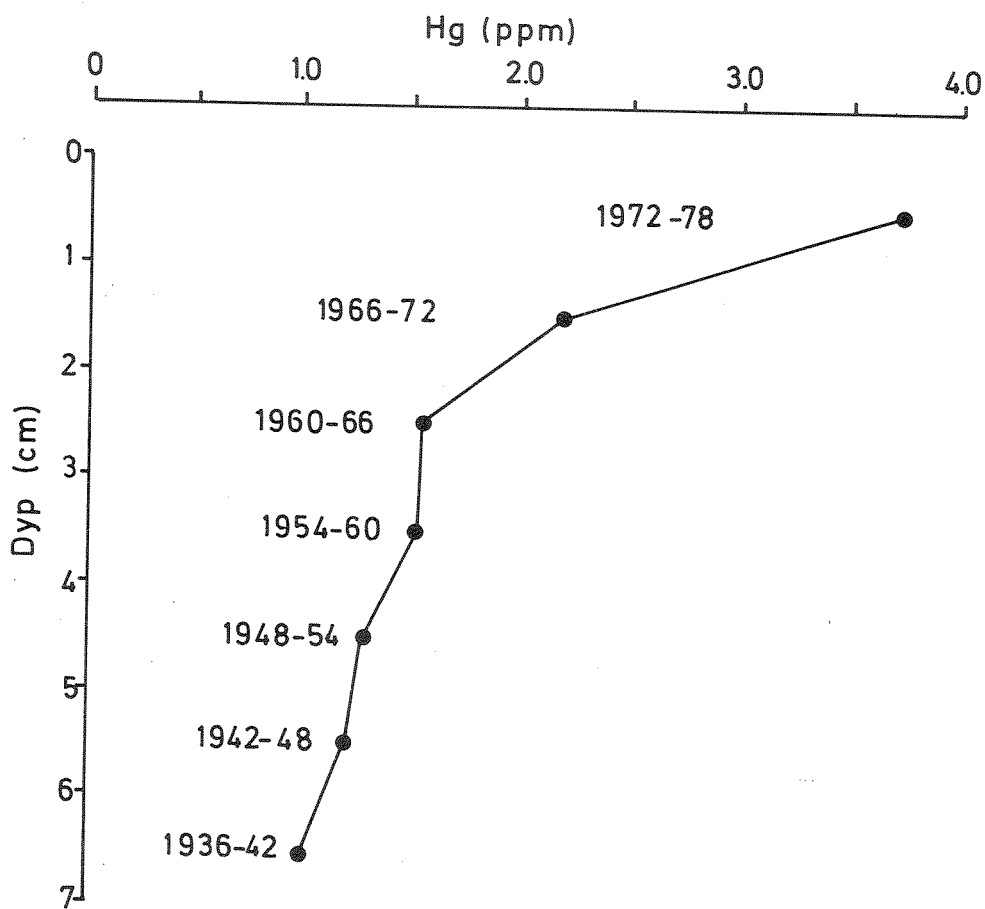


Fig. 7.6 Vertikal fordeling av kvikksølv i sedimentene på stasjon VZ5

Vertical distribution of mercury in the sediments of station VZ5

Konsentrasjonene av kopper (Cu) i overflatesedimentene varierer mellom 9 og 34 ppm. Dette regnes som normale nivåer og de variasjonene som eksisterer kan forklares ut fra forskjeller i kornstørrelse. Det er heller ingen vertikale gradienter i kopper-innhold, noe som viser at tilførselene av kopper til fjorden ikke har endret seg i løpet av de siste 50-60 år.

Konsentrasjonene av sink (Zn) i overflatesedimentene varierte mellom 46 og 118 ppm. Dette er også innenfor et naturlig intervall, og på samme måte som kopper kan forskjellene forklares ut fra forskjeller i sedimentenes kornstørrelse. Det ble heller ikke påvist noen vertikal gradient for sink i sedimentet. Det samme gjelder stort sett kadmium og bly, som også opptrer i naturlige konsentrasjonsintervaller, dvs. < 0.5 ppm Cd og < 40 ppm Pb.

Konklusjonen på metallanalysene av sedimentene er at alle de analyserte metallene opptrer i konsentrasjoner som må betegnes som naturlige, bortsett fra kvikksølv. Årsaken til at kvikksølv skiller seg ut er ikke klarlagt, og fortjener nærmere undersøkelse.

7.3.4. Fluor i sedimentene

Resultatene fra analysene av fluor i sedimentene vist i Tabell 7.3 viser en tendens til overflateanrikning på de tre innerste stasjonene (VZ1, VZ3 og VZ5), men spesielt på VZ1. Her ble det målt opp til 0.17% fluor ved 1-2 cm dyp i sedimentet. Til sammenligning ble det målt 0.04-0.06% fluor i sedimenter utenfor Vefsnfjorden.

På bakgrunn av den vertikale fordelingen av fluor i sedimentene på stasjon VZ1, er det klart at de øvre 4 cm av sedimentet viser forhøyede fluorkonsentrasjoner. Man må anta at dette skyldes utslipp fra Aluminiumverket, noe som tilsier at 4 cm sediment er avsatt i løpet av 21 år (Aluminiumverket startet sin produksjon i 1958). Dette skulle indikere en gjennomsnittlig sedimenttilvekst på 1.9 mm/år. Aldersdateringen ved bly-210 viser at på stasjon VZ1 ble det registrert en knekk i profilet av bly-210 ved 4 cm dyp. Målingen av sedimenttilvekst basert på bly-210 viste 2 mm/år (± 0.1) og er således i overensstemmelse med sedimenttilveksten basert på fluor-data.

Tabell 7.3 Fluor i sedimentene fra Vefsnfjorden.

The fluorine content of sediments from Vefsnfjorden.

STASJON NR.	DYP (CM)	% F
V Z 1	0 - 1	0.118
"	1 - 2	0.172
"	2 - 3	0.160
"	3 - 4	0.101
"	4 - 5	0.077
"	5 - 6	0.077
"	6 - 7	0.081
V Z 3	0 - 1	0.083
"	1 - 2	0.070
"	2 - 3	0.074
"	3 - 4	0.073
"	4 - 5	0.084
"	5 - 6	0.079
"	6 - 7	0.079
"	ekstra	0.071
V Z 5	0 - 1	0.088
"	1 - 2	0.092
"	2 - 3	0.078
"	3 - 4	0.093
"	4 - 5	0.082
"	5 - 6	0.077
"	6 - 7	0.077

STASJON NR.	DYP (CM)	% F
V Z 6	0 - 1	0.086
"	1 - 2	0.081
"	2 - 3	0.082
"	3 - 4	0.077
V Z 7	0 - 1	0.044
"	1 - 2	0.045
"	2 - 3	0.053
"	3 - 4	0.043
V Z 8	0 - 1	0.058
"	1 - 2	0.060
"	2 - 3	0.066
"	3 - 4	0.069

8. POLYSYKLISKE AROMATISKE HYDROKARBONER (PAH) I VANN, SEDIMENTER OG ORGANISMER

POLYCYCLIC AROMATIC HYDROCARBONS (PAH) IN WATER, SEDIMENTS AND ORGANISMS

ved Jon Knutzen

8.1 Bakgrunn for observasjoner av PAH

Aluminiumsbedrifter med Søderbergelektroder og avgassrensing i sjøvannsvaskere har relativt betydelige utslipp av PAH (Palmork 1974, Knutzen 1978). Enkelte av disse forbindelsene er kreftfremkallende. Selv om det hersker usikkerhet både med hensyn til grenseverdier for skadelige virkninger på marine organismer og akseptable nivåer i mat, er det av almene hensyn ønskelig å begrense spredningen av slike stoffer. Således har Verdens Helseorganisasjon foreløpig anbefalt et maksimumsinhold av summen av 6 spesifisert PAH i drikkevann til 0.2 µg/l (WHO 1971). Ut fra ofte funne PAH-konsentrasjoner i vanlige næringsmidler er det på den annen side klart at bidraget fra drikkevann som tilfredsstillende ovennevnte krav vil være mindre enn 1% av det som ordinært fås inn med mat.

Generelle sammenstillinger om PAH's egenskaper, forekomst og virkninger finnes bl.a. hos Knutzen (1976), Landner (1977) og Neff (1979).

Den mer spesifikke bakgrunn for kartlegging av PAH i sjøresipienter er at forurenset spillvann, særlig fra deler av smelteverksindustrien, kan bevirke akkumulering i organismer og sedimenter til nivåer 10-1000 ganger høyere enn bakgrunnsverdiene (noen ganger enda høyere). Selv med raskt minskende konsentrasjoner med økende avstand fra kildene (Knutzen & al. 1979), kan det særlig i visse organismer (muslinger o.a.) gjøre seg gjeldende høye konsentrasjoner over betydelige avstander og arealer. Om marine planter og dyr muligens har relativt høy toleranse overfor en slik belastning med disse stoffer, er det likevel en latent konflikt med andre interesser i fjordresipienter, særlig aquakulturer (blåskjell dyrking, fiskeoppdrett), men også skjellsanking, høsting av alger og fiske.

8.2 Materiale og metoder

Datamaterialet fremgår av nedenstående tabell 1 som angir prøvetype, antall analyser, tidspunkt for prøvetaking og analyselaboratorium.

Tabell 8.1. Oversikt over PAH-analyser i avløpsvann, resipientvann, organismer og sedimenter fra Vefsnfjorden med tilgrensende områder 1978-1980.
Samples analyzed on PAH

Prøvetype	Antall (tidspunkt)	Kommentarer
Avløpsvann	8 (vår og høst 1976 - vår 1979)	SINTEF- analyser + NIVA-analyse fra høsten -78
Elvevann	1 (20/8-78)	NIVA-analyse
Inntak vaskevann	5 (Våren 1977 - høsten 1979)	SINTEF-analyser
Sjøvann	3+1 (8/5-78), 5 (20/8-78)	SI-analyser i 1.serie (1 parallell på NIVA) NIVA-analyser i 2.serie
Fjordsedimenter	6 (23-24/8-78)	NIVA-analyser
Blåskjell	7 (8/5 -78, 23-24/8 -78, 17/6 -79)	} SI-analyser
O-skjell	7 (23-24/8-78)	
Korstroll	8 (23-24/8-78)	
Grisetang	2 (8/5-78)	
Reker	1 (30/8-78)	
Strandkrabbe	1 (23/8-78)	
Smørflyndre	1 (30/8-78)	
Uer	1 (30/8-78)	
Vass-sild	1 (30/8-78)	
Torsk	2 (8/5 og 30/8-78)	

Avløpsvannprøvene har vært stikkprøver på 3-5 l, mens prøvevolumet for resipientvannet (overflateprøver) var 5-10 l. Sistnevnte prøver er tatt direkte i mørke, spesialvaskede glassflasker og oppbevart mørkt og kjølig inntil analyse. Prøvene av organismer og sedimenter er så vidt mulig oppbevart mørkt og kjølig (1/2 - 2 døgn) og siden dypfryst inntil analyse.

Prøveopparbeidelse, ekstraksjon, oppkonsentrering og kvantifisering på grunnlag av gaskromatografi med glasskapillarkolonne og flammeionisasjonsdetektor er beskrevet hos Bjørseth & al.(1979) (organismer), Berglind & al. (1980) (vann, sedimenter) og i analyserapporter fra SINTEF til Mosjøen Aluminiumverk.

8.3 Resultater og diskusjon

Resultatene er stilt sammen i tabeller for henholdsvis utslipp (Tabell 8.2), elve- og fjordvann (Tabell 8.3), sedimenter (Tabell 8.4) og organismer (tabellene 8.5 - 8.8).

8.3.1 PAH i avløpsvann

Avløpsvann-analysene viste stor grad av variasjon både hva angår sammensetning og totalkonsentrasjon av PAH. Totalkonsentrasjonen varierte mellom 55 og nær 1 000 $\mu\text{g}/\text{l}$ med ca. 25 - 35 identifiserte komponenter. For en dels vedkommende kan dette skyldes at det noen ganger er analysert på ufiltrerte, andre ganger på filtrerte avløpsvannprøver (acroporfilter; porestørrelse ikke angitt). Ses det bort fra prøver som bare er analysert på løst PAH, innnevres variasjonsområdet til 127-1 000 $\mu\text{g}/\text{l}$.

For å få et riktig inntrykk av PAH-utslippets størrelse er det sannsynligvis nødvendig å analysere på totalinnholdet, i hvert fall inntil det er etablert et tilforlataelig forholdstall mellom den løste og partikkelbundne fraksjonen. Det foreliggende materialet gir ikke grunnlag for slike beregninger. Den ene prøven som er analysert på begge fraksjoner (høsten 1977, tabell 8.2) antyder at størstedelen av PAH i avløpsvannet er bundet til partikler.

På grunn av den betydelige variasjon i konsentrasjonen, og det relativt lave antall analyser, er det ikke mulig å angi utslippsmengden med særlig høy grad av nøyaktighet. Beregnet på grunnlag av de 3 SINTEF-analysene på totalinnholdet, blir middelkonsentrasjonen vel 600 $\mu\text{g}/\text{l}$. Tar man med de øvrige 4 analyseresultatene og regner med et ca. forholdstall mellom løst og partikulært på 1:4 (kfr. høstprøven 1977), fås også da en middelkonsentrasjon på omkring 600 $\mu\text{g}/\text{l}$. På grunn av en viss resirkulasjon av avløpsvann (synbar på PAH-konsentrasjoner i inntaksvannet) kommer noe til fradrag, men neppe mer enn 100 $\mu\text{g}/\text{l}$, som regel mindre (se nedenfor).

En midlere nettokonsentrasjon i avløpsvannet på 500 $\mu\text{g}/\text{l}$ og 9000 m^3/t gir et årlig PAH-utslipp på vel 35 tonn.

TABELL 8.2 PAH-KONSENTRASJONER ($\mu\text{g/l}$) I AVLØPSVANN (ETTER KLARINGSBASSENG, CA. 9000 M^3/TIME), LØST: L. PARTIKULÆRT: P. TOTAL: T.
ANALYSENE ER UTFØRT AV SINTEF, AVD. FOR TEKNISK KJEMI OG NIVA (BARE OKT. 1978).
KREFTFREMKALLENDE STOFFER ER MERKET * - *** ETTER ØKENDE CANCEROGENITET (KFR. NEFF 1979, KNUTZEN 1976).

PAH ($\mu\text{g/l}$) IN SCRUBBER WATER (AFTER SEDIMENTATION BASIN).

L: DISSOLVED, P: PARTICULATE, T: TOTAL. * - *** : INCREASINGLY CARCINOGENIC COMPONENTS.

PAH-FORBINDELSER	DATO, PRØVETYPE												Middel og variasjon i %-andel (T)
	Vår 1976 (L)	Høst 1976 (L)	Vår 1977 (T)	Høst 1977 (T)	Høst 1977 (P)	Høst 1977 (L)	Vår 1978 (L)	Høst 1978 (T)	Oktober 1978 (T)	Vår 1979 (L)	Høst 1979 (L)		
Naftalen							31.2	8.8	1	28.1			
2-Metylnaftalen							5.2			4.0			
1-Metylnaftalen							2.6			1.0			
Bifenyyl											8.6		
Acenaftylen							0.6			0.6			
Acenaften			49.6						4		10.0		
Dibenzofuran			26.8						2				
Fluoren									6				
Fluoren/fluorenon	1.6	7.3	68.8				1.2				25.7		
9-Metylfuoren									1				
9.10-Dihydroantracen									1				
2-Metylfuoren									1				
1-Metylfuoren									1				
Dibenzothiofen			12.0				1.8		5	1.1	1.0		
Fenantren	5.0	20.0	512.0	12.0	3.5	8.5	10.4	21.0	82	12.0	31.6	29(10-51)	
Antracen	1.4	2.8		2.2	1.0	1.2	0.6	22.3	23	0.5	2.9		
Acridin									2				
Carbazol									13				
2-Metylantracen									4				
9-Metylantracen									1				
Fluoranten	11.4	19.8	151.0	31.1	21.4	9.7	15.0	176.3	232	13.6	5.7	21(15-24)	
Dihydrobenzofluoren								11.8					
Pyren	6.2	14.0	78.6	22.1	16.8	5.3	10.6	131.0	174	10.0	4.3	14(8-17)	
Benzo(a)fluoren	3.3	3.3	19.2	5.0	4.5	0.5		9.8					
Benzo(b)fluoren	5.5	2.9	9.0	2.7	2.7			9.0					
Benzodifenylen-sulfid	2.0	3.5	6.0				2.4			1.0			
***Benzo(c)Fenantren								14.8					
*Benzo(a)antracen	2.1	2.6	9.2	7.3	7.0	0.3	2.6	46.0	39	1.6	1.4	3(1-6)	
*Trifenylen/Chrysen ¹⁾	6.2	5.9	22.2	24.6	24.0	0.6	26.1	119.8	90	21.0	11.4	13(2-19)	
**Benzo(b)fluoranten									55				
**Benzo(j,k)fluoranten ²⁾									13				
**Benzo(b,k)fluoranten ²⁾	8.1	6.8	18.5	20.3	20.0	0.3	29.2	130.0		25.0	8.6	12(2-17)	
*Benzo(e)pyren	1.4	2.6	6.2	6.7	6.7		17.0	48.8	26	14.1	3.2	4(4-5)	
***Benzo(a)pyren	0.8	1.5	4.8	2.2	2.2		1.4	20.0	18	6.0	1.6	<1-2.5	
Perylen								2.3	4				
*Indeno(1,2,3-cd)pyren									10				
***Dibenzo antracen ³⁾		3.8	3.4		0.4		10.8		3	8.4	<1	<1	
Benzo(ghi)perylen									10				
Anthanthren					0.4		6.2		2	3.0			
Coronen			2.0						2				
***Dibenzopyren ³⁾					0.2								
1,2-dihydropyren									2				
9,10-Dimetylantracen									11				
Sum PAH	55.0	96.8	999.3	137.2	110.8	26.4	174.9	771.7	838	151.0	116.0		
Derav ** + ***	~ 5	~ 7	~ 16	~ 12	~ 12	<0.5	~ 21	~ 100	~ 80	~ 23	~ 6		
~ prosentandel ** - ***	~ 10	~ 7	~ 1.6	~ 10	~ 11	~ 1	~ 12	~ 13	~ 9	~ 15	~ 2	9(<1-13)	

1) Bare chrysen * 2)** gjelder bare Benzo(b) og benzo(j) fluoranten, 50% medregnet i sum ****

3) Enkelte isomere ***,

Kreftfremkallende stoffer utgjør en mindre andel av dette. Av Tabell 8.2 fremgår et anslag for de middels sterke og sterkt cancerogene stoffer. Anslaget er usikkert, vesentlig fordi det ved analysene ikke er mulig å angi konsentrasjonene av isomere av benzofluorantene atskilt. I tabellen er det i slike tilfeller regnet med 50% kreftfremkallende isomere. Den funne prosentandel cancerogene forbindelser varierer da mellom ~ 2 og $\sim 13\%$. Årlig utslipp av slike stoffer blir følgelig i størrelsesordenen 1-4 tonn; for de sterkt kreftfremkallende ca. 0.2-1.5 tonn pr. år.

De refererte konsentrasjonene er relativt høye sammenlignet med tall fra en tilsvarende produksjonsprosess og gassvaskeanlegg ved Lista Aluminiumverk. Avløpet herfra har i det vesentlige hatt totalkonsentrasjoner av PAH på omkring 100 (50-300) $\mu\text{g}/\text{l}$ (Knutzen 1979), men også herfra er det for lavt analyseantall for en pålitelig bedømmelse. Imidlertid kan det være en reell grunn til forskjellen at Mosjøen Aluminiumsverk, i motsetning til Lista, ikke har et tørr-renseanlegg (gjenvinningsanlegg for fluor) før gassvaskingen.

Utvalgte enkeltstoffers relative andel av totalkonsentrasjonen ses å variere betydelig (Tabell 8.2). Selv om en del hovedkomponenter går igjen, synes ikke avløpsvannets PAH-profil å være særlig stabil. PAH-profilen er dermed heller ikke ubetinget egnet til kildeidentifikasjon i tilfeller med mer enn en hovedkilde. (Utvalget som er foretatt i Tabell 8.2 er modifisert på grunnlag av systemet til U.S. Environmental Protection Agency (EPA).

Ved sammenligning mellom resultatene fra SINTEF høsten 1977 og den ene NIVA-analysen, ses at det stort sett er rimelig god overensstemmelse. De forskjeller som fins, er i hovedsak mindre enn forskjellene mellom SINTEF's enkeltresultater, og betydelig mindre enn det som interkalibrering av hydrokarbonanalyser mellom ulike laboratorier kan resultere i.

Kunnskapene om avløpsvannets sammensetning med hensyn på PAH kan ikke anses tilfredsstillende. Det synes vanskelig å forklare de store kvalitative og kvantitative variasjonene ut fra prosess- og rensetekniske forhold. Variasjoner på henimot en størrelsesorden gir et mangelfullt grunnlag for å bedømme konsekvensene for både brukerinteresser og resipientens organisme-

samfunn (med mindre de høyeste funne konsentrasjoner anses risikofrie og/ eller akseptable). Analyseprogrammet for avløpsvann bør derfor utvides for en periode, f.eks. 6-12 PAH analyser pr. år i 1-2 år. Det bør fortrinnsvis tas døgnblandprøver, og prøvevolumet må være tilstrekkelig til å kunne analysere på både totalinnhold og den partikkelbundne fraksjonen. Om nødvendig må innsamlingsprogrammet tilpasses prosestetniske forhold.

8.3.2 PAH i fjordvann og elvevann

I tillegg til Tabell 8.3 kan opplyses at en parallell til vannprøven fra 878 ble analysert på SI, som bare fant grunnlag for å angi totalinnholdet av PAH til å være < 500 ng/l. Denne øvre grense ble også angitt for prøver samlet inn fra stasjonene 2 og 5 (Fig.5.1).

Dessuten har inntaksvannet til gassvaskeanlegget vært analysert av SINTEF samtidig med analyse av avløpsvannet. For fem analyser (stikkprøver) i perioden våren 1977 - høsten 1979 har konsentrasjonen av total PAH vært (i rekkefølge) 2.0, 1.2, 34.0, 60.0 og 98.0 $\mu\text{g/l}$. Den store variasjonen og de til dels høye verdiene antas å reflektere varierende grad av resirkulering av avløpsvann til ulike tidspunkter. Man kan merke seg at i to av tilfellene med høye konsentrasjoner (34 og 60 $\mu\text{g/l}$) er det presisert at dette gjelder den løste fraksjonen. Konsentrasjonen 98 $\mu\text{g/l}$ gjelder ufiltret vann.

Fra Tabell 8.3 kan først konstateres at de funne PAH-konsentrasjoner er høyere enn det som finnes i uberørte områder eller i vannforekomster med bare moderat/diffus belastning. I Oslofjordens overflatevann (5 prøver fra ulike steder) er det registrert ca. 100-300 ng/l (Bjerkeng & Knutzen 1978). Derimot var konsentrasjonene i en stikkprøve fra havnebassenget så høyt som ca. 7000 ng/l (Berglind & al. 1977).

Totalnivået av PAH i uberørt ferskvann er til sammenligning antydnet å være 1-10 (100) ng/l (kfr. sammenstillinger med referanser hos Knutzen (1976) og Neff (1979)). Til dette bør tilføyes at mange av disse registreringene er av noe eldre årgang og delvis foretatt med relativt lite ømfintlige metoder. Både for saltvann og ferskvann er det i realiteten stor mangel på tilforlidelige referanseverdier (kfr. Neff 1979). De anvendte metodikker har vært forskjelligartede, og konsentrasjonsangivelsene sprikende. Neff (1979) siterer Zsolnay (1977) og Marty et al.(1978), som i marint overflatevann har funnet et totalinnhold av aromater varierende fra ca. 30 til nær 300 ng/l (Zsolnay 1977) og ca. 3000 ng/l (Marty & al. 1978). Intervallet 30-300 ng/l kunne ut fra observasjonsstedene se ut til å reflektere forskjellig grad av påvirkning, mens den sistnevnte verdien på 3000 ng/l i Atlanterhavet vest for Kanariøyene (dvs. ingen punktkilder)

TABELL 8.3. PAH-KONSENTRASJONER (ng/l) I OVERFLATEVANN (0-1 m) FRA VEFSNA (st. 12) OG VEFSNFJORDEN 1978 (0.5 m). ANALYSENE ER UTFØRT VED NIVA, KREFTFREMKALLENDE STOFFER ER MERKET * - *** ETTER ØKENDE GRAD AV CANCEROGENITET.

PAH (ng/l) IN SURFACE WATER FROM VEFSNA (ST. 12) AND VEFSNFJORDEN (0.5 m), 1978. * - *** : INCREASINGLY CARCINOGENIC COMPONENTS.

PAH-FORBINDELSER	DATO, STASJON avstand fra kilde	August 20.						Middel og vari- asjon i utvalg- te forbindelsers %-andel
		Mai 8. 10 ~ 2 km	VZ 1 ~ 2 km	6 ~ 6 km	7 ~ 6 km	VZ 5 ~ 12km	2 ~ 21km	
Naftalen	46	16	6	9	7	14	13	
2-Metylnaftalen	7	16	4	6	4	6		
1-Metylnaftalen		8	4	4				
Bifenyl	7	18	11	17	11	10		
Acenaftylen		4	19		14			
Acenaften	25						17	
Dibenzofuran		3		12	6	15		
Fluoren	14	7	7	11	9	15	9	
9-Metylfluoren	10		9	10	7	9	5	
2-Metylfluoren			5	5	3	9		
1-Metylfluoren						9		
Dibenzothiophen			7	6	5			
Fenantren	9	42	29	36	12	9	8	4 (1-6)
Antracen		27	8	5	5	2	3	
Acridine				5				
Carbazole				21			21	
2-Metylantracen				12	11			
1-Metylfenantren				11	5		13	
Fluoranten	120	172	1)	1)		1)	203	24(16-33)
Pyren	86	100	78	62	85	12	110	14(7-20)
Benzo(a)fluoren	15						53	
Benzo(b)fluoren	9							
*Benzo(a)antracen	11	59	28	29	27	6	25	4 (2-6)
*Trifenylen/Chrysen ²⁾	49	216	104	108	107	36	49	17(8-25)
**Benzo(b)fluoranten	31	166	55	64	43	10	26	9 (4-15)
**Benzo(j,k)fluoranten ³⁾	32	60	33	37	33	12	22	6 (4-8)
*Benzo(e)pyren	16	91	31	37	21	4	10	5 (2-8)
***Benzo(a)pyren	15	55	15	18	10	1	5	3 (0.5-5)
Perylen		10	1	6				
*Indeno(1,2,3-cd)pyren		15	12	16				
Benzo(ghi)perylen		21	10	17				
Anthanthrene				7				
1.10-Dimetylantracen	40						5	
1.2-Dihydroropyren							16	
Sum PAH	542	1106	476	571	425	179	613	13(7-18)
Sum ** + ***	~ 60	~ 250	~ 85	~ 100	~ 70	~ 17	~ 40	14 (7-23)

1) Maskert av uidentifisert forbindelse. 2) Bare Chrysen*. 3) Bare benzo(j)fluoranten**, 50% medregnet i sum *****

faller utenfor et slikt resonnement. I det hele gjør vanskelighetene forbundet med analyser av lave aromatverdier i vann at det må utvises forsiktighet i konklusjonene. Dette underbygges også ved sprikende verdier fra interkalibreringsstudier.

Med ovennevnte forbehold ses av Tabell 8.3 at resultatene fra 20/8-78 ga et forholdsvis tydelig avstandsgradient, dvs. fall i konsentrasjonene med økende avstand fra Aluminiumverket. Samtidig synes utslippet å kunne spores over betydelige avstander i fjorden på tross av fortykning og tap. Antas ingen andre kilder av betydning, og intet tap av PAH fra overflatevannet ved synkning, fordampning, kjemisk og biologisk nedbrytning, representerer verdiene fra fjordvannet avløpsvannsfortynninger i området 1:500-1:3000. I realiteten vil det finne sted både tap og tilførsler (båttrafikk, atmosfæriske nedfall). Foreløpig er det ikke grunnlag for å tallfeste betydningen av disse prosesser, men sett på bakgrunn av den gjennomsnittlige avløpsvannfortynningen i sommerhalvåret (ca. 1:50 - 1:100, kfr. kap. 6.3.1) må tapet til sediment og faste overflater være stort og skje raskt etter utslippet i elva.

Jevnføres sammensetningen av avløpsvann og resipientvann, ses at det er rimelig god overensstemmelse med hensyn til hovedkomponentenes mengdemessige andel. Fenantren synes å være et unntak, med som oftest en betydelig andel i avløpsvannet, men lite i alle fjordvannsprøvene. Analysenes antall er likevel for lavt til å si noe bestemt om dette. At fjordvannet viser mindre variasjon i sammensetningen enn avløpsvannet, kan ha sammenheng med at fjordprøvene er tatt innen et snevert tidsintervall (og dermed ha vært påvirket av noenlunde samme avløpsvann).

8.3.3 PAH i sedimenter

Sedimentets PAH-innhold (Tabell 8.4 og Fig. 8.1) var markert forhøyet i forhold til det som kan forventes i uberørte eller bare diffust belastede områder. På grunn av økende forbruk av kull og annet fossilt brensel gjennom de siste 50-100 år, må man i fjorder og kystnære farvann regne med generelt forhøyede konsentrasjoner i de øvre 10-20 cm av sedimentene. Forholdet vil være særlig utpreget nær større befolkningssentra. Istedenfor et bakgrunnsnivå er det følgelig mer hensiktsmessig å operere med et bakgrunnsintervall, der det inngår en viss diffus belastning. I følge de fåtallige data som foreligger (kfr. ref. hos Neff (1979), NIVA (upubl.) kan normalnivået i litt til moderat påvirkede, aerobe fjordsedimenter foreløpig anslås til ca. 0.1-0.5 ppm (mg/kg tørrvekt). PAH-innholdet i de øvre 0-2 cm av Vefsnfjord

TABELL 8.4. PAH I SEDIMENTER FRA VEFSNFJORDEN 23-24/8 1978 ($\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt).

KREFTFREMKALLENDE FORBINDELSER MERKET * - *** ETTER ØKENDE GRAD AV CANCEROGENITET.

PAH IN BOTTON SEDIMENTS FROM VEFSNFJORDEN 23-24, AUGUST 1978, ppb. dry wt. * - *** INCREASINGLY CARCINOGENIC COMPONENTS.

STASJON, SJIKT (CM) OG AVSTAND FRA KILDE (KM)	VZ1 0-2 2 km	VZ3 0-2 ~ 6 km	VZ5 0-2 12 km	VZ6 0-2 21 km	VZ7 0-2 24 km	VZ8 0-2 24 km	Middel og variasjon i %-andel
PAH-FORBINDELSE							
Naftalen			27		8	12	
2-Metylnaftalen			25		3		
1-Metylnaftalen					6		
Bifenyl					21	20	
Acenaftylen	238			29			
Acenaften	142	43	73	31	14	24	
Dibenzofuran	275		15		5		
Fluoren	270		52	22	10	11	
9-Metylfluoren			22		11		
9.10-Dihydroantracen	466	195		99			
2-Metylfluoren	36				7		
Dibenzothiophen	91		44	13	4		
Fenantren	1874	287	450	156	56	54	6 (4-7)
Antracen	647	66	96	32	11	12	< 1-1
Carbazole	151		109	39			
2-Metylantracen	135		31		15		
1-Metylfenantren	139						
Fluoranten	5875	654	873	296	125	109	13(8-16)
Pyren	3527	481	763	246	96	83	9 (6-11)
Benzo(a)fluoren			164	98	13	48	
Benzo(b)fluoren			76	25	18	7	
***Benzo(c)fenantren	505		99	30	72	11	< 1-1.5
*Benzo(a)antracen	2146	493	400	109	35	48	5 (4-6)
*Trifenylen/Chrysen ¹⁾	5286	1096	659	193	60	85	10(7-15)
**Benzo(b)fluoranten	4950	1455	954	268	65	110	12(8-14)
**Benzo(j,k)fluoranten ²⁾	1391	610	464	152	51	69	6 (4-8)
*Benzo(e)pyren	2775	897	625	184	58	76	8 (7-11)
***Benzo(a)pyren	1524	515	495	119	37	53	5 (4-6)
Perylen	360	143	131	29	6	11	< 1-2
*Indeno(1,2,3-cd)pyren	1459	625	609	148	46	18	2-8
***Dibenz(a,h)antracen			321				
Benzo(ghi)perylen	1484	631	582	135	38	11	1-8
Coronen					13		
Sum	35746	8191	8162	2453	859	872	
Sum ** + ***	~ 7600	~ 2200	~ 2100	~ 500	~ 200	~ 210	
% ** + ***	~ 21	~ 26	~ 25	~ 21	~ 23	~ 24	23(21-26)

1) Bare chrysen *. 2) Bare benzo(j)fluoranten **, 50% medregnet i sum ****

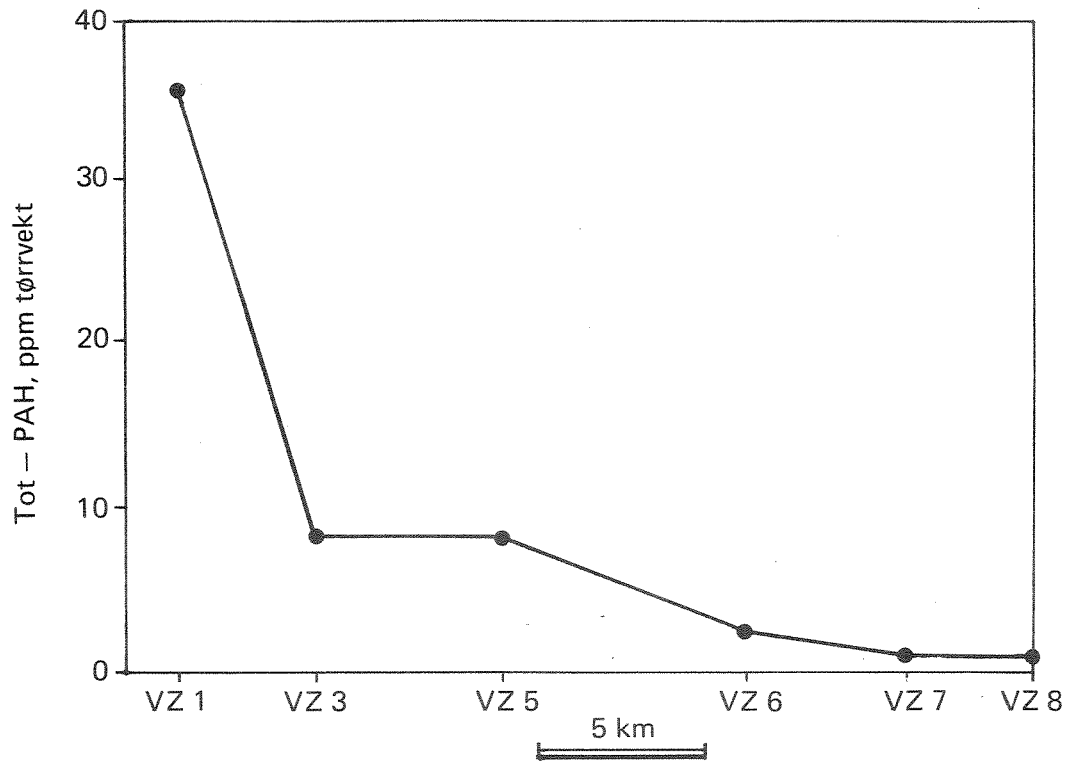


Fig. 8.1 PAH i bunnsedimenter (0–2 cm) fra Vefsnfjorden med økende avstand fra utslipp

PAH in bottom sediments at increasing distance from the outfall

dens sedimenter kan følgelig antas å være ca 10-500 ganger forhøyet; for hovedbassengets vedkommende omkring 10-50 (100) ganger.

Av Tabell 8.4 og Fig. 8.1 ses at PAH-konsentrasjonen synker hurtig med økende avstand fra utslippet, særlig over de første 6-7 km, men at konsentrasjonene tilsynelatende er ens i indre del av hovedbassenget (VZ3 til VZ5, kfr. Fig. 6.3). Konsentrasjonene utenfor fjordmunningen var moderate, men tydet på at utslippet kan spores ytterligere lenger ut, slik det også delvis er vist av Palmork (1974) for noen komponenters vedkommende. Nivåene av fenantren/antracen, fluoranten og pyren på stasjonene VZ6 og VZ7 stemmer forøvrig meget godt med Palmorks registreringer fra nærliggende prøvetakingssteder. Registrerbar påvirkning over betydelige avstander er i samsvar med flere tidligere observasjoner i sedimentene til resipienter for avløp fra smelteverksindustri (Palmork 1974, Bjørseth et al. 1979, NIVA upubl.)

PAH-sammensetningen i sedimentene er også i rimelig godt samsvar med registreringer i sedimenter fra Sørfjorden, Hardanger, der det sannsynligvis også er aluminiumindustri som er hovedkilder for PAH (NIVA, upubl.)

Den prosentvise andelen til hovedkomponentene (PAH-profilen) varierte i begrenset grad, og viste ingen systematisk endring med økende avstand fra utslippet. Det var f.eks. ingen tendens til at fenantrens relative betydning økte utover i fjorden, slik som i Saudafjorden (Bjørseth et al. 1979).

8.3.4 PAH i organismer

Analyseresultatene er sammenstilt i tabellene 8.5 (blåskjell), 8.6 (o-skjell), 8.7 (korstroll) og 8.8 (strandkrabbe, reker, grisetang). Stasjonskart er vist i Fig. 8.2.

For fisks vedkommende ble det ikke identifisert PAH i noen av prøvene. I analyserapporten fra SI (8/1-79) angis bare deteksjonsgrenser for enkeltkomponenter i de ulike prøvene. Disse viser at konsentrasjonen av individuelle PAH-forbindelser har vært maksimum 2-7 µg/kg våtvekt for filetprøvene (alle artene) og 5-29 µg/kg våtvekt i leverprøvene (smørflyndre, uer, torsk)

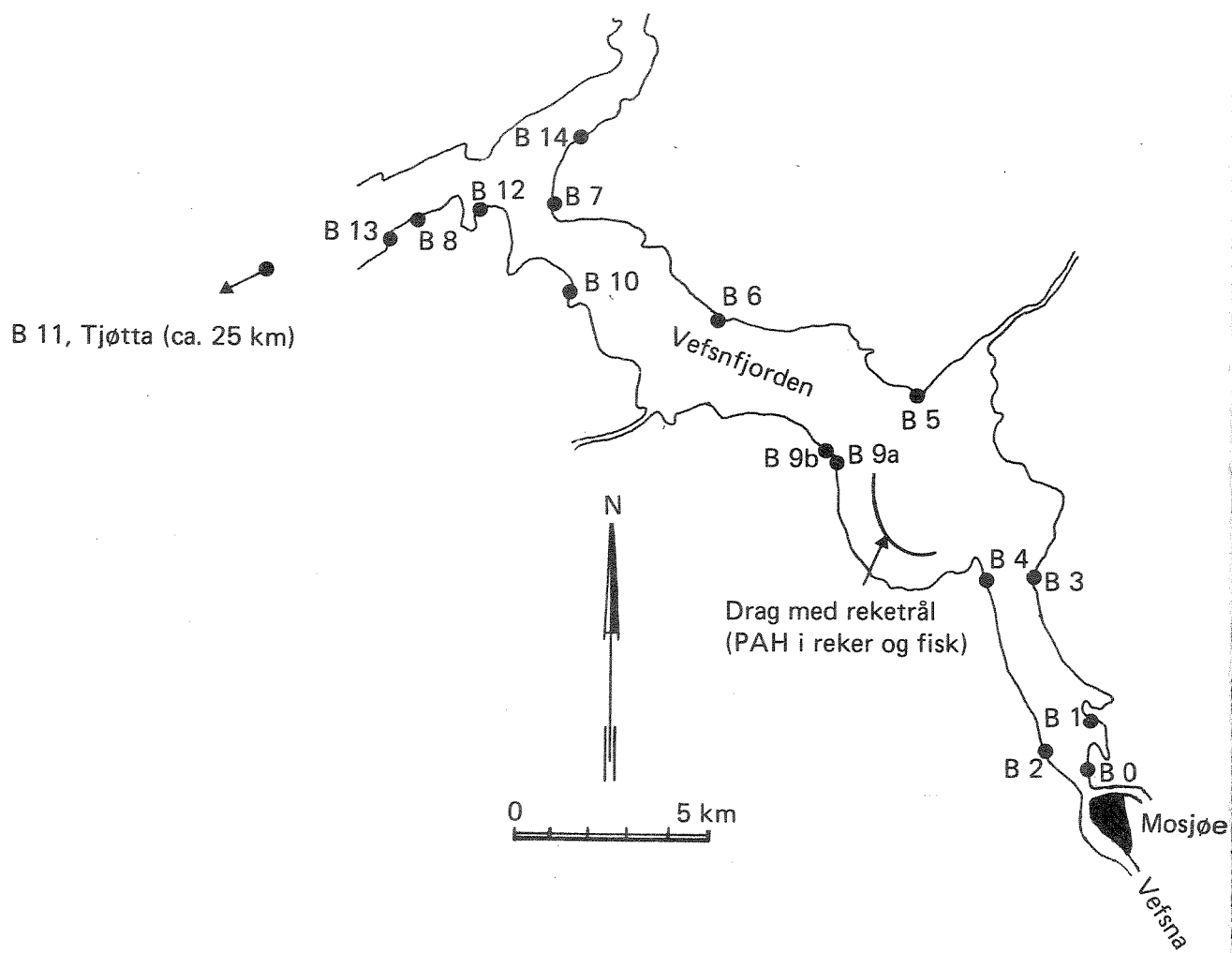


Fig. 8.2 Stasjonsplassering for prøver av biologisk materiale til analyse på PAH
Sampling stations for PAH analysis of biological material

TABELL 8.5. PAH I BLÅSKJELL (*Mytilus edulis*) FRA VEFSNFJORDEN 1978-79

(µg/kg tørrvekt)

FORBINDELSER MERKET * - *** ER KREFTFREMKALLENDE I ØKENDE GRAD.

ANALYSER UTFØRT VED SI.

PAH IN SAMPLES OF THE COMMON MUSSEL, VEFSNFJORDEN 1978-79, ppb.

dry wt. * - *** : INCREASINGLY CARCINOGENIC COMPONENTS.

PAH-FORBINDELSE	DATO, ST.NR. Ca.AVST. FRA KILDE I KM	8/5-78		23.-24/8-78		17/6-79		18/11-78	Middel og variasjon i %-andel
		BO ¹⁾ 0.5 km	B12 22 km	B1 1.5 km	B8 24 km	B13 25 km	B14 25 km	B11 50 km	
Acenaphten						116	188	18	
Dibenzofuran						77	136	16	
Fluoren						214	394	50	
Dibenzothiophen				1420	59	251	515	47	
Fenantren	27687	5771	26104	715	5685	11312	1006	11(6-20)	
Antracen	3687	52	3405	16	110	264	89	< 1	
Metylfenantren/metylantracen	4857	851	6162	162	1044	2495	211		
Metylfenantren/metylantracen	6551	1137	9547	228	1373	3308	226		
2-Metylantracen	1000		1203	7	44	113	23		
4,5-Metylenfenantren	2714	471	4217	141	1039	1462	467		
Metylfenantren/metylantracen	2653	431	3842	117	454	1038	148		
1-Metylfenantren	2646	431	4168	164	516	1197	154		
Fluoranten	62170	9255	92912	4522	13710	26032	5629	30 (26-43)	
Benzo(e)acenathylen ?			3184	156					
Benzo(DEF)dibenzothiofen ?			3539	114	377	675	142		
Dihydrobenzo(a/b)fluorener	1993	307							
Pyren	36925	1333	53785	313	5229	9368	2089	11 (3-16)	
Etylmetylenfenantren ?			13852	600	1106	2837	485		
Benzo(a)fluoren			5417	183	538	991	213		
Benzo(b)fluoren			2914	164	361	664	150		
4-Metylpiren			3941	Spor	154	364	72		
Metylpiren			4897	51	339	614	206		
1-Metylpiren			4395	47	135	297	75		
Benzothionafte ?			8435	375	1012	2627	417		
***Benzo(c)fenantren			4453	260	913 ⁵⁾	1940 ⁵⁾	531 ⁵⁾	0-3	
Benzo(fenantridin) ?			2679	74	154	401	56		
*Benzo(a)antracen	8327	719	16336	237	1122	2947	457	3 (2-5)	
*Chrysen/Trifenylen ²⁾	14333	2739	31992	1538	3926	9236	1386	9 (6-13)	
**Benzo(b)fluoranten	24551	2203	12613	239	2482	7765	827	7 (4-10)	
**Benzo(j,k)fluorantener ³⁾	9327	1098	4359	205	1118	3530	380	3 (1-4)	
Benzo(a)fluoranten			1383	19	69	158	Spor		
*Benzo(e)pyren	14088	1906	17072	541	2014	4796	754	5 (4-6)	
***Benzo(a)pyren	6857	191	7267	29	291	749	73	< 1-3	
Perylen	1496		1666	16	113	246	60		
Indeno(1,2,3-cd)pyren	3449	170	2506	67	248	531	Spor		
***Dibenzo(a,c/a,h,antracener ⁴⁾)				7	Spor	85	Spor		
Benzo(ghi)perylen	3816	196	2639	51	220	424	Spor		
Anthanthren			126	3					
Sum PAH	239127	29261	362430	11420	46554	99699	16457		
Sum ** + ***	~ 36100	~ 2900	~ 26500	~ 650	~ 4200	~ 12300	~ 1600	9 (5-15)	
Tørrvektprosent	14.7	15.3	9.3	9.3	14.2	11.8	13.0 ⁶⁾		

1) Sjøvannsinntak for vaskevann. 2) Bare chrysen *. 3) Bare benzo(j)fluoranten **. 50% medregnet i sum **+***

4) Bare dibenzo(a,h)antracen ***. 50% medregnet i sum **+***. 5) B(c)F + ukjent forb.

6) Satt tørrvektprosent

TABELL 8.6. PAH I OSKJELL (*Modiolus modiolus*) FRA VEFSNFJORDEN, 23-24/8 1978 ($\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt). FORBINDELSER MERKET * - *** ER I ØKENDE GRAD KREFTFREMKALLENDE.

ANALYSER UTFØRT VED SI.

PAH IN SAMPLES OF HORSE-MUSSEL, VEFSNFJORDEN 23-24 Aug. 1978, ppb. dry wt. * - *** : INCREASINGLY CARCINOGENIC COMPONENTS.

PAH-FORBINDELSER	STASJONSNUMMER AVSTAND FRA KILDEN I KILOMETER								Middel o variasjo i %-ande
	B 2 1,5 km	B 1 1,5 km	B 3 7 km	B 4 7 km	B 5 12 km	B 7 21 km	B 8 24 km		
Dibenzothiophen	37	87	57	24	10	11	7		
Fenantren	1447	2890	1249	877	328	157	137	5 (4-8)	
Antracen	366	751	249	189	65	16	10	~1	
Metylfenatren/metylantracen	193	543	198	90	44	20	20		
Metylfenatren/metylantracen	355	954	399	173	68	34	38		
2-Metylantracen	18	98	22	Spor	Spor	4	2		
4.5-Metylfenantren	95	246	119	60	30	12	15		
Metylfenantren/metylantracen	78	213	73	43	18	12	10		
1-Metylfenantren	120	349	144	63	28	16	20		
Fluoranten	4784	12762	3392	1911	835	274	342	14 (10-19)	
Benzo(e)acenathylen ?	362	652	323	207	71	16	32		
Benzo(DEF)dibenzo thiofen ?	230	508	249	140	42	24	25		
Pyren	1497	5753	1003	494	265	17	14	4 (<1-9)	
Etylmetylenfenantren ?	1408	2740	1165	484	220	54	67		
Benzo(a)fluoren	847	1285	532	183	117	18	25		
Benzo(b)fluoren	536	803	421	204	114	15	28		
4-Metylpyn	249	675	227	88	46	1	Spor		
Metylpyn	141	460	112	55	40	11	9		
1-Metylpyn	317	689	231	122	63	12	10		
Benzothionften ?	1122	1742	1002	415	314	39	46		
*** Benzo(c)fenantren	346	630	315	176	89	21	24	~1	
Benzofenantridin ?	276	528	271	119	68	13	13		
Benzo(ghi)fluoranten									
* Benzo(a)antracen	2560	4358	2103	826	540	36	30	5 (2-8)	
* Chrysen/Trifenylen 1)	5091	7786	4251	2193	1514	228	253	14 (11-17)	
** Benzo(b)fluoranten	4505	7972	4083	3316	1536	251	186	14 (11-20)	
** Benzo(j,k)fluoranten	1540	1956	1162	1140	491	191	87	6 (3-10)	
Benzo(a)fluoranten	300	421	221	172	67	17	a		
* Benzo(e)pyren	2469	4563	1457	1179	807	329	201	9 (5-16)	
*** Benzo(a)pyren	1247	2560	996	455	309	22	18	3 (1-4)	
Perylen	266	437	185	100	59	4	8		
0-Fenylpyren									
Indeno(1,2,3-cd)pyren	616	648	455	408	193	54	29		
***Dibenzo(a,c/a,h)antracen 3)	228	271	170	205	55	22	10	<1	
** Benzo(ghi)perylene	752	856	492	455	223	47	16		
Anthanthren	Spor	Spor	Spor						
Sum PAH	34398	67184	27326	16564	8667	1993	1738		
Sum ** + ***	~7000	~12300	~6100	~4600	~2200	~400	~280	21 (15-28)	
Tørrvektspersent	16,8	14,9	13,7	17,1	17,0	12,6	18,3		

1) Bare chrysen * 2) ** gjelder bare benzo(j)fluoranten, 50% medregnet i sum **+***

3) *** gjelder bare dibenzo(a,h)antracen, 50% medregnet i sum **+***

TABELL 8.7. PAH I KORSTROLL (*Asterias rubens*) FRA VEFSNFJORDEN 23-24/8 1978
(µg/kg tørrvekt). FORBINDELSER MERKET * - *** ER KREFTFREM-
KALLENDE I STIGENDE GRAD. ANALYSER UTFØRT VED SI.

PAH IN SAMPLES OF COMMON STARFISH, VEFSNFJORDEN 23-24 Aug. 1978,
ppb. dry wt. * - *** : INCREASINGLY CARCINOGENIC COMPONENTS.

ST.NR. AVSTAND I KM FRA KILDE	B2 1.5 km	B1 1.5 km	B3 7 km	B4 7 km	B5 12 km	B6 17 km	B7 20 km	Middel og variasjon i %andel
Dibenzothiophen	2	16	8	10				
Fenantren	43	372	103	104	32	31	33	23 (8-44)
Antracen	22	117	20	20	Spor	3	2	2.5 (<1-5)
Metylfenantren/metylantracen	17	71	18	17				
Metylfenantren/metylandracen	14	58	22	18				
2-Metylantracen	15	15	2	3				
4,5-Metylfenantren	5	18	5	6				
Metylfenantren/metylantracen	4	14	5	7				
1-Metylfenantren	8	21	8	9				
Fluoranten	105	495	122	209	32	18	21	22 (19-33)
Benzo(c)acenaftylen ?	2	9	3	2				
Benzo(DEF)dibenzothiofen ?	9	16	11	5		4	1	
Pyren	45	229	39	52	7	4	1	6 (1-9)
Etylmetylenfenantren ?	12	47	13	11				
Benzo(a)fluoren	4	53	4	3				
Benzo(b)fluoren	5	18	6	3				
4-Metylpiren	3	17	3	1				
Metylpiren	7	70	6	8				
1-Metylpiren	5	20	4	5				
Benzothionaften ?	8	29	9	7				
***Benzo(c)fenantren	2	6	2	3				
Benzofenantridin ?	3	18	4	4				
*Benzo(a)antracen	22	67	19	21	7	3	2	3 (3-4)
*Chrysen/Trifenyten ¹⁾	76	306	65	76	34	11	8	13 (11-21)
**Benzo(b)fluoranten	41	127	31	11	27	5	4	7 (2-17)
**Benzo(j,k)fluorantener ²⁾	19	67	12	6	13	2	2	3 (1-8)
Benzo(a)fluoranten	7	51	9	5				
*Benzo(e)pyren	Spor	Spor	Spor	Spor	Spor	Spor	Spor	
***Benzo(a)pyren	21	107	21	10	8	3	2	3 (2-5)
Perylen	8	71	9	5				
Indeno(1,2,3-cd)pyren	14	36	8					
***Dibenzo(a,c/a,h)antracener ³⁾	4	8	Spor					
Benzo(ghi)perylene	Spor	Spor	Spor					
Anthanthren		6						
Sum PAH	550	2575	591	641	160	80	76	
Sum ** + ***	~ 75	~ 275	~ 60	~ 27	~ 41	~ 9	~ 7	12 (4-26)
Tørrvektspersent	26.6	24.6	26.8	28.2	26.9	21.6	28.2	

1) Bare Chrysen * 2) ** gjelder bare benzo(i)fluoranten, 50% medregnet i sum **+***.

3) *** gjelder bare dibenzo(a,h)antracen, 50% medregnet i sum **+***.

TABELL 8.8. PAH I STRANDKRABBE (*Carcinus maenas*), REKER (*Pandalus borealis*) OG GRISETANG (*Ascophyllum nodosum*) FRA VEFSNFJORDEN 1978, $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt (unntatt krabbe).
FORBINDELSER MERKET * - *** ER I ØKENDE GRAD KREFTFREMKALLENDE.
ANALYSER UTFØRT VED SI. PAH in shore crab (*Carcinus maenas*), prawns (*Pandalus borealis*) and knotted wrack (*Ascophyllum nodosum*) from Vefsnfjorden 1978, ppb. dry wt. (\div *Carcinus*)
* - *** : INCREASINGLY CARCINOGENIC COMPONENTS.

PAH-FORBINDELSE	DATO, ST.NR. AVSTAND I KM FRA KILDE		Krabbe 1)		Reker	Grisetang	
			23/8-78		30/8-78	8/5-78	
			B1 2.5 km		Strekning B4-B9 7-13 km	B2 1.5 km	B7 21 km
Dibenzothiophen			11				
Fenantren			119		Spor	17197	714
Antracen			29			486	12
Metylfenantren/metylantracen			12			2375	87
Metylfenantren/metylantracen			21			3327	119
2-Metylantracen			7			91	
4.5-Metylfenantren			19			1697	63
Metylfenantren/metylantracen			8			1178	60
1-Metylfenantren			10			1135	40
Fluoranten			245		27	30438	1163
Benzo(e)acenaftalen ?			7				
Benzo(DEF)dibenzothiofen ?			11				
Dihydrobenzo(a/b)fluorener						409	
Pyren			157		22	12654	480
Etylmetylfenantren ?			36				
Benzo(a)fluoren			20				
Benzo(b)fluoren			15				
4-Metylpyren			10				
Metylpyren			15				
1-Metylpyren			12				
Benzothionafte ?			34				
***Benzo(c)fenantren			12				
Benzofenantridin ?			8				
*Benzo(a)antracen			76		6	736	12
*Chrysen/Trifenyren ²⁾			203		77	2774	115
**Benzo(b)fluoranten			75		21	754	
**Benzo(j,k)fluorantener ³⁾			24		15	365	
Benzo(a)fluoranten			11				
*Benzo(e)pyren			121		Spor	663	
***Benzo(a)pyren			53		12	96	
Perylen			11		9		
Indeno(1,2,3-cd)pyren			40		19	63	
***Dibenzo(a,c/a,h)antracener ⁴⁾			10		4		
Benzo(ghi)perylen			46		Spor	58	
Sum PAH			1491		212	76495	2865
Sum ** + ***			~ 160		~ 40	~ 1000	0
Tørrvektprosent					20.1	20.8	25.2

1) Våtvektbasis (tørrvekt ikke bestemt)

2) Bare chrysen *

3) ** gjelder bare benzo(j)fluoranten, 50% medregnet i sum **+***

4) *** gjelder bare dibenzo(a,h)antracen, 50% medregnet i sum **+***

Antas 5 µg/kg våtvekt som midlere deteksjonsgrense i filetprøvene, og en vanlig PAH-profil med 5 enkeltkomponenter (fenantren, fluoranten, pyren, chrysen/trifenylen) som utgjør 50% eller mer av totalinnholdet, fås en sannsynlig maksimalkonsentrasjon på ca. 50 µg/kg våtvekt (eller omkring 200 µg/kg tørrvekt). Dette er ikke mer enn man kan registrere i mange typer av vanlige matvarer (kfr. ref. hos Lo & Sandi 1978, Neff 1979, Knutzen 1976).

Analysedataene viser at både oskjell og blåskjell hadde høyt PAH-innhold, og at påvirkningen kunne spores langt fra utslippet. For total PAH er det få muligheter for jevnføring med data fra litteraturen. Som regel er undersøkelserne begrenset til et mindre antall komponenter. Den forbindelse det foreligger mest informasjon om er benzo(a)pyren. En sammenstilling av disse data (Neff 1979) viser stor variasjon i registrerte nivåer. Ses det bort fra enkelte høye konsentrasjoner fra presumptivt lite påvirkede områder synes bakgrunnsnivået av B(a)P å ligge under 1 µg/kg tørrvekt (Mix et al. 1977, Dunn & Young 1976). Upubliserte data fra NIVA (analysert ved SI etter samme metode som benyttet på Vefsnfjordmaterialet) har gitt verdier under 5-10 µg B(a)P pr. kg tørrvekt i blåskjell fra områder fjernt fra punktkilder av noen størrelse. Totalkonsentrasjonen av PAH lå i disse tilfeller på omkring 1000 µg/kg tørrvekt. Det ses av tabell 8.5 at de sistnevnte verdier ligger på henholdsvis ca. 1/1000 (B(a)P) og ca. 1/300 av de høyeste konsentrasjonene i blåskjell fra Vefsnfjorden. Selv 50 km unna var det en forhøyelse på ca. 10 ganger, og i fjordens hovedbasseng i størrelsesordenen 50-100 ganger. (Hvis det regnes med de ovennevnte litteraturangivelser for "bakgrunnsnivå" av B(a)P, blir forholdet ytterligere markert).

PAH-forurensningen av oskjell var også betydelig (Tabell 8.6), med totalnivåer på 30-70 mg PAH/kg tørrvekt i den innere delen, 10-30 mg/kg i hovedbassenget og ca. 2 mg/kg ytterst i fjorden. Bortsett fra enkelte uregelmessigheter var det følgelig en klar avstandsgradient fra kilden (Fig. 8.3).

Oskjells PAH-innhold synes ikke å være observert i andre land, og fra Norge foreligger bare ett analyseresultat på materiale fra lite belastede områder (Uglepollen, Sotra). Ut fra deteksjonsgrensen for enkeltkomponenter lot maksimalt PAH-innhold seg her anslå til 100-200 µg/kg tørrvekt. Med dette som antatt bakgrunnsnivå i oskjell, fås en akkumulering på ca 250 x innerst; synkende til ca 10 x i eksemplarer fra fjordmunningen.

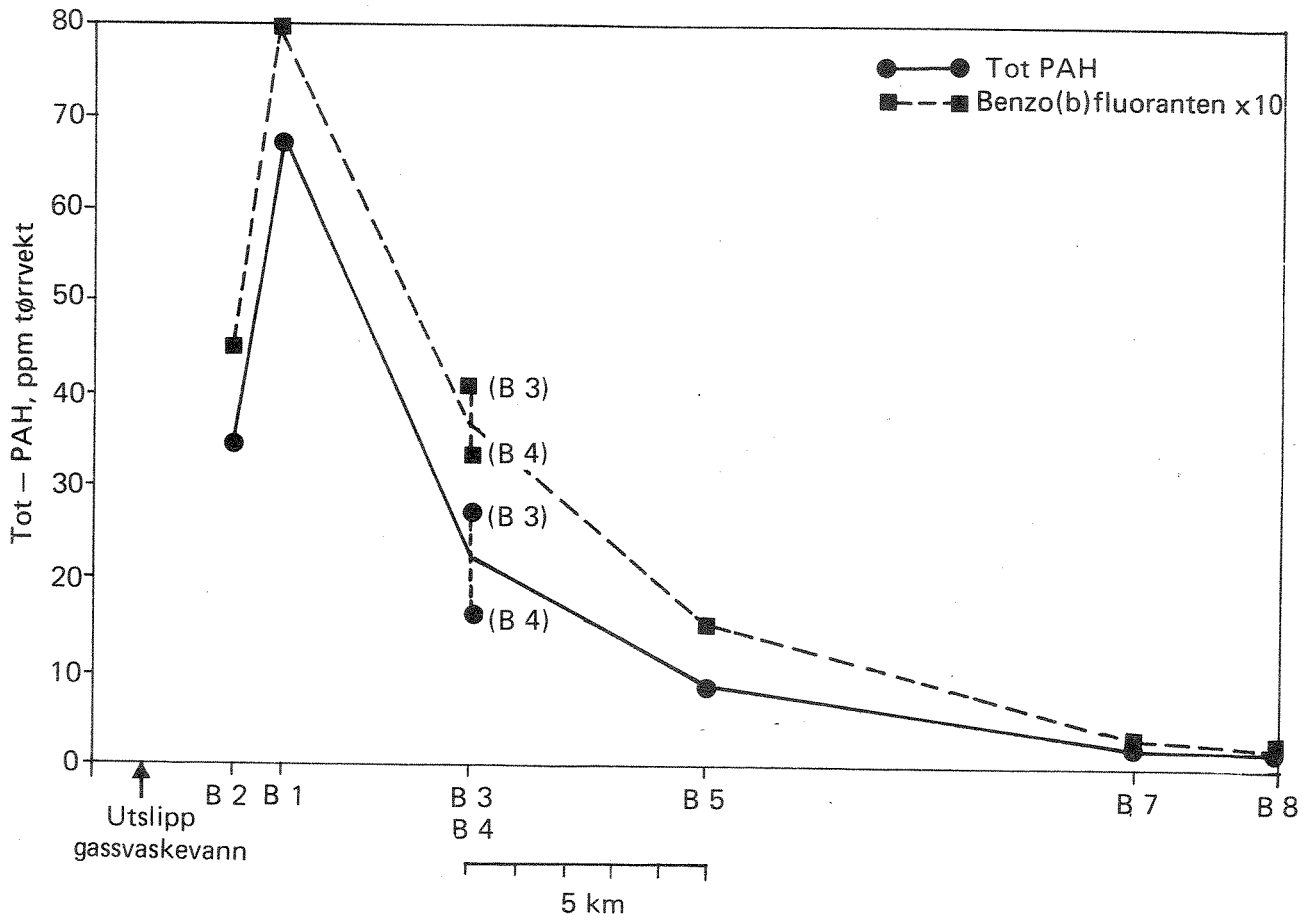


Fig. 8.3 PAH – konsentrasjon i oskjell *Modiolus modiolus* fra Vefsnfjorden som funksjon av avstanden fra utslipp

PAH in mussel – mussel from Vefsnfjorden at increasing distance from the scrubber water outfall

Ved jevnføring av tabellene 8.5 og 8.6 ses at PAH-konsentrasjonene var lavere i oskjell enn i blåskjell. Særlig tydelig var dette langt ute i fjorden. I denne forbindelse kan det spille en rolle at blåskjell er fra grunnere vann. Det utstrømmende overflatevannet må antas å være mest PAH-belastet, mens oskjellene delvis påvirkes av det renere vannet i den inngående kompensasjonsstrømmen. Et tilsvarende forhold mellom forurensningsnivåene i blåskjell og oskjell er tidligere registrert i Saudafjorden (Bjørseth & al. 1979).

Prøvene av korstroll (sjøstjerne) viste alle relativt lavt PAH-innhold (Tabell 8.7), dvs. ca. 1-5% av totalinnholdet i oskjell fra de samme stasjoner og tidspunkter. Avstandsgradientene var noe mindre tydelig i korstroll enn i oskjell. Sammenlignet med konsentrasjonene funnet på utslippsnære stasjoner var nivåene ytterst i fjorden på 3-14%, mot 3-6% for o-skjells vedkommende.

Et PAH-innhold i korstroll på ca. 75 µg/kg tørrvekt (st. B6 og B7) må antas å ligge ned mot bakgrunnsnivået i fjorder og kystvann (NIVA upubl.). Det er derfor ikke sannsynlig at påvirkningen fra aluminiumverket kan spores i sjøstjerner utenfor Vefsnfjorden. I en prøve fra st. B8 var PAH-konsentrasjonene for lave til å la seg kvantifisere.

Årsaken til korstrolls lavere innhold av PAH og mindre egnethet som indikatorer, må bl.a. søkes i forskjellig levevis. Mens muslinger er avhengig av å filtrere store vannmengder både for ånding og fødeopptak, er korstrollet rovdyr/åtsелеter. Til dette kommer bedre evne til å omsette og dermed skille ut PAH. Nedbrytning av PAH er lite utviklet eller mangler hos muslinger (Neff 1979).

Blant de øvrige analyserte organismer var PAH-belastningen særlig merkbar på grisetang, med konsentrasjonsnivå omtrent som i oskjell eller noe høyere (Tabell 8.8). Videre antydte resultatene omtrent samme avstandsgradient som for oskjell. PAH-innholdet i grisetang fra fjordmunningen var bare 3-4% av det som ble registrert 20 km lenger inn.

Upubliserte resultater fra instituttets egne undersøkelser indikerer at man i uberørte områder må regne med et maksimalt PAH-innhold på størrelsesorden 50-100 µg/kg tørrvekt. Nivået i grisetang fra fjordmunningen lå 30-50 ganger over dette. Grisetang synes dermed å være en egnet indikator. Dette er i samsvar med erfaringer fra tilsvarende utslipp på Lista (Knutzen 1979). I enda større grad enn for oskjell og blåskjell eksponeres en stor overflate for det påvirkede vannet. Det er imidlertid usikkert i hvilken grad PAH tas opp i algene jevnført med det som bare adsorberes til overflaten. Nedbrytning av PAH er foreløpig ikke påvist hos alger (få undersøkelser, kfr. Neff 1979).

I prøven av strandkrabbe (Tab. 8.8) er ikke tørrvekt bestemt, og det er derfor noe usikkert å foreta sammenligninger med de øvrige data. Antas en tørrvektprosent på 20, fås en totalkonsentrasjon av PAH på vel 7 mg/kg tørrvekt, m.a.o. ca. 1/10 og 1/50 av nivåene i henholdsvis oskjell og blåskjell fra samme stasjon. Igjen kan forklaringen være forskjell i fødeinntak og åndingsmekanisme, samt at krepsdyr har en relativt effektiv nedbrytning og utskillelse av PAH.

De analyserte rekene ses å ha samme lave PAH-innhold som det tidligere antydde maksimalinnhold i fiskeprøvene (eller ubetydelig høyere).

8.3.5 PAH-profiler

De enkelte PAH-forbindelsers forholdsmessige andel av total-PAH benyttes bl.a. til identifisering av kilder og sporing av bestemte belastningers rekkevidde. Prosentandelen til utvalgte PAH-forbindelser betegnes ofte PAH-profilen i den analyserte prøve. Fra den opprinnelige PAH-profil i et avløpsvann må det forventes visse endringer ved spredning i miljøet. Dette skyldes forbindelsenes ulike flyktighet, løselighet, tilbøyelighet til å adsorberes til partikler, lysømfintlighet, kjemisk og biologisk nedbrytbarhet.

For vurdering av den eksisterende tilstand og for fremtidig overvåking er det bl.a. av interesse å få belyst problemer som:

- Forskjell i PAH-profiler i ulike typer prøvemateriale (f.eks. i organismer med forskjellig levevis, dyr med ulike former for fødeopptak, etc.)
- Mulige endringer i PAH-profilene med økende avstand fra utslippet.
- Mulig forskjell mellom spredning og anrikning av kreftfremkallende PAH-forbindelser jevnført med hovedkomponentene.
- Anvendeligheten av enkeltforbindelser som indikatorstoffer.

De følgende profiler er basert på forbindelser som i middel utgjorde 70-90% av total-PAH i organismer, vann og sedimenter (Tabell 8.9).

Profiler i forskjellig prøvemateriale

Av Fig.8.4a og Tabell 8.9 ses at de midlere PAH-profilene i avløpsvann, fjordvann og sedimenter har mange likhetspunkter. Det relativt lave antall analyser av total PAH i avløpsvann, indikasjonene på avløpsvannets noe vekslende sammensetning (Tabell 8.2) og analyseusikkerheten, gjør at forskjeller på mindre enn 30-40% neppe kan tillegges betydning på det nåværende tidspunkt. Selv om analysemetodene i prinsippet er likeartet, må det regnes med en usikkerhetsmargin som er like stor eller større enn de forskjeller som er funnet for de fleste av stoffene. (Ved parallellanalyser mellom NIVA og SI er det flere eksempler på uoppklarte, betydelige forskjeller både når det gjelder sum PAH og enkeltkomponenter).

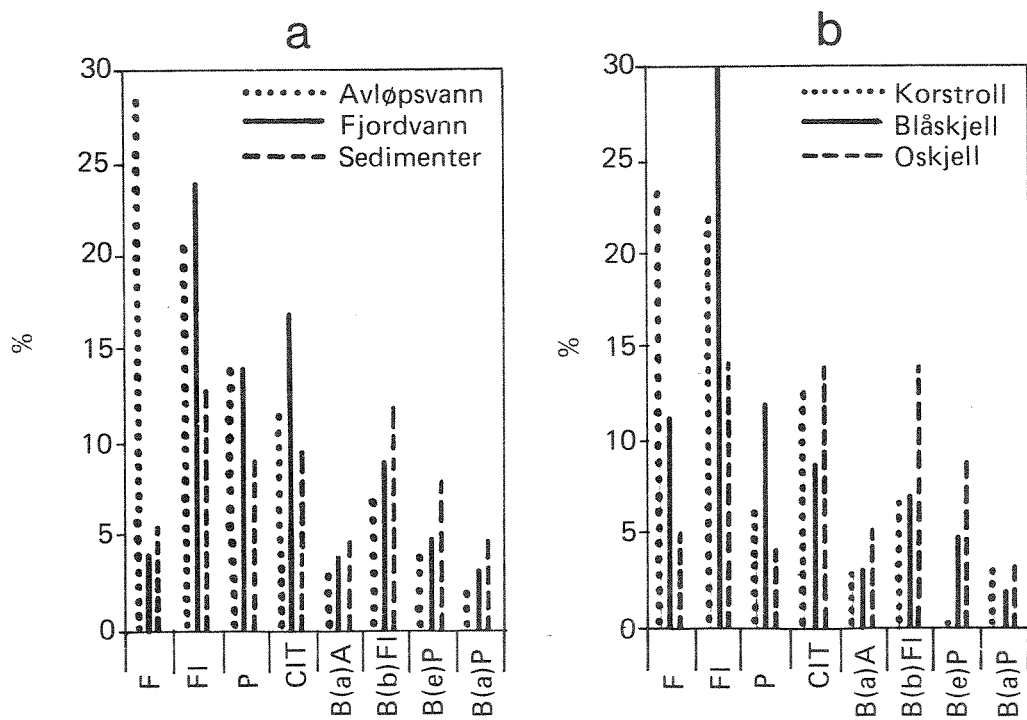


Fig. 8.4 PAH – profiler i forskjellig prøvemateriale :

PAH – profiles of :

- Avløpsvann — Scrubber water
- Fjordvann — Surface water from the fjord
- Sedimenter — Bottom sediments
- Korstroll — Common starfish
- Blåskjell — Edible mussel
- Oskjell — Horse mussel

Forkortelser (abbreviations), cf. tabell 8.9

Tabell 8.9 PAH-profiler i forskjellig materiale. Middell og total variasjon i %-vis andel av total PAH for utvalgte forbindelser: (Total variasjon i parentes)

PAH profiles in different media, mean and total variation in selected components as percentage of tot. PAH.

	Avløpsvann	Fjordvann	Sediment	Blåskjell	O-skjell	Korstroll	Middell av alle prøver	Grisetang
Fenantren (F)	29 (10-51)	4 (1-6)	6 (4-7)	11 (6-20)	5 (4-8)	23 (8-44)	13 (1-51)	23
Fluoranten (Fe)	21 (15-24)	24 (16-33)	13 (8-16)	30 (26-43)	14 (10-20)	22 (19-33)	21 (8-43)	40
Pyren (P)	14 (8-17)	14 (7-20)	9 (6-11)	12 (5-16)	4 (>1-9)	6 (1-9)	6 (<1-20)	17
Chrysen/Trifenylen (C/T)	12 (2-19)	17 (8-25)	10 (7-15)	9 (6-11)	14 (11-17)	13 (11-21)	12 (2-21)	4
Benzo(a)antracen (B(a)A)	3 (1-6)	4 (2-6)	5 (4-6)	3 (2-5)	5 (2-8)	3 (3-4)	4 (1-8)	4-1
Benzo(b)fluoranten (B(b)F)	7 (2-9)	9 (4-15)	12 (8-14)	7 (4-10)	14 (11-20)	7 (2-17)	9 (2-20)	<1-1
Benzo(e)pyren (B(e)P)	4 (1-6)	5 (2-8)	8 (7-11)	5 (4-6)	9 (5-16)	Spor	5 (spor-16)	1
Benzo(a)pyren (B(a)P)	2 (<1-3)	3 (<1-5)	5 (4-6)	2 (<1-3)	3 (1-4)	3 (2-5)	3 (<1-6)	0-0.1
Sum middell %	92	80	68	79	68	77	73	~83

Betraktes variasjonen i den enkelte PAH-komponents %-andel i samme type prøvemateriale, ses at denne variasjonen kan være like stor som variasjonen i vedkommende stoffs prosentandel i forskjellige prøvetyper. Det er følgelig lite grunnlag for å spekulere over de relativt moderate forskjeller i PAH-profiler fra avløpsvann, fjordvann og sedimenter fra Fig. 8.4a.

Fenantren synes å utgjøre et unntak fra det som er sagt ovenfor. Denne forbindelsen utgjorde en betydelig større andel av totalen i avløpsvann enn i fjordvann og sedimenter. Den midlere %-andel på 29 i avløpsvann er imidlertid bare basert på tre prøver, der fenantren-andelen varierte mellom 10 og 51% av total-PAH.

I sedimentene kunne man for så vidt vente relativt lavere innhold av fenantren som er det mest løselige av de utvalgte forbindelsene. Dermed skulle også tilknytningen til partikler og sedimenter være minst (løses lettest ut fra sedimentene). På den annen side har man i Saudafjorden (utslipp fra ferrolegeringsindustri) påvist en betydelig relativ anrikning av fenantren i sedimentene med økende avstand fra kilden (Bjørseth & al. 1979).

Forskjellen mellom fenantrens relative betydning i avløpsvann og fjordvann er vanskelig å forklare, og må eventuelt belyses gjennom ytterligere analyser. Det kan imidlertid pekes på at fenantren kan være mer utsatt enn tyngre løselige forbindelser for fordampning, oksydasjon, kjemisk og biokjemisk nedbrytning.

Jevnføres gruppen av relativt løselige forbindelser (fenantren, fluoranten, pyren) med de mer tungtløselige (benzo(a)antracen, benzo(b)fluoranten og benzopyrenene), ses at prosentfordelingen er ca. 40-60:15 i vann, og ca. 30:30 i sedimenter (Tabell 8.9). Ses det bort fra den betydelige overlappingen ved enkeltanalyser, antydes m.a.o. en relativ anrikning av de tyngst løselige forbindelsene i sedimenter.

Sammenligner man PAH-profilene i forskjellige organismer ses av Tabell 8.9 at griselang skiller seg fra de øvrige. Med forbehold p.g.a. at det bare er resultater fra 2 analyser, ser man at denne arten viste en betydelig relativ anrikning av gruppen av lett løselige forbindelser (fenantren, fluoranten, pyren).

De øvrige arter viste mer ensartede PAH-profiler (Fig. 8.4, Tab. 8.9) og også betydelige likhetspunkter med profilene i avløpsvann og det omgivende miljø. De observerte forskjeller kan vanskelig tillegges særlig vekt før de eventuelt kan bekreftes gjennom ytterligere dokumentasjon. Man kan imidlertid legge merke til at blåskjell og korstroll inneholdt forholdsvis mer av lett løselige forbindelser enn oskjell. For de tre artene hadde man et forhold mellom sum midlere prosent av "lettløselige" : "tungtløselige" på henholdsvis ca. 50:15, 50:15 og 25:30. Benzo(a)pyren viste derimot gjennomgående samme prosentandel i alle tre artene.

Variasjon med økende avstand fra utslipp

Som allerede nevnt (pkt. 8.3.3) var PAH-sammensetningen i sedimentene relativt ens på alle stasjonene. Figurene 8.5 og 8.6 viser variasjonene i oskjell og korstroll for stoffene fenantren, fluoranten, benzo(b)fluoranten og benzo(a)pyren.

For oskjell (Fig. 8.5) var det stort sett ingen markerte tendenser, men benzo(a)pyrens relative andel ses å avta svakt med økende avstand fra utslippet. Fenantrens betydning var noe økende med avstanden.

For korstrolls vedkommende (Fig. 8.6) var det en klarere tendens. Andelen av fluoranten og særlig fenantren økte jo lenger fra Mosjøen dyrene er samlet inn. Benzo(a)pyren hadde tilnærmet konstant relativ forekomst.

Av disse to figurene ser man også tydelig forskjellen mellom PAH-profilen i de to artene. Hos oskjell var fluoranten og benzo(b)fluoranten de dominerende forbindelser i hele fjordens lengderetning; i korstroll fenantren og fluoranten.

Om de mulige trendene kan stoles på, synes de ikke å kunne ses i sammenheng med enkeltforbindelsenes løselighet. I tilfellet burde det ha vært mer parallellitet i utviklingen innen hver av gruppene fenantren/fluoranten/pyren og benzo(b)fluoranten/benzo(a)pyren.

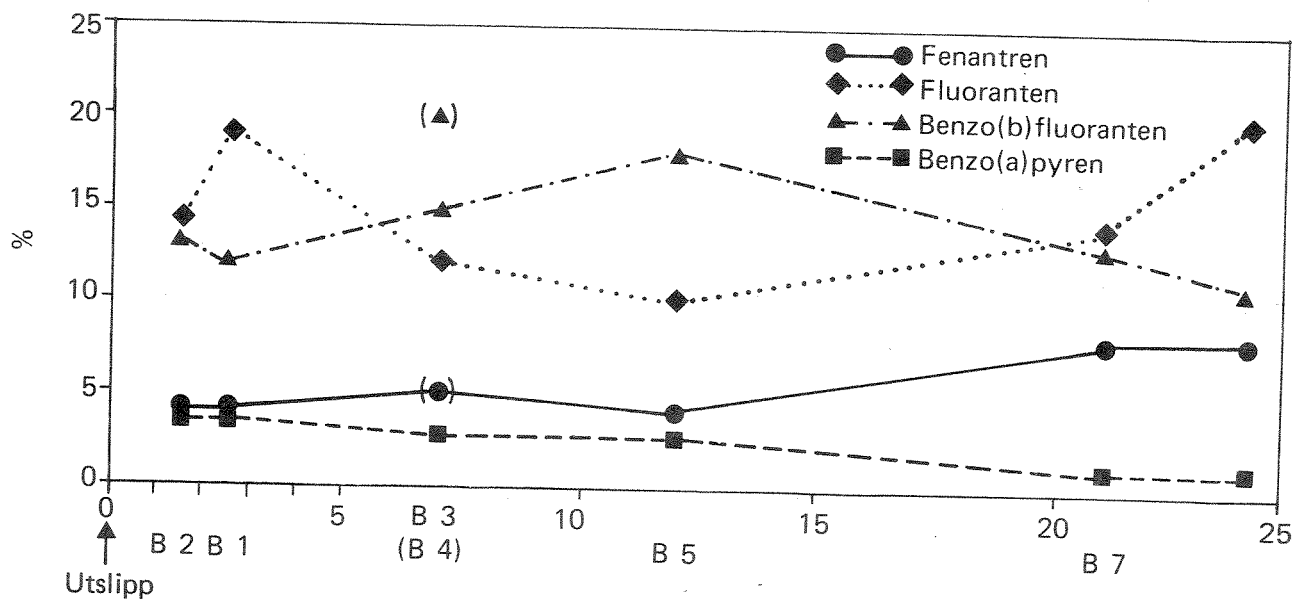


Fig. 8.5 Prosentandel av utvalgte PAH – forbindelser i oskjell (*Modiolus modiolus*) som funksjon av avstand fra utslipp

Percentage of selected PAH – compounds in horse mussel at increasing distance from the outfall of scrubber water

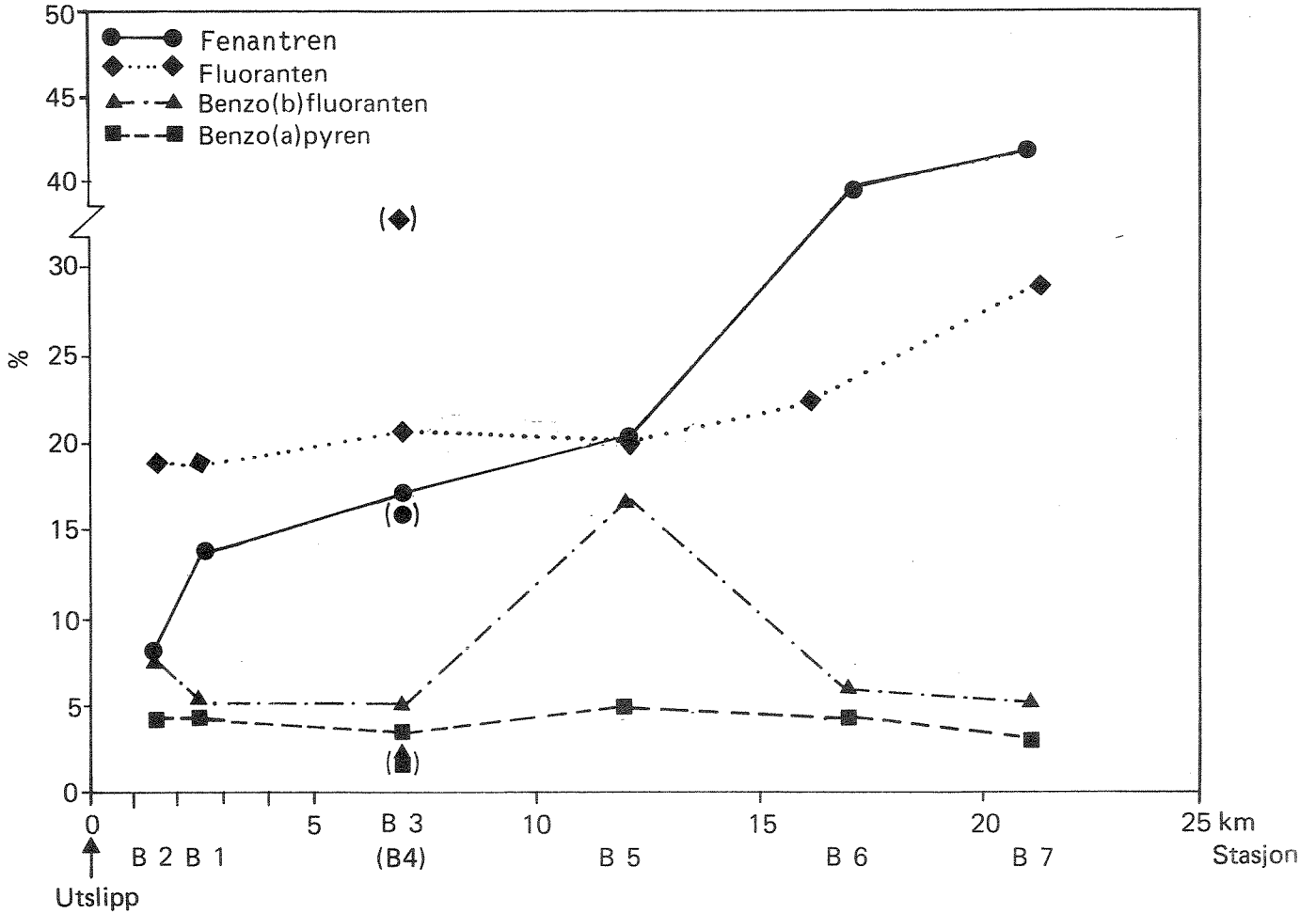


Fig. 8.6 Prosentandel av utvalgte PAH – forbindelser i korstroll (*Asterias rubens*) som funksjon av avstand fra utslipp
Percentage of selected PAH – compounds in common starfish at increasing distance from the outfall of scrubber water

8.4 Oppsummerende kommentarer

Av det foregående fremgår at det er konstatert høye PAH-nivåer i sedimente musling og tang over hele Vefsnfjorden, selv om nivåene sank betydelig på strekningen fra Vefsnas utløp til fjordmunningen. Særlig markerte avstandsgradienter ble funnet for sedimenter, oskjell og grisetang, mens PAH konsentrasjonene i blåskjell var bemerkelsesverdig høye ca. 50 km fra utslippet.

Også korstroll og strandkrabbe ble funnet å være tydelig forurenset av PAH mens fisk og reker, etter de orienterende analyser å dømme, ikke inneholdt mengder utover det man må vente å finne i trafikkerte og bynære kystfarvan

Konsekvensene av disse funn må vurderes mht.:

- Virkning på planter og dyr, dvs. enkeltarter og forskjellige typer av samfunn.
- Mulig hygienisk risiko i forbindelse med rekreasjon, hobbyfiske og næringsmessig utnyttelse av biologiske ressurser (dvs. fiske, aquakultur, evt. høsting av tang til fôr og næringsmiddelindustri).

8.4.1 Effekter på marine organismer

Konsentrasjonene av PAH i fjordvann synes ikke å være så høye at det er risiko for akutte giftvirkninger. For enkeltstoffers vedkommende er det kjent et tilfelle av at en PAH-forbindelse har fremkalt effekter ved så lave konsentrasjoner som 0.1 µg/l (Ishio & al. 1977). Ved forsøk med mer kjente PAH-forbindelser (bl.a. benzo(a)pyrene) har man i laboratoriet kunnet observere effekter ved ned til 5-10 µg/l (Ishio & al. 1977), men som regel har terskelverdiene ligget vesentlig høyere (se oversikt hos Neff 1979).

PAH er blant de stoffer som anskueliggjør et utbredt dilemma; På den ene siden vil det kreves stort anlagte og avanserte feltstudier for å kunne ha mulighet til å registrere eller utelukke eventuelle skader som slår ut på bestands- og samfunnsnivå. På den annen side er det vanskelig å konstruere tester som er relevante for resipientssituasjonene. Det kommer inn en rekke faktorer som må bedømmes skjønnsmessig (andre belastninger, forhold

til andre arter). Følgelig får man ofte den konklusjon at selv om skade ikke direkte er påvist, eller tvilsomt kan knyttes til en bestemt påvirkning, kan effekter heller ikke utelukkes.

Ved feltstudier er det bare sjelden blitt påvist, eller sannsynliggjort, kroniske effekter i form av kreftlignende symptomer (Powell & al. 1970, Ishio & al. 1970, Tomita & al. 1978).

I Norge er det en del observasjoner fra lignende resipientsituasjoner som i Vefsnfjorden, dvs. der man har høye konsentrasjoner av PAH i sedimentene og vedvarende påvirkning med moderat høyt PAH-innhold i vannet. Disse erfaringer kan oppsummeres slik:

- Tilsynelatende normale samfunn er funnet på relativt hardt belastet bløtbunn i Årdalsfjorden (Palmork 1974).
- I Saudafjorden er det observert ekstremt fattig bløtbunnsfauna nær utslippet. Samfunnet ble hurtig mer normalt med økende avstand fra kilden, selv om PAH-innholdet i sedimentene var høyt. Hverken utslagene på bløtbunnsfauna eller de fattige gruntvannssamfunn kan med sikkerhet knyttes til PAH-påvirkningen alene (Knutzen & al. 1979). Stress fra stor belastning med ferskvann, metaller og partikler kan spille større eller mindre rolle.
- På Lista er det registrert nærsoneeffekter på strandflora og -fauna, men registrerbare virkninger innskrenket seg til en avstand av få hundre meter fra utslippet (Knutzen 1979).

Om sammenhengen mellom belastning og eventuelle effekter i Vefsnfjorden henvises det forøvrig til kapitlene 9 og 10 om biologiske forhold.

8.4.2 Hygieniske og forvaltningsmessige forhold - Overvåking

Da det må være helsemyndighetene og Fiskeridirektoratet som bedømmer hygienisk risiko og eventuelle konsekvenser for fiskerinæringen, skal det her bare gis en del opplysninger av betydning for fremtidig overvåking og for forståelse av hva PAH-forurensningen kan innebære av praktiske konsekvenser.

Som nevnt innledningsvis har Verdens Helseorganisasjon anbefalt et maksimalnivå av PAH i drikkevann på 0.2 µg/l (sum av seks blant de vanligst forekommende PAH) (se WHO 1971). Noe tilsvarende krav er ikke spesifikt uttrykt av norske helsemyndigheter.

0.2 µg/l må antas å være et nivå som kan opptre i en del utsatte norske vannkilder, uten at det foreløpig foreligger publiserte data om dette.

Antas et menneske å drikke 2.5 l vann om dagen, vil et nivå på 0.2 µg/l tilsvare en årsdose på nær 200 µg.

Vanlige næringsmidler inneholder ikke sjelden opp mot 1-2 µg B(a)P/kg tørrvekt (i mange vanlige former for mat betydelig mer (ref. i Lo og Sandi 1978). Regnes B(a)P å utgjøre omkring 1% av total-PAH (ofte mer), tilsvarende dette ca. 100-200 µg PAH/kg tørrvekt. Antas videre et matkonsum pr. dag på 1/4-1/2 kg tørrvekt, fås et anslagsvis årlig PAH-inntak via mat på i størrelsesordenen ~ 20000 µg. Det understrekes at dette er et usikkert regnestykke, især fordi en del av datamaterialet stammer fra eldre undersøkelser av PAH i mat. Ved disse undersøkelser har man ikke alltid benyttet tilstrekkelig pålitelige analysemetoder, og heller ikke alltid vært oppmerksom på faren for kontaminering av prøvene. Imidlertid indikerer andres beregninger (Fritz 1971) at størrelsesordenen av den ovennevnte årlige PAH-dose via mat representerer et forsiktig anslag.

Spiser man en porsjon blåskjell (50 g tørrvekt) fra Vefsnfjordens indre deler, risikeres en PAH-dose på ca 15 000 µg PAH. Med blåskjell fra hovedbassenget og de ytre deler, ville dosen fra et slikt måltid kunne bli ca 2 500 - 5 000 µg PAH.

Så vidt vites, har ikke Verdens Helseorganisasjon eller helsemyndigheter i andre land anbefalt bestemte maksimalgrenser for PAH i mat. Det er heller ikke hos mennesker konstatert noen sikker sammenheng mellom frekvens hyppighet av mavekreft og bruk av mat med høyere PAH-innhold enn normalt.

Vurderingen av hygienisk risiko forbundet med PAH i omgivelsene beror blant annet på spørsmålet om terskelverdier for forekomst av kreft.

- Finnes doser som er sikre, dvs. uten virkning ?
- Hva er i tilfellet terskelverdiene for ulike stoffer og eksponeringsmåter ?
- Hvis ikke, hvilket forløp har dose/responskurven ? (rettlinjet, dvs. enkel proporsjonalitet; sinusformat, konveks eller kombinasjoner av dette, dvs. forskjellig innen ulike doseintervaller).

En nærmere redegjørelse for og imot eksistens og bruk av terskelverdier er gitt av Maugh (1978).

Praktisk forvaltning kan ikke avvende enighet om terskelspørsmål før beslutninger tas. I en situasjon der alle i varierende grad, og på forskjellig måte er utsatt for kreftfremkallende stoffer må man antagelig i første omgang konsentrere seg om tilfeller der sammenhengen mellom belastning og skade er dokumentert, eller risikoen må anses som betydelig. For utslippet til Vefsenfjorden er dette et springende punkt. I det følgende nevnes en del momenter som kan/bør tas med i en slik betraktning.

- Fra et helsemessig synspunkt er det neppe tvil om at overføring av PAH fra luft- til vannfase er gunstig. Kontakten med eventuell forurenset luft kan ikke unngås. Eksponeringen via luft er som regel mer direkte, samtidig som mer utsatte og ømfintlige organer rammes.
- De nåværende brukerinteresser i Vefsnfjorden - herunder hensynet til vern av naturen i vid forstand - er antagelig skadelidende i begrenset grad. Om man ønsker noen vesentlig bedre dokumentasjon av omfang og begrensning av skade på naturen, vil det kreve betydelig arbeidsinnsats og utbyttet er tvilsomt. Noe enklere er det å få utvidet vurderingsgrunnlaget i relasjon til rekreasjons- og næringsinteresser. Siden estetiske forhold ikke er særlig influert, og det ikke er forbundet med risiko å bade, gjenstår ervervsfiske og hobbyfiske (herunder skjell-sanking). Det er ønskelig å få supplert de data man har med PAH-analyser av en del andre spiselige arter (f eks sild, brisling, flyndrearter og annen relativt stedbunden bunnfisk).

- Videre har det interesse å få bragt på det rene hvor langt fra Vefsnfjordens munning påvirkningen kan etterspores. Et slikt supplement til den foretatte basisundersøkelse kan innpasses i overvåkingsprogrammet. Under enhver omstendighet må de høye konsentrasjonene i blåskjell samlet utenfor fjorden søkes bekreftet ved analyse på nye prøver.

Dette er også begrunnet i hensynet til potensielle brukerinteresser. Med det siktes det til dyrking av muslinger, fiskeoppdrett og eventuell dyrking/utnyttelse av alger til fôr eller næringsmidler. Dette aktualiserer en nøyere avgrensning av de arealer og volumer som berøres så sterkt at det anses uforenlig med aquakulturformål. Det foreliggende datamaterialet gir bare delvis grunnlag for en slik avgrensning. I tillegg mangler man foreløpig også bestemte retningslinjer eller vannkvalitetskriterier for å foreta slike grenseoppganger.

- Utviklingen over tid av fjordens tilstand, spesielt PAH-nivåene i organismer og sedimenter, bør følges gjennom et overvåkingsprogram. Som PAH-indikator bør benyttes blåskjell og oskjell, eventuelt også grisetang.

9. PLANTE- OG DYRELIV PÅ GRUNT VANN
BENTHIC LIFE IN THE SHALLOW WATERS

ved Ivar Haugen og Knut Kvalvågnæs

9.1 Innledning

Bentiske organismer er gode indikatorer for registrering av ytre påvirkninger. Til denne gruppen hører planter og dyr som lever i, på eller i nær kontakt med bunnen. Disse organismene har oftest liten eller ingen bevegelsesmulighet og følgelig liten evne til å fjerne seg fra områder hvor de kan bli utsatt for påvirkninger. Bentiske organismsamfunn gir derfor, i motsetning til planktoniske og andre frittlevende organismer, et integrert bilde av miljøforholdene på voksestedet over lengre tid. Dette gir gode holdepunkter for å vurdere forholdene i et fjordsystem og observere langtidsvirkninger av miljøforandringer.

Endringer av fysiske og kjemiske forhold vil endre artenes innbyrdes konkurransemuligheter. Enkelte arter vil ikke tåle endringene i samme grad som andre, og i områder som er sterkt belastet vil artsantallet synke. Individantallet for enkelte arter vil derimot øke og gi dominans av noen få eller kanskje bare én art.

Observasjoner av de bentiske organismsamfunn på grunt vann ble foretatt i Vefsnfjorden i august 1978, samordnet med annet feltarbeid.

9.2 Undersøkelsesopplegg og gjennomføring

Toktet ble gjennomført 24/8-25/8 1978 med tre biologer, hvorav én dykket i følge med en dykker fra den lokale sportsdykkerklubben. Det ble dykket på 11 lokaliteter (stasjoner). Beliggenheten er vist på kartet (Fig. 9.1). Største observasjonsdyp var 35 m. Det ble benyttet helmaske med dykkertelefon og kassettbåndspiller i båten, slik det er beskrevet av Haugen og Kvalvågnæs (1974). Både flora og fauna ble registrert samtidig. Utskriftene av båndene er gitt i appendix.

Arter som ikke kunne bestemmes in situ ble tatt med opp til overflaten og betraktet med håndlupe. Arter som fortsatt ikke kunne identifiseres, ble konserverte på 4% formalin og tatt med for bestemmelse på laboratoriet. Under dykkingen ble det tatt et større antall undervannsbilder, som til sammen gir et inntrykk av hvordan det ser ut på bunnen av Vefsnfjorden ned til 35 m. Bildene er arkivert i NIVAs billedarkiv for norske fjorder. Utvalgte bilder er duplisert og oversendt oppdragsgiver.

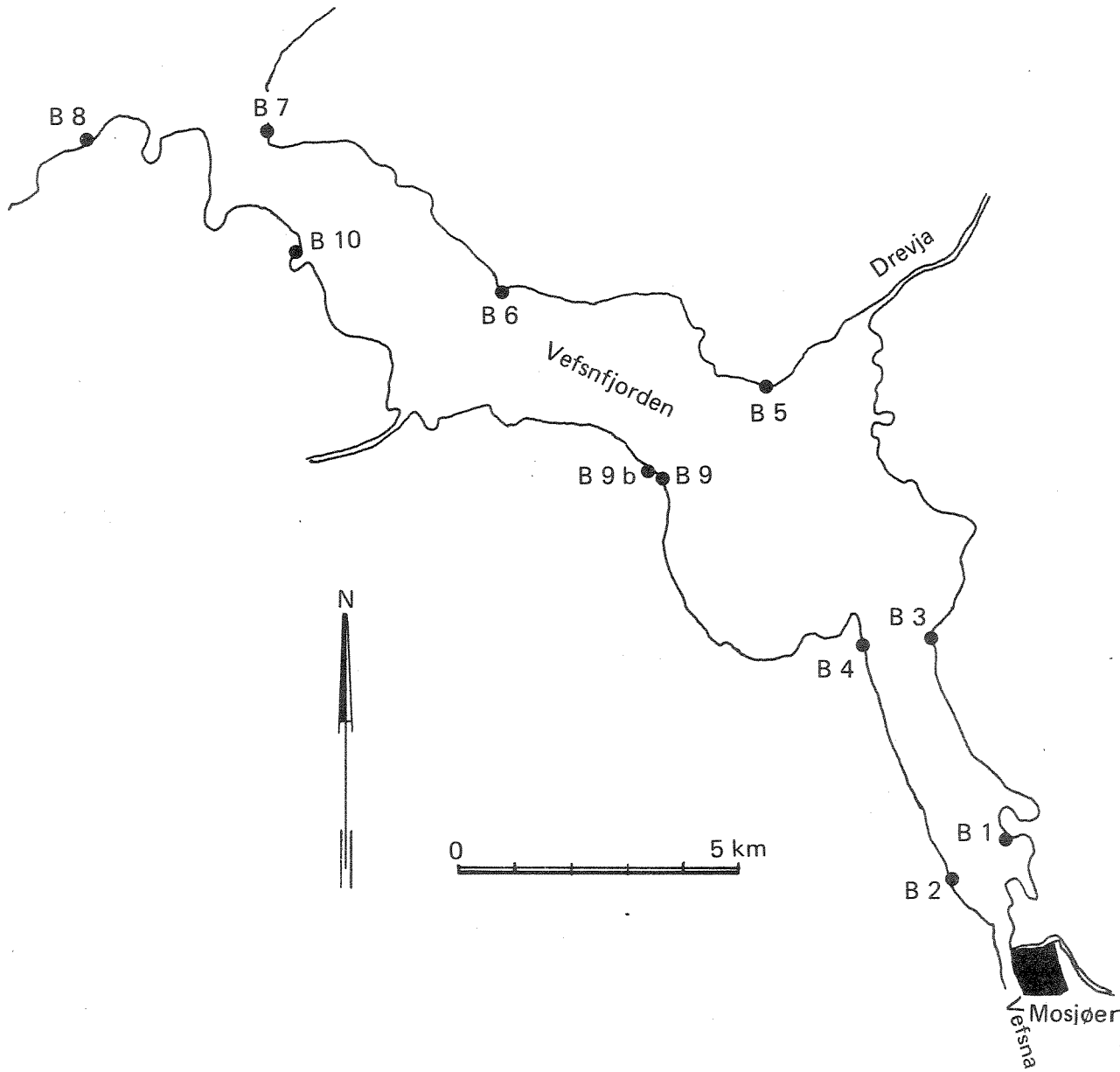


Fig. 9.1 Stasjonsplassering for dykkerundersøkelse av gruntnvannssamfunn
Diving stations for investigations of benthic algae and shallow water fauna

9.3 Resultater og diskusjon

For utskriftene av båndene vises til appendix. Navn på organismer som først ble identifisert på land eller i laboratoriet er redigert inn på riktig plass. På bakgrunn av utskriftene er det laget et mengde/dybdefordelings-skjema for hver stasjon, tabell 9.1,

På grunnlag av dataene er det også utført en likhetsanalyse mellom stasjonene (ved hjelp av datamaskin). Similaritetsindekser for to og to av stasjonene er regnet ut etter formelen $L = \frac{2c}{a+b} \cdot 100$, der L er similaritetsindeksen, a er antall arter på den ene stasjonen og b antall arter på den andre, mens c er antall arter som er felles for de to stasjonene. En indeks på null er total ulikhet, mens 100 angir fullstendig likhet. Dette er gjort for alle de registrerte artene på stasjonene, både flora og fauna. Resultatet er illustrert i Figur 9.2, mens datautskriftene er gitt i appendix (her er brukt en faktor på tusen for å betegne fullstendig likhet).

De fleste stasjonspar viser en similaritetsindeks på rundt 50. Flere stasjonspar har en indeks mindre enn 40 (1 og 3, 1 og 5, 1 og 6, 1 og 7, 1 og 8, 3 og 9 b, 6 og 9, samt 2 og 9, mens kun to par (6 og 7, samt 6 og 9 b) har en indeks større enn 60.

En tilsvarende similaritetsmatrise er laget for floraen alene (Fig. 9.3), men resultatene er ikke særlig forskjellige fra hva man får ved å sammenligne det totale artsantall.

Som man ser av Fig. 9.2, var det bare stasjon B1 som skilte seg noe ut, med en similaritet på "mindre enn 40" overfor 5 andre stasjoner når det totale observerte artsantall ble sammenliknet. Dette kan tyde på at miljøforholdene på denne stasjonen er noe forskjellig fra de øvrige stasjonene. Similaritetsindeksen var allikevel større enn 30, noe som antyder små forskjeller mellom stasjonene. Bare stasjonsparet 1 og 7 viste en indeks lavere enn 30 (24,2). En usikkerhetsfaktor i denne sammenhengen er undersøkelsens karakter. Tidsrammen tillater ikke en detaljert undersøkelse hvor

B2 (forts.)

Helning		Varierende bratthet																			
Bunntype		Fjell med mye nedslamming hvor det ikke er så bratt																			
Art	Dyp i m *	0	2	4	6	8	10	12	14	16	18	20	22	24	26	28	30	32	34	36	38
<i>Serpula vermicularis</i>										→											
<i>Balanus balanus</i> (mange døde) Steinrur										→											
<i>Pomatoceros triqueter</i> Trekantmark																					

↑ Dykket avslutte

Vertikalutbredelse for flora og fauna

3 Aasmulen

Dato : 25 / 8 1978

Helning	Bratt	Varierende																					
Bunntype	Steinrøys	Sand og fjellkoller																					
Art	Dyp i m *	0	2	4	6	8	10	12	14	16	18	20	22	24	26	28	30	32	34	36	38	40	
<i>Fucus vesiculosus</i> Blæretang		⇒																					↑ Dykket avsluttet
<i>Enteromorpha</i> sp. Tarmgrønske		⇒																					
<i>Ascophyllum nodosum</i> Grisetang		⇒																					
<i>Spongomorpha pallida</i>		⇒																					
<i>Littorina littorea</i> Strandsnegl		⇒																					
<i>Dichtyosiphon</i> sp.		⇒																					
<i>Cruoriacea</i> indet.		⇒																					
<i>Laminaria saccharina</i> Sukkertare		⇒																					
<i>Desmarestia aculeata</i>					⇒	⇒	⇒																
<i>Phycodrys rubens</i>					⇒																		
<i>Mytilus edulis</i> Blåskjell			⇒																				
<i>Pagurus peridauri</i> med <i>Adamsia palliata</i> Eremittkreps m. sjøanemone			•	•																			
<i>Asterias rubens</i> Korstroll																						→	
<i>Modiolus modiolus</i> O-skjell					⇒																		
<i>Ciona intestinalis</i>					⇒																		
<i>Mya truncata</i> Sandmusling																						•	
<i>Metridium senile</i>																						•	
<i>Buccinum undatum</i>																						→	
<i>Pomatoceros triqueter</i>																						→	
<i>Stichastrella rosea</i>																						→	
<i>Ceramaster granularis</i>																						•	
<i>Munida sarsi</i> ^{**} Trollhummer																						•	
<i>Pagurus bernhardus</i> ^{**} Eremittkreps																						•	

* 2 m under flo sjø.

** Dypet ikke registrert.

4 (forts.)

Helning		Svak												Bratt				Svak					
Bunntype		Små stein	Sand/mudder og fjellkoller												Fjell				Mudder				
Art	Dyp i m *	0	2	4	6	8	10	12	14	16	18	20	22	24	26	28	30	32	34	36	38	40	
<i>Tealia felina</i>																	•						↑
<i>Sabella penicillus</i>																		→					Dykket avsluttet
<i>Munida</i> sp. Trollhummer												•											
<i>Dentalium entalis</i> Sjøtann									•														
<i>Modiolus modiolus</i> O-skjell				-----→																			
<i>Spirorbis</i> sp. Posthornmark				—————→																			

6 Korsneset

Dato : 24 / 8 1978

Helning	Svak		Brattere																				
Bunntype	Sand ^m /fjellkoller																						
Art	Dyp i m *	0	2	4	6	8	10	12	14	16	18	20	22	24	26	28	30	32	34	36	38	40	
<i>Pelvetia canaliculata</i> Sauetang																							↑ Dykket avsluttet
<i>Fucus vesiculosus</i> Blæretang		→	→																				
<i>Ascophyllum nodosum</i> Grisetang		→																					
<i>Fucus serratus</i> Sagtang		→																					
<i>Laminaria digitata</i> Fingertare		→																					
<i>Laminaria hyperborea</i> Stortare		→	→	→	→	→																	
<i>Palmaria palmata</i> Søl		→																					
<i>Chondrus crispus</i>		→																					
<i>Cladophora rupestris</i>		→																					
<i>Lithothamnion</i> sp.		→																					
<i>Pilayella</i> sp.		→	→	→	→	→																	
<i>Furcellaria fastigiata</i>			•																				
<i>Phycodryis rubens</i>		→	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→
<i>Ceramium rubrum</i>		→																					
<i>Laminaria saccharina</i> Sukkertare		→	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→
<i>Odontalia dentata</i>		→																					
<i>Desmarestia aculeata</i>						•																	
<i>Ptilota plumosa</i>						•																	
<i>Mytilus edulis</i> Blåskjell		→																					
<i>Littorina littorea</i> Strandsnegl		→																					
<i>Asterias rubens</i> Vanlig korstroll		→	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→	→
<i>Anapagurus laevis</i> Liten eremittkreps						→																	
<i>Arenicola marina</i> Fjæremark						→																	

) Ca. 1 m under flo sjø.

B7 Nabben

Dato : 24 / 8 1978

Helning	Svak		Brattere
Bunntype	Rullestein	Sand	
Art	Dyp i m *	0	2 4 6 8 10 12 14 16 18 20 22 24 26 28 30 32 34 36 38 40
<i>Pelvetia canaliculata</i> + Sauetang		fra 2 - 2 1/2 m over vannlinjen	
<i>Ascophyllum nodosum</i> Grisetang	→	fra 2 - 2 1/2 m over vannlinjen	
<i>Fucus vesiculosus</i> Blæretang	→	•	
<i>Fucus serratus</i> Sagtang	→	⇒	
<i>Hildenbrandia prototypus</i> Fjæreblood	→	→	
<i>Cladophora rupestris</i>	→	→	
<i>Lithothamnion</i> sp.	→	→	
<i>Laminaria digitata</i> Fingertare	→	→	
<i>Laminaria hyperborea</i> Stortare	→	→	
<i>Palmaria palmata</i> Søl	→	→	
<i>Desmarestia</i> sp.	→	→	
<i>Laminaria saccharina</i> Sukkertare	→	⇒ →	
<i>Dilsea carnosa</i> Kjøttblad	→	→	
<i>Pilayella littoralis</i>	→	→	
<i>Desmarestia aculeata</i>		→ →	
<i>Phycodryis rubens</i>		⇒ →	
<i>Ptilota plumosa</i> Draugfjær		→	
<i>Phyllophora brodiaei</i>		•	
<i>Odontalia dentata</i> Tannskåring		→	
<i>Littorina littorea</i> Strandsnegl	→	→	
<i>Membranipora membranacea</i> Mosdyr	→	→	
<i>Mytilus edulis</i> Blåskjell	→	→	
<i>Asterias rubens</i> Korstroll	→	→	

↑
Dykket avsluttet

*) 2.5 m under flo sjø.

B8 Ytterst i Vefsnfjorden

Dato : 24/8 1978

Helning	Svak										Loddrett		Moderat								
Bunntype	Fjell					Sand ^m /rullestein					Fjell										
Art	Dyp i m *																				
	0	2	4	6	8	10	12	14	16	18	20	22	24	26	28	30	32	34	36	38	40
<i>Ascophyllum nodosum</i> Grisetang	⇒																				↑ Dykket avsluttet
<i>Fucus vesiculosus</i> Blæretang	⇒																				
<i>Fucus serratus</i> Sagtang	⇒⇒⇒⇒																				
<i>Laminaria hyperborea</i> Stortare	⇒																				
<i>Lithothamnion</i> sp. Rugl											-----→										
<i>Chondrus crispus</i>											→										
<i>Chorda filum</i> Martaum											→										
<i>Desmarestia aculeata</i>											————→										
<i>Dichtyosiphon</i> sp.											————→										
<i>Laminaria saccharina</i> Sukkertare											————→										
<i>Phycodrys rubens</i>											====→										
<i>Odontalia dentata</i> Tannskåring											————→										
<i>Mytilus edulis</i> Blåskjell	⇒																				
<i>Patella vulgata</i> Albuskjell	⇒																				
<i>Anapagurus laevis</i> Liten eremittkreps											————→										
<i>Gibbula cinerea</i> Toppsnegl	→																				
<i>Balanus balanus</i> Steinrur	→																				
<i>Buccinum undatum</i> Kongsnegl	→																				
<i>Pomatoceros triqueter</i> Trekantmark	→										————→										
<i>Modiolus modiolus</i> O-skjell											————→										

*) 2.5 m under flo sjø.

B9b 200 m vest for Digermulen

Dato : 24 / 8 1978

Helning		Moderat										Loddrett										
Bunntype		Sand med fjellkoller										Fjell										
Art	Dyp i m *	0	2	4	6	8	10	12	14	16	18	20	22	24	26	28	30	32	34	36	38	40
<i>Fucus vesiculosus</i> Blæretang		→																				↑ Dykket avsluttet
<i>Ascophyllum nodosum</i> Grisetang		→																				
<i>Hildenbrandia prototypus</i> Fjæreblood		→																				
<i>Cladophora rupestris</i>		→																				
<i>Fucus serratus</i> Sagtang		⇒																				
<i>Spongomorpha pallida</i>		→																				
<i>Furcellaria fastigiata</i>		→																				
<i>Laminaria digitata</i> Fingertare		→																				
<i>Laminaria hyperborea</i> Stortare		→																				
<i>Palmaria palmata</i> Søl		- →																				
<i>Laminaria saccharina</i> Sukkertare		→																				
<i>Pilayella littoralis</i>		→																				
<i>Membranoptera alata</i>		→																				
<i>Ceramium rubrum</i> Rekeklo		→																				
<i>Phyllophora brodiaei</i>		→																				
<i>Trilliella intricata</i>		→																				
<i>Phycodrys rubens</i>		→																				
<i>Ptilota plumosa</i> Draugfjær		•																				
<i>Littorina littorea</i> Strandsnegl		→																				
<i>Mytilus edulis</i> Blåskjell		→																				
<i>Asterias rubens</i> Vanlig korstroll		→																				
<i>Pomatoceros triqueter</i> Trekantmark		→																				

Planter
 ↑
 Dyr
 ↓

*) Fra flo sjø.

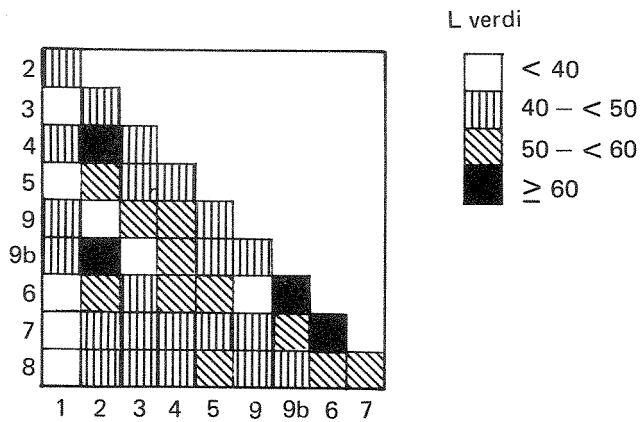


Fig. 9.2 Similaritetsindeks for fastsittende alger og dyr i Vefsnfjorden 24. - 25. august 1978

Similarity index for benthic macro - flora and -fauna in Vefsnfjorden, August 1978

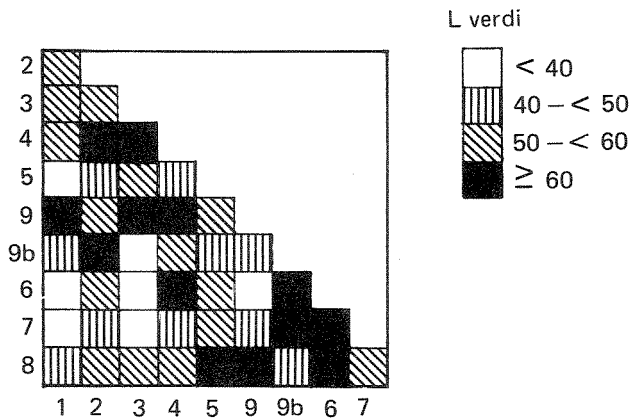


Fig. 9.3 Similaritetsindeks for fastsittende alger i Vefsnfjorden 24. - 25. august 1978

Similarity index for benthic macro - algae in Vefsnfjorden, August 1978

alle arter, også de små spredtstående, blir registrert. De mest fremtredende og dominerende artene vil dominere også i registreringen. Dette vil kunne gi en høyere similaritetsindeks enn den reelle. På bakgrunn av det foreliggende materiale kan det se ut som B1 er noe mer påvirket enn de øvrige stasjonene. Imidlertid er det også denne stasjonen som sannsynligvis er utsatt for mest belastning med ferskvann og partikler fra land (kfr. kap. 5 om elvevannets fordeling i indre fjord). Dette er et forhold som i seg selv kan gi utslag på samfunnets sammensetning. De enkelte arter har forskjellige miljøkrav, og vi vil nå se nærmere på arter som indikerer bestemte typer påvirkning.

Som tidligere nevnt (kap. 5) gir ferskvannstilførselen fra Vefsna og Drevja periodevis sterkt nedsatt saltholdighet i overflatelaget, ned til 5 ‰ i flomperioder. Den lave saltholdigheten gjør seg til dels gjeldende langt utover i fjorden. Disse observasjoner stemmer godt overens med observasjonene av brunalgen *Fucus vesiculosus* (blæretang). I sin typiske form har denne arten parvise blærer på thallus. Blæreløse former forekommer både som følge av ferskvannspåvirkning og som følge av ekstra bølgeslagseksposering. Utformingen av thallus, algens morfologi, vil derimot være helt forskjellig avhengig av om det er bølgeslag eller ferskvann som er årsaken til at individene mangler blærer.

Et annet særtrekk ved blæretangen i Vefsnfjordens indre del er splittingen (fingerdelingen) av receptakelen (formeringsorganene). Dette er sannsynligvis også et ferskvannspåvirkningsfenomen. Det samme fenomenet gjør seg gjeldende hos *Fucus ceranoides* som er nettopp en brakkvannsart. Hos denne arten er de hornformede receptaklene et arts-kjennetegn. I indre del av Vefsnfjorden viste *F. vesiculosus* de samme særtrekk, men thallus var kraftigere enn hos *F. ceranoides* og enkelte individer hadde blærer. Dette fenomenet gjorde seg gjeldende i avtagende grad helt ut til stasjonene B7 på nordsiden av fjorden og B10 på den andre siden av fjorden. Fra dette området hadde blæretangen sitt typiske utseende med parvise blærer og normale udelte receptakler. Ut fra algefloraen synes det derfor som om ferskvannspåvirkningen er mindre fra området omkring stasjon B7/B10 og utover.

Blåskjell trives godt i litt brakt, næringsrikt vann og finnes derfor ofte i tett bestand inne i fjordene, men er sjeldnere ut mot åpen kyst. I Vefsnfjorden fantes blåskjell på de fleste stasjonene, men manglet på sørvestsiden i fjordens indre del.

Blåskjelllets nære slektning 0-skjellet (*Modiolus modiolus*), foretrekker vann av høyere saltholdighet, og finnes derfor gjerne dypere, spesielt innerst i fjordene. I Vefsnfjorden finnes 0-skjell fra 5-6 m på de fleste stasjonene, også B1 og B2 innerst i fjorden. Ved B4 gikk oskjellene opp til 3 m, det samme som ved den ytterste stasjonen B8. En registrering fra 8 m på B7 og det at arten ikke er registrert på stasjonene B5, B6 og B9 viser ikke annet enn at arten ikke er så hyppig forekommende som blåskjell. Skjellene var store og lette å observere.

Forekomst av lærkoraller og sjøfjær på flere av stasjonene indikerer strøm, sannsynligvis en effekt av tidevannet, som har en midlere vannstandsforskjell på ca. 1.5 m i området.

Sjørosen *Cerianthus lloydi* liker næringsrikt vann og tåler sterk sedimentering. Den ble bare registrert på B1. Sjønelliken *Metridium senile*, som også er en forurensningstolerant art, og også tåler en del nedslamming, ble funnet på flere stasjoner, blant annet både på B1 og B2, men ikke i særlig store mengder på B2. Sjørosen *Protanthea simplex* kan ha stor forekomst i områder med høy næringstilgang og mye suspendert materiale. Den forekommer i tette bestander på loddrette fjellvegger fra 20-30 m både i indre Oslo-fjord og i Frier-fjorden. I Vefsnfjorden ble den bare registrert på B1.

Ut fra disse observasjoner er det ferskvannspåvirkningen og en viss nedslamming av partikler som synes å gi utslag på de marine samfunn nærmest Mosjøen, eventuelt med et visst bidrag fra større belastning med organisk stoff fra kloakkvann og noe høyere produksjon av planteplankton som følge av høyere næringssaltinnhold.

Nedre grense for de fastsittende algene er et uttrykk for lysgjennomgangen i vannmassene. Vertikalutbredelsen av fastsittende makroalger er en god parameter til å karakterisere lysgjennomgangen og dermed partikkeltettheten i vann (Haugen og Nilsen 1973, Haugen 1975). Algene er fotosyntetiserende

organismer og avhengig av lys for å vokse. Lysgjennomgangen i vannmassene vil derfor være avgjørende for hvor dypt algene vil vokse, med et forbehold om at også temperatur, vannbevegelse og beiting må tas med i vurderingene. Gjennomgående lave temperaturer i vannmassene vil medvirke til at nedre grense for algevekst trykkes nedover. Sammenlikninger mellom nedre grenser for algenes vekst bør derfor bare gjøres innenfor områder med tilsvarende temperaturklima.

Fig. 9.4 viser nedre grense for algevekst i ulike deler av fjorden. Data-materialet sannsynliggjør at i den innerste del av fjorden (innenfor Alterneset, st. B4) trenger algene dypere ned på vestsiden enn på østsiden. Dette er nok et forhold som henger sammen med at ferskvannspåvirkningen (og nedslammingen) er mest markert på østsiden av indre fjord. Dette stemmer overens med beskrivelsen av strømsystemet (kap. 5) og siktedypet (kap. 6). Fra snittet B5-B9 (fig. 9.4) og utover, var nedre grense for algevekst omtrent ens på begge sider av fjorden.

Materialet indikerer også at på sydvestsiden er vannmassene i de indre deler, ut til området noe innenfor Drevjas utløp, noenlunde enhetlige med hensyn til lysgjennomgang. På nordøstsiden ble det derimot på samme strekning observert en betydelig økning i algenes nedre grense. Videre utover fjorden ble det funnet alger stadig dypere, inntil de på st. B7-B8 gikk ned til 35 m. Dette er det dyp en må forvente å finne bentiske alger til i et upåvirket kystområde på disse breddegradene. På samme strekning var gjennomsnittlig siktedyp praktisk talt det samme. Dette indikerer at andre faktorer enn siktedypet - f.eks. vannbevegelsen - spiller en rolle for algenes nedre grense i de ytre deler av fjorden.

De fastsittende algenes fysiske tilstand kan også avspeile miljøforholdene i vannmassene. I Vefsnfjorden var algene på stasjonene innenfor stasjon B6 på nord- og østsiden av fjorden til dels sterkt nedslammet. Særlig gjorde dette seg gjeldende på stasjon B5. Stasjonene på den andre siden av fjorden viste samme situasjon, med nedslamming helt ut til stasjon B10. Nedslammingen var kraftigst i et dyp mellom 5 og 15 m. På stasjonene B6, B7 og B8 var algene lite eller ikke nedslammet. Sikten i vannet var heller ikke god da undersøkelsen ble utført, med et "tåketeppe" mellom 5-6 og 20 m. Både ovenfor og nedenfor var vannet klart. Dette var tilfelle over hele fjorden, også helt ute ved stasjon B8, om enn i mindre grad. "Tåka" virket tettest nær stasjonene B5 og B9 og kunne minne om oppslammet

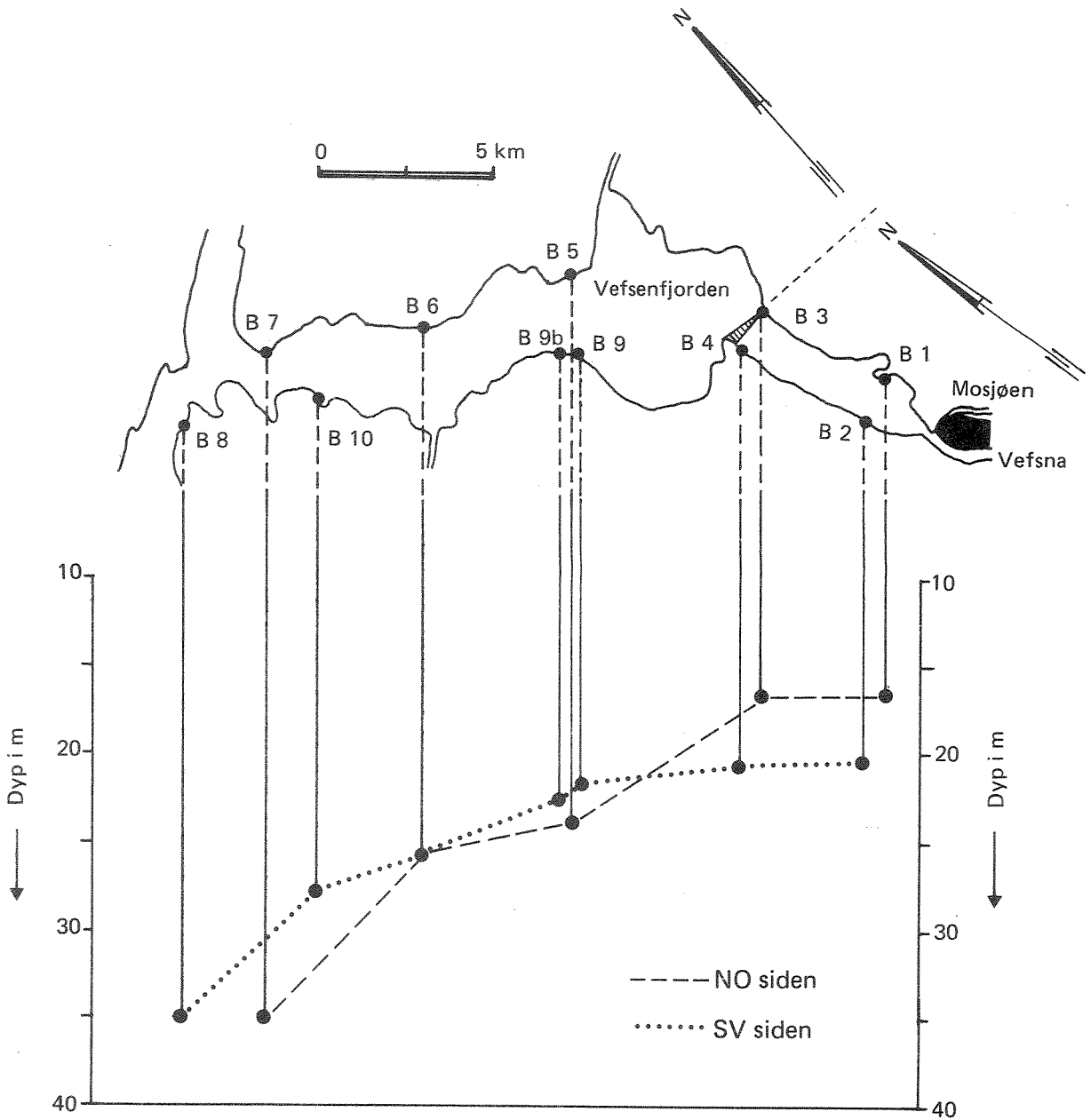


Fig. 9.4 Vertikalutbredelsen av fastsittende makroalger, august 1978
Depth range of benthic macro-algae, August 1978

leire. De nevnte observasjonene kan imidlertid ha sammenheng med en større bevegelse i vannmassene som ble registrert omkring i midten av august, og ikke nødvendigvis utgjøre et representativt bilde av de gjennomsnittlige forhold.

Med hensyn til epifytter (begroing av andre organismer på planter) var dette ikke utpreget kraftig på noen stasjon. Det synes imidlertid som om algene på stasjonene B1 og B3 var noe sterkere begrodd enn algene på stasjonene B2 og B4. Algene på stasjon B9 var i dårligere forfatning enn algene på de øvrige stasjonene i området. Muligens har dette sammenheng med en kombinert effekt av Vefsnå, Drevja og det at denne lokaliteten har vært benyttet som dumpeplass for søppel.

9.4 Oppsummering

Ut fra observasjonene av de bentiske organismesamfunnene kan man trekke følgende konklusjoner:

- Vefsnfjorden er tydelig påvirket av ferskvann i overflatelaget. Påvirkningen er særlig merkbar innenfor Alterneset og avtar derfra jevnt utover mot fjordmunningen ved st. B7 (fig. 9.4). Innenfor Alterneset var det tydelige vitnesbyrd om redusert lysgjennomgang og nedslammingsstress på nordøstsiden av fjorden.
- Bortsett fra visse avvik på stasjonene innenfor Alterneset var det liten variasjon i de marine samfunn langs fjordens lengderetning.
- På observasjonstidspunktet var nedslammingen av algene markert på alle stasjoner bortsett fra B6, B7 og B8. Et "tåketeppe" i dypet 5 til 20 m korrelerte godt med mengden av nedslamming på algene. "Tåketeppets" opprinnelse er ikke identifisert, men en sammenheng med vannbevegelser i fjorden er antydnet.

10. BLØTBUNNSFAUNA I FJORDDYPET
SOFT BOTTOM FAUNA IN THE DEEP WATERS

ved Brage Rygg

På og i bløtbunnen lever det en mengde smådyr som ernærer seg av det organiske materialet som tilføres fra de overliggende vannmassene. Sammen- setningen av denne faunaen indikerer hvordan miljøforholdene er på bunnen i fjorden.

10.1 Stasjonsvalg, innsamling og bearbeidelse av prøver

Prøver for studier av bløtbunnsdyr ble samlet inn med en 0.1 m² bunngrabb (Petersengrabb). Grabben er et kvantitativt redskap som muliggjør en relativt nøyaktig bestemmelse av individtettheten av de fleste bunndyrarter. Det totale bunnareal som grabbprøvene dekker er imidlertid forholdsvis lite, selv om flere parallellprøver tas. Arter med lav individtetthet vil derfor ofte ikke komme med i prøvene. Lette og bevegelige dyr vil dessuten kunne bli blåst til side eller flykte før grabben griper i bunnen. Grabb er derfor best egnet til innsamling av dyr med høy individtetthet (flere enn 2-3 pr kvadratmeter) og fysisk tilknytning til sedimentet. Materialet vil likevel være tilstrekkelig omfattende til å gi en brukbar indikasjon på miljøforholdene og deres utvikling.

Grabbprøvene blir vasket gjennom siler med 1 mm hullstørrelse for å fjerne finfraksjonene av sedimentet (leire, silt, sand og organisk detritus). Det resterende materiale konserveres og gjennomgås senere på laboratoriet, hvor organismene sorteres fra det øvrige materiale, artsbestemmes og telles.

Prøver ble samlet inn fra 10 stasjoner 28. - 29. august 1978 (Fig. 10.1) Stasjon VX1 og VX2 lå ca 100 og 200 m fra det angitte utslippssted for slam på 130 m dyp. De øvrige stasjonene var plassert i økende avstand utover i fjordens dypbasseng.

10.2 Resultater

Sedimentene besto hovedsakelig av silt og leire med et brunlig topplag (se også tabell 7.1). Terrestriske planterester (mosestengler, løv etc.) tilført med ellevannet, fantes på alle stasjonene, men i mindre mengder i fjordens ytre del. Trebiter og treflis stammet antagelig fra sagbruksvirk- somheten. Av og til fant vi steiner. De må ha kommet ut med elveisen.

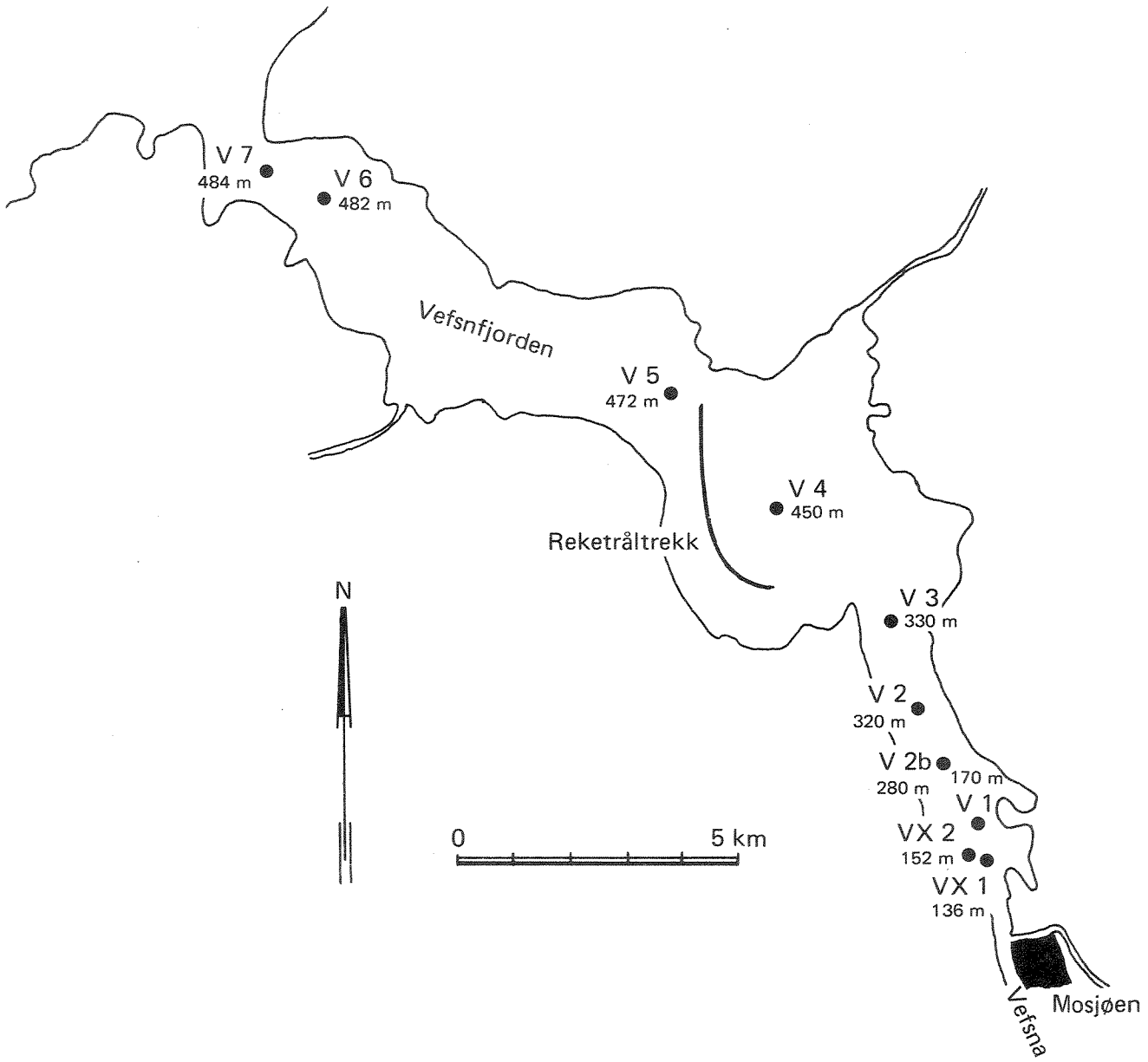


Fig. 10.1 Stasjonsplassering for innsamling av bløtbunnsfauna
Sampling stations for soft bottom fauna

På stasjon VX1 var det mye planterester av fin og lett type. Bunnen var sandig. En del svart slam fantes. Slammet stammet antagelig fra utslippet. På VX2 var planterestene og sanden grovere, muligens fordi stasjonen ligger nærmere elvas hovedstrøm. Svært lite svart slam fantes der. På stasjon V3 var det så mye planterester i den eneste prøven, at videre prøvetaking der ble sløyfet.

I det følgende gjengis hovedtrekkene i de faunistiske resultatene. Tabell 10.1 viser fordelingen av arter på forskjellige dyregrupper, og de totale artsantall. Av mange arter ble det funnet bare ett individ. Prosenten av disse gir et grovt mål på hvor stor andel av samtlige arter på stasjonen som ikke kom med i prøvene. Resultatene tyder på god representativitet i prøvene fra stasjon V1, V2, VX1, V4 og V6 (Tabell 10.1). Forekomsten av de vanligste artene er vist i Tabell 10.2, hvor artenes rekkefølge i store trekk er ordnet etter avtakende tetthet i fjordens indre del og økende tetthet i fjordens ytre del. De fullstendige resultatene er presentert i Tabell 10.3.

Børstemarken *Heteromastus filiformis* fantes i samtlige 27 prøver og var den tallrikaste arten på de fleste stasjonene. Andre arter som var vanlige over hele fjorden, var børstemarkene *Prionospio cirrifera*, *Owenia fusiformis*, *Paramphinoe jeffreysii*, *Chaetozone setosa* og arter av muslingslekten *Thyasira*.

Artsantallet på de tre innerste stasjonene (VX1, VX2, V1) var betydelig lavere enn på stasjonene lenger ut i fjorden. Faunaen besto nesten bare av børstemark. Lenger ute økte innslaget av andre grupper, særlig krepsdyr og muslinger (Tabell 10.1). Børstemark av familien Eunicidae og *Capitella capitata* var karakteristiske for stasjon VX1 og VX2. Mange arter som var tallrike lenger ut i fjorden, ble ikke funnet på de innerste stasjonene. På den annen side var det flere arter som var vanlige på de indre stasjonene, som ikke fantes i ytre del av fjorden (Tabell 10.2). I prøvene fra de to ytre stasjonene V6 og V7 fantes store mengder siliusumpikler fra skjeletter av svamp. Svampene er fastsittende organismer som filtrerer partikler fra vannet som strømmes forbi. Deres forekomst indikerer derfor betydelige vannbevegelser langs bunnen i denne delen av fjorden.

Tabell 10.1 Antall arter av de forskjellige dyregrupper, de totale artsantall, og prosent av artene som ble funnet som ett individ.

Number of species within the taxonomic groups, total number of species and percent of the species obtained as a single specimen.

Stasjon	VX1	VX2	V1	V2B	V2	V4	V5	V6	V7
Dyp (m)	136	152	170	280	320	370	472	482	484
Antall parallellprøver	1	1	5	1	5	5	4	4	1
Antall arter av dyregruppene:									
Polychaeta (børstemark)	14	16	23	27	38	33	34	27	25
Mollusca (bløtdyr) ¹	2	2	2	5	7	6	5	7	2
Crustacea (krepsdyr) ²	0	1	1	6	9	7	5	6	6
Echinodermata (pigghuder) ³	0	0	1	0	1	1	2	1	1
Andre grupper ⁴	0	0	0	2	2	2	2	2	2
Sum antall arter	16	19	27	40	57	49	48	43	36
Prosent av artene som fantes som ett individ	13	26	7	38	11	16	27	16	31

- 1 Muslinger, snegler, ormebløtdyr, sjøtetter
- 2 Forskjellige grupper av små krepsdyr (amphipoder, tanaider, cumaceer, ostracoder)
- 3 Sjøstjerner, slangestjerner, sjøpinnsvin
- 4 Nemertiner (slimormer), sipunculider (pølseormer)

Tabell 10.2 Tetthet av de vanligste arter og grupper.

Population density of the most frequent species and groups.

Art	Antall pr. m ² Stasjon								
	VX1	VX2	V1	V2B	V2	V4	V5	V6	V7
<i>Capitella capitata</i>	290	90	0	0	0	8	0	0	0
Eunicidae	520	720	0	40	0	0	0	0	0
<i>Pholoe minuta</i>	400	200	134	180	72	0	0	0	0
Phyllodocidae	50	20	116	10	4	0	0	0	0
<i>Paraonis gracilis</i>	0	0	4632	0	16	0	0	0	0
<i>Lumbrineris</i> spp.	30	20	372	210	0	0	10	0	80
<i>Chaetozone setosa</i>	250	700	10	1050	686	118	85	28	20
<i>Thyasira</i> spp.	210	1020	30	420	1834	296	125	205	210
Syllidae	10	0	32	130	180	10	2	7	0
<i>Paramphinoe jeffreysii</i>	20	130	96	100	165	72	140	70	30
<i>Owenia fusiformis</i>	20	70	124	400	1140	120	13	13	1150
<i>Heteromastus filiformis</i>	30	170	248	570	546	2120	2140	2120	1820
Sabellidae	0	20	82	60	28	2	2	15	10
<i>Cossura longocirrata</i>	0	40	36	280	278	146	230	225	420
Sipunculida, indet.	0	0	178	10	26	30	15	63	70
<i>Ceratocephale loveni</i>	0	0	90	120	74	60	10	23	0
Maldanidae	0	0	16	60	84	146	123	100	120
<i>Leanira tetragona</i>	0	0	0	30	36	36	10	0	0
<i>Tharyx marioni</i>	0	0	0	190	368	124	2	129	20
<i>Harpinia</i> sp.	0	0	0	120	120	6	23	0	50
<i>Paraonis lyra</i>	0	0	2	20	26	272	119	290	100
<i>Spiophanes kroeyeri</i>	0	0	0	10	52	184	15	30	20
<i>Drilonereis filum</i>	0	0	0	40	28	8	13	0	10
Nemertinea, indet.	0	0	0	50	74	42	50	163	100
<i>Yoldiella lucida</i>	0	0	0	0	134	36	25	28	50
<i>Nucula</i> spp.	0	0	0	0	50	20	5	8	0
<i>Ctenodiscus crispatus</i>	0	0	0	0	2	12	2	2	10
<i>Eriopisa elongata</i>	0	0	0	0	0	62	108	50	130
<i>Aricidea jeffreysii</i>	0	0	0	0	4	4	0	65	50

10.3 Diskusjon

Forskjeller i faunaen mellom indre og ytre deler av en fjord er et vanlig fenomen, og skyldes som regel naturlige forhold. De viktigste er antagelig typen av sedimenterende materiale, næringstilgang og bunnstrømmer.

I Vefsnfjordens ytre del tydet forekomsten av svamp på gode vannbevegelser langs bunnen. Den økende mengden av terrigene planterester innover i fjorden påvirket også sannsynligvis faunaens artssammensetning.

De lave artsantallene på de tre innerste stasjonene, og den sterke dominansen av én art (børstemarken *Paraonis gracilis*) på stasjon V1 kunne tyde på mindre gunstige forhold for bunnfaunaen der enn lenger ute. Børstemarken *Capitella capitata* er en art som kan opptre i tette bestander på forurensete lokaliteter. Forekomsten av denne arten på stasjon VX1 og VX2 tydet på forurensning eller forstyrrelse der. Imidlertid tydet den tette forekomsten av børstemarken *Prionospio cirrifera* ikke på noen særlig stor belastning med lett nedbrytbart organisk materiale. Denne arten trives ikke i områder som er belastet med utslipp fra f.eks. treforedlingsindustri eller kommunal kloakk. Påvirkningen av faunaen på stasjon VX1 og VX2 var antagelig av fysisk art. På VX1 var den muligens forårsaket av slamutslippet, men en mulig årsak er også forstyrrelser fra elvestrømmen ved sedimentering eller erosjon.

Influensområdet for slamutslippet syntes i alle fall å være forholdsvis begrenset. Bare på VX1 utgjorde slammet noen betydelig del av bunnmaterialet. På VX2 var innslaget av slam nesten ikke merkbart. En nærmere kartlegging av utslippets influensområde ville ha krevd et tettere stasjonsnett. De foreliggende resultatene tyder imidlertid ikke på at ødeleggelse eller utarming av bunnfaunaen har skjedd utenom et forholdsvis lokalt område.

Ikke i noen deler av Vefsnfjorden indikerte bløtbunnsfaunaen eutrofieringsvirkninger.

11. REFERANSER

REFERENCES

Berglind, L. & Knutzen, J. 1974.
Resipientundersøkelse av Saudafjorden. Vurdering av cyanidutslipp fra Electric Furnace Products Co. Ltd. Rapport 0-51/74, Norsk institutt for vannforskning, Oslo. 27 pp.

Berglind, L., Arnesen, R.T. & Knutzen, J. 1977.
Undersøkelse av PAH som forurensningskomponent ved deponering av silikastøv. Bakgrunnsundersøkelse av PAH i norske overflatevann typer. Rapport 0-5/76, Norsk institutt for vannforskning, Oslo. 10 pp.

Berglind, L., Arnesen, R.T., Gjessing, E., Knutzen, J. & Silde, B., 1980.
Utprøving av analysemetoder for PAH og kartlegging av PAH-tilførsler til norske vannforekomster. Rapp. A3-25, Norsk institutt for vannforskning, Oslo. 48 pp.

Bergmann-Paulsen, B., 1961.
Undersøkelse av Vefsnas nedre løp som resipient forindustrielt avfallsvann. Rapport 0-313, Norsk institutt for vannforskning, Oslo. 32 pp.

Bjerkeng, B. & Knutzen, J., 1978.
Vurdering av vannutslipp fra kullfyrt kraftverk med sjøvannsvasking av røykgasser. Rapp. 0-33/78, Norsk institutt for vannforskning, Oslo. 119 pp.

Bjørseth, A., Knutzen, J. & Skei, J., 1979.
Determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments and mussels from Saudafjorden, W. Norway, by glasscapillary gas chromatography. Sci. Total. Env. 13, 71-86.

Dunn, B.P. & Young, D.R., 1976.
Baseline levels of benzo(a)pyrene in Southern California mussels. Mar. Poll. Bull. 7 (12), 231-234.

EIFAC 1970.
Water quality criteria for european freshwater fish. Report on ammonia and inland fisheries. EIFAC Technical Paper No. 11, FAO, Rome. 14 pp.

EPA 1977.
Quality criteria for water. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. 20460. 501 pp.

Fritz, W., 1971.

Umfang und Quellen der Kontamination unserer Lebensmittel mit krebserzeugenden Kohlenwasserstoffen. Ernährungsforschung XVI (4), 547-557.

Gade, H.G., 1968.

Horizontal and vertical exchanges and diffusion in the water masses of the Oslofjord. Helgoländer wiss. Meeresunters. 17, 462-475.

Haugen, I.N & Nilsen, G., 1973.

Undersøkelser av vann- og forurensningsproblemer ved kjernekraftverk. Resultater fra Oslofjordområdet for perioden 1971-1972. Rapport 0-177/70, Norsk institutt for vannforskning, Oslo, 181 pp.

Haugen, I.N. & Kvalvågnes, K., 1974.

Dykking som metode til kartlegging av marin flora og fauna. Pp. 89-92 in Pdersen, K. (ed.) Norsk institutt for vannforskning 1973 (årbok).

Haugen, I., 1975.

Evaluation and biological field surveys related to the siting of the first Norwegian nuclear power plant. IAEA-SM-187/28. Vienna 1975, pp. 751-761.

Helle, H.B. 1978.

Summer replacement of deep water in Byfjord, Western Norway: Mass exchange across the sill induced by coastal upwelling. Pp. 441-464 in Nihoul, J.C.H. (ed) Hydrodynamics of Estuaries and Fjords, Elsevier, Amsterdam.

Hemens, J. & Warwick, R.J. 1972.

The effect of fluoride on estuarine organisms. Wat.Res. 6, 1301-1308.

Hemens, J., Warwick, R.J. & Oliff, W.D., 1975.

Effect of extended exposure to low fluoride concentration on estuarine fish and crustacea. Prog. Wat. Tech. 7, 579-585.

Ishio, S., Yano, T. & Nakagana, R., 1970.

Algal cancer and causal substances in wastes from the coal chemical industry Pp III-18/1-18/18 in Int. Water Poll. Res. Conf., San Francisco & Hawaii, Juli-Aug. 1970.

Knutzen, J., 1976.

Polysykliske aromatiske hydrokarboner - forekomst og effekter i miljøet. Pp. 401-417 in 12. Nordiska symposiet om vattenforskning. Organiska miljøgifter i vatten, Visby 11-13/5 1976. Publ. 1976: 2, NORDFORSK, Miljøvårdssekretariatet, Helsinki.

Knutzen, J., 1978.

Utslipp av PAH fra elektrokjemisk industri. Akkumulering og effekter i det marine miljø. Særtrykk 3921 av KJEMI 1/1978. 3 pp.

Knutzen, J., 1979.

Utslipp av avløpsvann fra Lista Aluminiumsverk. Kontrollundersøkelser 1975-1978. Rapp. 0-68019, Norsk institutt for vannforskning, Oslo. 28 pp.

Knutzen, J., Rygg, B. og Skei, J., 1979.

Nasjonalt program for overvåking av vannressurser. Pilotprosjekt Saudafjorden. Observasjoner 1974-1976. Rapport 0-75038, Norsk institutt for vannforskning, Oslo, 88 pp.

Landner, L., 1977.

Polyaromatiska kolväten i vattenmiljö. Kunnskapssammenstilling. November 1977. Publ. B399, Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning (IVL), Stockholm.

Leduc, G., 1978.

Deleterious effects of cyanide on early life stages of Atlantic salmon (*Salmo salar*). J. Fish. Res. Bd. Can. 35, 166-174.

Lind, D.T., Smith, L.L., Jr. & Broderius, S.J., 1977.

Chronic effects of hydrogen cyanide on the fathead minnow. J. WPCF, 262-268.

Lo, M.-T. og Sandi, E., 1978.

Polycyclic aromatic hydrocarbons (polynuclears) in food. Residue Reviews 69, 35-86.

Marty, J.-C., Saliot, A. & Tissier, M.J., 1978.

Inventory, distribution and origin of aliphatic and polycyclic aromatic hydrocarbons in seawater, the surface microlayer, and marine aerosols in the Eastern Tropical Atlantic Ocean. C.R. Soc. Biol. (Paris) 163, 63-65 (fransk).

Mathiesen, Bj., 1980.

Utbygging 1985 - tomteutvidelse. Utfylling og mudring i Vefsna. Rapport STF 60 F 80066, Vassdrags- og Havnelaboratoriet, Trondheim.

Maugh II, T.H., 1978.

Chemical carcinogens: How dangerous are low doses? Science 202, 37-41.

Mix, M.C., Riky, R.T., King, K.J., Trenholm, S.R. & Schaffer, R.L., 1977. Chemical carcinogens in the marine environment. Benzo(a)pyrene in economically important biovalve molluscs from Oregon estuaries. Pp. 421-431 in Wolfe, D.A. (ed.) Fate and effect of petroleum hydrocarbons in marine ecosystems and organisms. Pergamon Press. New York.

Neff, J.M., 1979.

Polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment. Appl. Sci. Publ. London. 262 pp.

Niemistø, L., 1974.

A gravity corer for studies of soft sediments. Havforsningsinst. Skr. 238, 33-38.

Palmork, K.H., 1974.

Polysykliske aromatiske hydrokarboner i det marine miljø. Pp. 99-125 in 9. Nordiska symposiet om vattenforskning. Fjorder og kystvann som resipienter. Trondheim 27-29/6 1973. Publ. 1974:4, NORDFORSK, Miljøvårdssekretariatet, Helsinki.

Powell, N.A., Sayce, C.S. og Tufts, D.F., 1970.

Hyperplacia in an estuarine bryozoan attributable to coal tar derivatives. J. Fish. Res. Bd. Can. 27(11)2095-2098.

Price, N.B. & Skei, J.M., 1975.

Areal and seasonal variations in the chemistry of suspended particulate matter in a deep fjord. Estuarine and Coastal Marine Science, 3, 349-369.

Riley, J.P. & Skirrow, G., 1975.

Chemical Oceanography Vol. 2. Academic Press, London etc. 647 pp.

Skreslet, S. and Loeng, H., 1977.

Deep water renewal and associated processes in Skjomen, a fjord in north Norway. Est. and Coast. Mar. Sc. 5, 383-398.

Soot-Ryen, T. 1955.

Hydrografiske og biologiske undersøkelser i Vefsn. Stensil.

Spotte, S.H. 1970.

Fish and invertebrate culture. Wiley-Interscience, New York etc. 145 pp.

Sverdrup, H.U., Johnsen, M.W. & Fleming, R.H., 1942.

The oceans. Prentice-hall, Inc., New York, 1077 pp.

Sætre, H.J., 1975.

Strømmålinger i Sundet - en fjordarm mellom Leirfjorden og Vefsnfjorden i Nordland fylke. Rapport nr STF60 F75021, Vassdrags- og Havnelaboratoriet, Trondheim.

Sælen, Odd H., 1955

Strømmålinger i Mosjøen 20.-23. juni 1955.

Rapport til Elektrokjemisk A/S.

Sømme, S., 1956.

Betenkning om avløpsvannet ved den planlagte aluminiumsfabrikk i Mosjøen. Rapport til Elektrokjemisk A/S.

WHO, 1971.

International Standards for Drinking Water. 3. utg. Geneve, 70 pp.

Wright, D.A. & Davison, A.W., 1975.

The accumulation of fluoride by marine and intertidal animals.

Env. Poll. 8, 1-13.

Zsolnay, A., 1977.

Inventory of nonvolatile fatty acids and hydrocarbons in the oceans. Mar. Chem. 5, 465-475.