NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Blindern

0-74088

# RESIPIENTUNDERSØKELSE AV BORGUNDFJORDEN VED ÅLESUND

Blindern, 15 februar 1979

Saksbehandler: *Tor Bokn*

Medarbeidere: *Norman Green*
*Frank Kjellberg*
*Knut Kvalvågnæs*
*Jarle Molvær*
*Jens Skei*

Instituttsjef *Kjell Baalsrud*

# 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: | O-74088 |
| Undernummer: | |
| Løpenummer: | 1142 |
| Begrenset distribusjon: | |

| | |
|---|---|
| Rapportens tittel: Resipientundersøkelse av Borgundfjorden ved Ålesund. | Dato: 15/2 1979 |
| | Prosjektnummer: O-74088 |
| Forfatter(e): Bokn, Tor; Green, Norman; Kjellberg, Frank; Kvalvågnæs, Knut; Skei, Jens | Faggruppe: |
| | Geografisk område: Sunnmøre |
| | Antall sider (inkl. bilag): 207 |

| | |
|---|---|
| Oppdragsgiver: Ålesund kommune | Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.): |

Ekstrakt:
Utført kartlegging av forurensningstilførsler, hydrografi, hydrokjemi, metallanalyser, biologi. Problemene skyldes utslipp fra kloakk og industri. Åsefjorden vil bli sterkest belastet. To alternative tiltak er foreslått: Overføring av planlagte utslipp til andre områder. Bygging av mekanisk/kjemiske renseanlegg ved de to største utslippene i Åsefjorden.

| 4 emneord, norske: | 4 emneord, engelske: |
|---|---|
| 1. resipientundersøkelse | 1. |
| 2. fysikk/kjemi/biologi | 2. |
| 3. Borgundfjorden, Ålesund | 3. |
| 4. rensetiltak | 4. |

Prosjektleders sign.: Seksjonsleders sign.: Instituttsjefs sign.:

ISBN 82-577-0196-3

# FORORD

Etter henvendelser fra Ålesund kommune, Tekniske Etater ved prosjekteringssjef Tor Assev (23. juli 1974) og Ålesund kommunes Formannskap (10. oktober 1974) ble det av Norsk institutt for vannforskning (NIVA) utarbeidet et programforslag (18. desember 1974) for undersøkelse av Borgundfjorden. Etter et møte i Ålesund, 2. mars 1976, mellom oppdragsgiver, NIVA og representanter for Fiskeridirektoratets Havforskningsinstitutt (FHI), Fiskerihøgskolen i Bergen, Vassdrags- og havnelaboratoriet (VHL), Statens Forurensningstilsyn (SFT) og Møre og Romsdals Utbyggingsavdeling, ble det av NIVA oversendt et revidert programforslag 8. april 1976. Dette ble godkjent i juni s.å.

Resipientundersøkelsen av Borgundfjorden ble påbegynt 2. august 1976, og avsluttet 25. august 1977.

Denne rapporten presenterer og behandler data for forurensningstilførsler til Borgundfjorden, vannutskiftning, vannkjemi, sedimentundersøkelser og biologiske forhold. I tillegg er det gitt en sammenfattende vurdering av situasjonen i Borgundfjorden 1976-1977.

Alle data innsamlet i løpet av undersøkelsen er lagret på NIVAs datasentral, og kopier kan oversendes på forespørsel.

Tidligere avdelingsingeniør ved Ålesund kommune, Tekniske Etater, Arild Olsen og Arne Leira, Næringsmiddelkontrollen, Ålesund takkes for verdifull hjelp i løpet av undersøkelsesperioden. Likeledes rettes en takk til teknisk sjef Mikal Råheim og prosjekteringssjef Tor Assev og andre medlemmer av Tekniske Etater for utvist interesse og hjelp. NIVA skylder også takk til cand.real. Sigurd Melsom, cand.real. Per Paus og cand.real. Alf Bjørseth og ing. Kari Martinsen, Sentralinstitutt for industriell forskning (SI) for henholdsvis metallanalyser og analyser for klorerte hydrokarboner.

*Herr Jens Molvær, Langevåg og Havnevesenet i Ålesund takkes for velvillig utleie av båt og hjelp under innsamling av fysisk/kjemiske prøver. Lektor, cand.real. Torbjørn Nerland takkes for verdifull assistanse så vel under dykking som behandling og identifisering av en del biologiske prøver.*

*På NIVA har cand.real. Jarle Molvær hatt ansvar for fysiske målinger og vannkjemiske prøver. Dr. Jens Skei har ledet sedimentinnsamling og har vurdert de kjemiske data. Forskningsassistent Frank Kjellberg har hatt ansvar for teknisk utstyr, ledet et av toktene, samt bearbeidet primærdata. Cand.real. Knut Kvalvågnæs har bearbeidet data om forurensningstilførsler og hatt ansvar for innsamling og primærbehandling av zoologisk materiale. Cand.mag. Norman Green har foretatt en vurdering av dette materiale.*

*Cand.real. Tor Bokn har ledet registrering og innsamling av biologisk materiale, samt gjennomgått og vurdert kjemiske data, botanisk og zoologisk materiale. Tor Bokn har også vært saksbehandler for prosjektet.*

*Brekke, 15 februar 1979*

*Tor Bokn*

# INNHOLDSFORTEGNELSE


| | | Side: |
|---|---|---|
| | FORORD | 1 |
| | INNHOLDSFORTEGNELSE | 3 |
| | FIGURFORTEGNELSE | 5 |
| | TABELLFORTEGNELSE | 10 |
| | SAMMENDRAG | 12 |
| 1. | INNLEDNING | 20 |
| 2. | FORURENSNINGSTILFØRSLER | 22 |
| 2.1 | Belastningstyper | 22 |
| 2.2 | Kommunal kloakk | 23 |
| 2.3 | Jord- og skogbruk | 25 |
| 2.4 | Silo og halmlutingsanlegg | 28 |
| 2.5 | Bidrag fra industribedrifter | 30 |
| 2.6 | Samlet oversikt over forurensningstilførsler til Borgundfjorden | 39 |
| 3. | BESKRIVELSE AV TOPOGRAFI, VANNVOLUMER OG METEOROLOGISKE FORHOLD | 41 |
| 3.1 | Topografi og vannvolumer | 41 |
| 3.2 | Nedbør, temperatur og vindforhold | 43 |
| 4. | VANNUTSKIFTNING | 47 |
| 4.1 | Feltarbeid, materiale og metoder | 47 |
| 4.2 | Generelt om vannutskiftning i fjordområder | 51 |
| 4.3 | Vannmassenes lagdeling | 55 |
| 4.4 | Vannutskiftning i fjordområdet i undersøkelses-perioden | 57 |
| 4.5 | Oppsummering og konklusjoner | 66 |
| 4.6 | Strømmålinger i Åsefjorden, Blindheimsbreivika og utenfor Spjelkavika | 69 |
| 5. | VANNKVALITET | 87 |
| 5.1 | Innledning | 87 |
| 5.2 | Overflatelaget | 89 |
| 5.3 | Dypvannet | 110 |
| 5.4 | Metaller i vannmassene | 122 |
| 5.5 | Sammenfattende vurdering av resultatene fra de hydrokjemiske undersøkelsene | 125 |

6. BUNNSEDIMENTUNDERSØKELSER 127

Materiale metoder?

6.1 Innledning 127
6.2 Visuell betraktning av sedimentene 127
6.3 Metaller og organisk materiale i sedimentene 129
6.4 Sammenfattende vurdering og tolkning av resultatene fra sedimentundersøkelsen 139

7. FASTSITTENDE ALGER OG HARDBUNNSFAUNA 140

7.1 Innledning 140
7.2 Materiale og metoder 141
7.3 Resultater - botanikk (tang og tare) 144
7.4 Resultater - Zoologi (lite mobile dyr) 155
7.5 Resultater - metallanalyser 161
7.6 Resultater - klorerte hydrokarboner 161
7.7 Diskusjon 162
7.8 Konklusjoner 164

8. SAMMENFATTENDE VURDERINGER AV TILSTANDEN I FJORDOMRÅDENE 191

8.1 Heissafjorden m/Langevåg 191
8.2 Midtre Borgundfjord m/Veddevika 192
8.3 Aspevågen 192
8.4 Åsefjorden m/Spjelkavika 193
8.5 Mauseidvågen 194
8.6 Ålesund kommunes kloakkrammeplan og Borgundfjordens problemområder 195
8.7 Aktuelle rensekrav 196

9. LITTERATUR 199

APPENDIKS 205

1. Oversikt over analysemetoder, deteksjonsgrenser og presisjon for sjøvannsprøver 206

2. Metodebeskrivelse for klorofyllmålinger 207

3. Metodebeskrivelse for målinger av algevekstpotensial 207

# FIGURFORTEGNELSE


| | | | Side: |
|---|---|---|---|
| Fig. | 3.1. | Langsgående dybdesnitt Breisundet - Spjelkavik | 42 |
| Fig. | 3.2. | Langsgående dybdesnitt Breisundet - Steinvågen. | 42 |
| Fig. | 3.3. | Månedlig nedbørssum for Vigra i prosent av normalen | 44 |
| Fig. | 3.4. | Månedlig middeltemperatur på Vigra, som avvik fra normalen | 44 |
| Fig. | 3.5. | Månedlige vindmengder på Vigra for tidsrommet oktober 1976 - september 1977 | 46 |
| Fig. | 4.1. | Hydrografiske stasjoner i Borgundfjordområdet | 48 |
| Fig. | 4.2. | Strømmønster ved estuarin sirkulasjon | 52 |
| Fig. | 4.3. | Vinddreven strøm | 52 |
| Fig. | 4.4. | Eksempel på dypvannsutskiftning | 52 |
| Fig. | 4.5. | St. B9, Åsefjorden. Eksempler på vertikale temperatur- og saltholdighetsprofiler. | 56 |
| Fig. | 4.6. | St. B1, Breisundet. Målinger av vannmassenes temperatur ($^{o}C$) | 58 |
| Fig. | 4.7. | St. B1, Breisundet. Målinger av vannmassenes saltholdighet ($^{o}/oo$). | 58 |
| Fig. | 4.8. | St. B1, Breisundet. Variasjoner i vannmassenes tetthet ($\sigma_t$-verdier) | 58 |
| Fig. | 4.9. | St. B4, Aspevågen. Målinger av vannmassenes temperatur ($^{o}C$) | 59 |
| Fig. | 4.10. | St. B4, Aspevågen. Målinger av vannmassenes saltholdithet ($^{o}/oo$) | 59 |
| Fig. | 4.11. | St. B4, Aspevågen. Målinger av vannmassenes tetthet ($\sigma_t$-verdier). | 60 |
| Fig. | 4.12. | St. B4, Aspevågen. Målinger av vannmassenes oksygeninnhold (ml $O_2$/l). | 60 |
| Fig. | 4.13. | St. B9, Åsefjorden. Målinger av vannmassenes temperatur ($^{o}C$). | 61 |
| Fig. | 4.14. | St. B9, Åsefjorden. Målinger av vannmassenes saltholdighet ($^{o}/oo$) | 61 |
| Fig. | 4.15. | St. B9, Åsefjorden. Målinger av vannmassenes tetthet ($\sigma_t$-verdier) | 62 |

| | | Side: |
|---|---|---|
| Fig. 4.16. | St. B9, Åsefjorden. Målinger av vannmassenes oksygeninnhold (ml $O_2$/l). | 62 |
| Fig. 4.17. | Strømmålinger i Åsefjorden 5 m og 15 m dyp. Transportprosent og antall målinger fordelt etter strømretning. | 70 |
| Fig. 4.18. | Åsefjorden 5 m dyp. Progressivt vektordiagram av strømmålinger fra 8.6 til 1.10.1977. | 71 |
| Fig. 4.19. | Åsefjorden, 15 m dyp. Progressivt vektordiagram av strømmålinger fra 8.6.1977 til 1.10.1977. | 72 |
| Fig. 4.20. | Strømkorsmålinger i 5 m dyp i Åsefjorden. | 74 |
| Fig. 4.21. | Strømmålinger i Blindheimsbreivika 5 m dyp. Transportprosent og antall målinger fordelt etter strømretning. | 76 |
| Fig. 4.22. | Blindheimsbreivika 5 m dyp. Progressivt vektordiagram av strømmålinger fra 8.6.1977 til 2.10.1977 | 77 |
| Fig. 4.23. | Strømkorsmålinger i 5 m og 15 m dyp i Blindheimsbreivika 16.6. og 28.6.1977 | 79 |
| Fig. 4.24. | Strømkorsmålinger i 5 m og 15 m dyp i Blindheimsbreivika 7.7. og 20.7.1977. | 80 |
| Fig. 4.25. | Strømkorsmålinger i 5 m og 15 m dyp i Blindheimsbreivika 9.8. og 23.8.1977. | 81 |
| Fig. 4.26. | Strømkorsmålinger i 5 m og 15 m dyp utenfor Spjelkavik 16.6. og 28.6.1977 | 83 |
| Fig. 4.27. | Strømkorsmålinger i 5 m dyp utenfor Spjelkavik 7.7. og 20.7.1977 | 84 |
| Fig. 4.28. | Strømkorsmålinger i 5 m dyp utenfor Spjelkavik 9.8. og 23.8.1977 | 85 |
| Fig. 5.1. | Konsentrasjoner av total fosfor (µg P/l) i 0-2 m dyp på St. B-1, B-3, B-8 og B-12. | 92 |
| Fig. 5.2. | Konsentrasjoner av total nitrogen (µg N/l) i 0-2 m dyp på St. B-1, B-8 og B-12 | 92 |
| Fig. 5.3. | Målinger av siktedyp i Breisundet (st. B1), utenfor Langevåg (st. B3) og utenfor Spjelkavik (st. B12). | 105 |
| Fig. 5.4. | St. B1, Breisundet. Målinger av siktedyp og klorofyll a i 0 - 2 m dyp. | 106 |
| Fig. 5.5. | St. B12, Spjelkavik. Målinger av siktedyp og klorofyll a i 0 - 2 m dyp. | 106 |

Side:


| | | |
|---|---|---|
| Fig. 5.6. | Oksygenmålinger (ml $O_2$/l) 28.2. - 1.3.1977 | 112 |
| Fig. 5.7. | St. B1. Konsentrasjoner av ortofosfat (µg P/l) | 114 |
| Fig. 5.8. | St. B1. Konsentrasjoner av nitrat + nitritt (µg N/l) | 115 |
| Fig. 5.9. | St. B3. Konsentrasjoner av ortofosfat (µg P/l) | 116 |
| Fig. 5.10. | St. B3. Konsentrasjoner av nitrat + nitritt (µg N/l) | 116 |
| Fig. 5.11. | St. B4, Aspevågen. Konsentrasjoner av ortofosfat (µg P/l) | 117 |
| Fig. 5.12. | St. B4, Aspevågen. Konsentrasjoner av nitrat + nitritt (µg N/l) | 117 |
| Fig. 5.13. | St. B9. Konsentrasjoner av ortofosfat (µg P/l) | 118 |
| Fig. 5.14. | St. B9. Konsentrasjoner av nitrat + nitritt (µg N/l) | 119 |
| Fig. 5.15. | Ortofosfat (µg P/l) 10 - 11.1.1977 | 120 |
| Fig. 5.16. | Målinger av nitritt + nitrat (µg N/l) 10.-11.1.1977 | 121 |
| Fig. 6.1. | Sedimentstasjoner i Borgundfjordområdet | 128 |
| Fig. 6.2. | Konsentrasjoner av kvikksølv, bly og sink i sedimentene (0-2 m dyp) på stasjonene i Breisundet, Aspevågen og Åsefjorden | 132 |
| Fig. 6.3. | Vertikal fordeling av kvikksølv (Hg) og organisk materiale på St. A6. | 135 |
| Fig. 6.4. | Forholdet mellom total nitrogen (tot-N) og organisk materiale i sedimentene fra Borgundfjorden | 137 |
| Fig. 6.5. | Forholdet mellom total fosfor (tot-P) og organisk materiale i sedimentene i Borgundfjorden | 138 |
| Fig. 7.1. | Lokalisering av biologistasjoner | 142 |
| Fig. 7.2. | Stasjonenes innbyrdes likhet mht. de fastsittende algers artssammensetning | 146 |
| Fig. 7.3. | Vertikalutbredelse av de vanligste tang- og tarearter på st. A1, 3. og 7. august 1976. I tillegg bygger utbredelsen i de to øverste metre på registreringer 18. juli 1977 | 167 |
| Fig. 7.4. | Vertikalutbredelse av de vanligste tang- og tarearter på st. A2, 2. august 1976. I tillegg bygger utbredelsen i de to øverste metre på registreringer 18. juli 1977 | 168 |

Side:

Fig. 7.5. Vertikalutbredelse av de vanligste tang- og tarearter på st. A0, 5. august 1976. I tillegg bygger utbredelsen i de to øverste metre på registreringer 18. juli 1977 169

Fig. 7.6. Vertikalutbredelse av de vanligste tang- og tarearter på st. A3, 19. juli 1977. I tillegg bygger utbredelsen i de to øverste metre på registreringer 18. juli 1977 170

Fig. 7.7. Vertikalutbredelse av de vanligste tang- og tarearter på st. A4, 3. august 1976. I tillegg bygger utbredelsen i de to øverste metre på registreringer 18. juli 1977 171

Fig. 7.8. Vertikalutbredelse av de vanligste tang- og tarearter på st. A5, 4. august 1976. I tillegg bygger utbredelsen i de to øverste metre på registreringer 19. juli 1977 172

Fig. 7.9. Vertikalutbredelse av de vanligste tang- og tarearter på st. A6, 4. august 1976. I tillegg bygger utbredelsen i de to øverste metre på registreringer 19. juli 1977 173

Fig. 7.10. Vertikalutbredelse av de vanligste tang- og tarearter på st. A7, 4. august 1976. I tillegg bygger utbredelsen i de to øverste metre på registreringer 19. juli 1977 174

Fig. 7.11. Vertikalutbredelse av den vanligste gruntvannsfauna på st. A1, 3. august 1976. I tillegg 18. august 1977, (fra 0 til ca. 3 m). 175

Fig. 7.12. Vertikalutbredelse av den vanligste gruntvannsfauna på st. A2, 2. august 1976. I tillegg 18. august 1977, (fra 0 til ca. 3 m). 176

Fig. 7.13. Vertikalutbredelse av den vanligste gruntvannsfauna på st. A0, 5. august 1976. I tillegg 18. august 1977, (fra 0 til ca. 3 m). 177

Fig. 7.14. Vertikalutbredelse av den vanligste gruntvannsfauna på st. A3, 2. august 1976. I tillegg 19. juli 1977, (fra 0 til ca. 3 m). 178

Fig. 7.15. Vertikalutbredelse av den vanligste gruntvannsfauna på st. A4, 3. august 1976. I tillegg 18. juli 1977, (fra 0 til ca. 3 m). 179

Fig. 7.16. Vertikalutbredelse av den vanligste gruntvannsfauna på st. A5, 4. august 1976. I tillegg 19. juli 1977, (fra 0 til ca. 3 m) 180

Fig. 7.17. Vertikalutbredelse av den vanligste gruntvannsfauna på st. A6, 4. august 1976. I tillegg 19. juli 1977, (fra 0 til ca. 3 m) 181

Fig. 7.18. Vertikalutbredelse av den vanligste gruntvannsfauna på st. A7, 4. august 1976. I tillegg 19. juli 1977, (fra 0 til ca. 3 m). 182

Side:

Fig. 7.19. Lokaliteten er utsatt for sterkt bølgeslag. Juli 1977. 183

Fig. 7.20. Littoralsonen dekket av *Balanus balanoides* (strandrur). Juli 1977. 183

Fig. 7.21. Tareskogen (*Laminaria hyperborea*). Stortare gir god beskyttelse for så vel fauna som flora. August 1976. 183

Fig. 7.22. Beliggenhet av st. 2. August 1976. 184

Fig. 7.23. *Ophiocomina nigra* (Svartstjerne) på ca. 5 m dyp. August 1976. 184

Fig. 7.24. St. A0 ligger innerst i Aspevågen ved Skardbø. August 1976. 185

Fig. 7.25. Beliggenhet av st. A3 ved Moldvær i Langevåg. August 1976. 186

Fig. 7.26. Bløtbunn med den marine blomsterplanten *Zostera marina* (ålegress). August 1976. 186

Fig. 7.27. Kloakkutløp i strandsonen i Langevåg. August 1976. 186

Fig. 7.28. Algefri littoralsone på mindre område av st. A4. Juli 1977. 187

Fig. 7.29. Rik fucacevegetasjon på innsiden av molo. Juli 1977. 187

Fig. 7.30. Bunnforhold på ca. 30 m dyp på st. A4. August 1976. 187

Fig. 7.31. Flytende algematter av *Enteromorpha spp* (tarmgrønske) og *Cladophora spp* (grønndusk). Juli 1977. 188

Fig. 7.32. Fucacevegetasjonen på st. A5. Juli 1977. 188

Fig. 7.33. Bunnfauna på ca. 20 m dyp med ekskrementhauger fra *Arenicola marina* (fjæremark) samt hvite flekker av marin sopp og bakterier (heterotrof vekst). August 1976. 188

Fig. 7.34. *Verrucaria maura* (marebek, lav) og *Balanus balanoides* (strandrur). August 1976. 189

Fig. 7.35. *Ascophyllum nodosum* (grisetang), *Balanus balanoides* og *Patella vulgata* (albusnegl) på ca. 1m dyp. Slike organismesamfunn var vanlige i littoralsonen på de fleste lokaliteter i Borgundfjorden. August 1976. 189

Fig. 7.36. Beliggenhet av st. A7. August 1976. 190

Fig. 7.37. *Ophiocomina nigra* (svartstjerne) på ca. 200m dyp. August 1976. 190

TABELLFORTEGNELSE:


| | | Side: |
|---|---|---|
| Tab. 2.1. | Avløpsplan for Ålesund kommune i 1974. | 24 |
| Tab. 2.2. | Avrenning av nitrogen og fosfor fra ugjødslet dyrket mark og skog. | 26 |
| Tab. 2.3. | Innholdet av organisk stoff, nitrogen og fosfor i gjødsel pr. dyreenhet og år. (Ekern, 1974) | 27 |
| Tab. 2.4. | Innholdet av nitrogen, fosfor og organisk stoff som $BOF_7$ fra jord og skogbruk i Borgundfjordens nedslagsfelt. | 29 |
| Tab. 2.5. | Beregningsgrunnlag pr. tonn slakt. | 31 |
| Tab. 2.6. | Forurensningstilførsler til Borgundfjorden pr. år kvantifisert for de viktigste stoffer fordelt på hovedkildene; (basert på tall fra 1974-76). | 40 |
| Tab. 3.1. | Overflatearealer for de enkelte fjordområder. | 41 |
| Tab. 3.2. | Vannvolumer innen de enkelte fjordområder. | 43 |
| Tab. 4.1. | Oversikt over hydrokjemitokt i Borgundfjordområdet | 49 |
| Tab. 4.2. | Prøveinnsamling og analyser under hovedtokt til Borgundfjordområdet | 50 |
| Tab. 4.3. | Sammenhørende verdier mellom lufttrykk og vannstandsendringer (etter Tidevannstabeller for den Norske kyst med Svalbard 1977. Norges Sjøkartverk) | 54 |
| Tab. 4.4. | Reststrømmer i Åsefjorden 8.6. - 24.8.1977. | 73 |
| Tab. 4.5. | Resultat av strømkorsmålinger i Åsefjorden. | 75 |
| Tab. 4.6. | Reststrømmer i Breivika 8.6. - 24.8.1977 | 75 |
| Tab. 4.7. | Resultat av strømkorsmålinger i Blindheimsbreivika. | 78 |
| Tab. 4.8. | Resultater av strømkorsmålinger utenfor Spjelkavika. | 82 |
| Tab. 5.1. | Konsentrasjoner av total fosfor og ortofosfat (µg P/l) i 0-2 m dyp. | 90 |
| Tab. 5.2. | Konsentrasjoner av total nitrogen, nitrat+nitritt og ammonium i 0-2 m dyp (µg N/l). | 91 |
| Tab. 5.3. | Forholdet mellom UORGN/ORTP i overflatelaget. | 96 |
| Tab. 5.4. | Målinger av klororfyll a (µg/l) i overflatelaget. | 99 |
| Tab. 5.5. | Målinger av algevekstpotensial ($10^6$ celler/l) i overflatelaget. | 100 |

Side:

Tab. 5.6. Siktedypmålinger (m) i fjordområdet. 104

Tab. 5.7. Konsentrasjoner av total organisk karbon (mg C/l) i overflatelaget. 109

Tab. 5.8. Metaller i vannmassene i Borgundfjorden (ppb = µg/l) 123

Tab. 5.9. Kvikksølv i vannmassene i Borgundfjorden (ppb = µg/l (mai 1977). 124

Tab. 6.1. Beskrivelse av sedimentkjerner. 129

Tab. 6.2. Metaller og organisk materiale i sedimentene i Borgundfjorden og andre norske fjorder (ppm, unntatt Fe og org.mat. i %). 130

Tab. 6.3. Metaller og organiske komponenter i sedimenter fra Borgundfjorden (tørt sediment). 131

Tab. 7.1. Registrerte arter av rød-, brun- og grønnalger. (Tegnforklaring - se s. 154 ). Nomenklatur følger Parke & Dixon (1976). 150

Tab. 7.2. Registrerte arter av virvelløse, lite mobile dyr, samt heterotrof vekst. 158

Tab. 7.3. Analyseresultater av metallinnholdet i fire tangprøver fra stasjonene A0 og A5 (µg/g = ppm tørr vekt). Prøvene ble innsamlet 2.-5. august 1976. 161

Tab. 7.4. Analyseresultater av innholdet av 5 klorerte hydrokarboner: 5CB, HCB, HCS, OCS og PCB (se s. 143 ) i én blåskjell- og én taskekrabbeprøve fra st. A5. Verdiene er oppgitt i µg/g våtvekt. Prøvene er innsamlet 4. august 1976. 161

SAMMENDRAG

1. Formålet med undersøkelsene i Borgundfjorden var:

- Fjordområdets nåværende tilstand beskrives med hensyn til eksisterende organismesamfunn og vannmassenes kvalitet sett i relasjon til generelle bruksinteresser, herunder beskrivelse av den alminnelige forurensningstilstand og eventuelle særskilte forurensningsvirkninger.

- Undersøkelsen skulle gi grunnlag for NIVA til å kunne vurdere - i etterfølgende rapport - hvordan eksisterende tilstand eventuelt kan forbedres.

- Data fra undersøkelsen skulle danne utgangspunkt for NIVA til en bedømmelse av fjordens fremtidige utnyttelse, blant annet som resipient, og skaffe klarhet i hvilke deler av fjorden og hvilke dyp som er best egnet for utslipp av avløpsvann.

På dette grunnlag har resipientundersøkelsen i Borgundfjorden omfattet følgende arbeidsoppgaver:

- Kartlegging av forurensningstilførsler
- Sammenfatning av fjordens topografi og områdets meteorologi
- Hydrografiske og hydrokjemiske målinger
- Analyser av metaller i vann, tang og sedimenter
- Analyser av organiske miljøgifter i blåskjell og taskekrabbe
- Registrering av biologiske forhold på grunt vann (ned til 20-30 m dyp).

2. Tilførsler av forurensninger til Borgundfjorden omfatter utslipp av kommunal kloakk og utslipp fra industri. I tillegg kommer diffuse tilførsler fra avrenning fra jordbruk- og skogbruksarealer. Av den totale mengden av fosfor som tilføres fjordområdet utgjør det kommunale bidraget ca. 65%, og tilsvarende ca. 50% for nitrogen og organisk stoff. Tilførslene er hovedsaklig konsentrert til indre deler av fjordområdet. Den resterende del av utslippene kommer i det alt vesentlige fra industrien.

Tekstilindustrien fører med seg forskjellige forurensningsstoffer - som organiske løsningsmidler, klorerte hydrokarboner, uorganiske salter (stoffer) og 15-20 tonn av "diverse kjemikalier". I tillegg slipper bensinstasjoner og oljelagre ut minst 9 tonn organiske løsningsmidler pr år. Denne industrien kan representere en fare for organismenes miljø i fjorden. Giftigheten av disse utslippskomponentene bør undersøkes nærmere og eventuelle rensetiltak bør vurderes. Også kildene for metallutslipp bør registreres og nødvendige rensetiltak vurderes.

3. I ytre deler av Borgundfjorden (Heissafjorden) er vannutskiftningen god både i overflatelaget og dypvannet. I sentrale deler av Borgundfjorden er vannutskiftningen også god ned til 80-90 m, mens vannmassen nær bunnen er noe mer stagnerende. Også i Veddevika er vannutskiftningen tildels god. Det samme gjelder Aspevågen, bortsett fra dypbassenget hvor stagnasjonsperioder kan oppstå.

   I Åsefjorden er vannutskiftningen i de øvre 80-85 m god, mens stagnerende vannmasser opptrer i de underliggende vannvolumer. Også dypvannet i Mauseidvågen indikerer relativt dårlig vannutskiftning. Det bør påpekes at det er dypvannet på de lokalitetene som har dårlig vannutskiftning som er mest sårbar for organisk belastning.

4. Vannkvaliteten i undersøkelsesområdet bedømt ut fra konsentrasjonene av næringssalter, total organisk karbon, klorofyll, vekstpotensial, siktedyp og metallinnhold viste tildels store lokale variasjoner.

   Konsentrasjonene av <u>fosfor</u> i overflatelaget viste i hovedtrekkene en klar økning innover i fjordområdet.

   Foruten Veddevika, hvor spesielt høye konsentrasjoner ble funnet i perioder med produksjon på sildoljefabrikken, var det både i Aspevågen, Mauseidvågen og Åsefjorden markert høyere fosforkonsentrasjoner enn i Breisundet. Dette må i hovedsaken skyldes utslipp fra land.
   Med unntak for områdene med periodevis stagnant dypvann (Åsefjorden,

Aspevågen og Mauseidvågen) var fosforkonsentrasjonene i dypvannet lave. I de nevnte områdene var det en markert økning i fosforkonsentrasjonene mot bunnen.

De i særklasse høyeste konsentrasjonene av nitrogen ble funnet i Veddevika i perioder med produksjon på sildoljefabrikken. Utenfor Langevåg (St B 3) og i Aspevågen (St B 17) var det i blant tegn til en viss belastning med nitrogen. I den resterende del av undersøkelsesområdet var konsentrasjonene lave.

Som for fosfor var konsentrasjonene i dypvannet gjennomgående lave, med unntak for områdene med stagnante vannmasser.

Undersøkelsene av begrensende stoffer for algevekst viste at det ved begynnelsen av planktonoppblomstringen i mai 1977 var et potensielt fosforunderskudd i overflatelaget i Breisundet, ved Langevåg og i Aspevågen.

I Åsefjorden, Veddevika og Mauseidvågen synes det å ha vært et potensielt nitrogenunderskudd i vannmassen. I tidsrommet juni - august kunne fosfor antas å være en begrensende faktor for planktonproduksjonen i fjordområdet, selv om også nitrogen til tider kan ha vært i underskudd.

Målinger av siktedyp viste at dette avtok betydelig innover i fjordområdet, både sommer og vinter. I vinterhalvåret (lite planteplankton i vannmassene) var dette i hovedsak et resultat av tilførsler av partikulært materiale til vannmassene.

I hele området var det stor forskjell i siktedyp mellom sommer og vinter. Målinger av vannmassenes klorofyllinnhold viste at dette skyldtes en større planteplanktonbestand i sommerhalvåret.

Dårligst siktedyp ble målt i Veddevika.

Konsentrasjonene av total organisk karbon i overflatelaget var stort sett moderate eller lave. Veddevika skilte seg ut med periodevis meget høye konsentrasjoner, noe som i hovedsaken skyldtes avløpsvann fra sildoljefabrikken.

Med unntak for dypbassengene med dårlig vannutskiftning, var oksygenforholdene i dypvannet tilfredsstillende. Dårlige til kritiske oksygenforhold ble påvist nær bunnen i Aspevågen og i Åsefjorden. Det er sannsynlig at det i dypbassenget utenfor Mauseidvågen i perioder også vil være dårlige oksygenforhold.

I et mindre basseng i Heissafjorden ble det påvist betydelig reduserte oksygenkonsentrasjoner, uten at oksygenforholdene i undersøkelsesperioden kunne karakteriseres som dårlige.

5. Basert på analyser av 8 sedimentkjerner (22 prøver) fra Borgundfjorden for bly, kvikksølv, kadmium, sink, nitrogen, fosfor og organisk materiale kan følgende betraktninger gjøres:

Sedimentenes fysiske konsistens varierer i undersøkelsesområdet. I ytre del av Borgundfjorden (Heissafjorden) er sedimentene grove (sandige) og består hovedsaklig av materiale av mineralsk opprinnelse.
I Aspevågen er sedimentene sterkt organiskholdige (råttent slam), men med betydelig innhold av grus og sand. Utenfor Langevåg, Veddevika, Mauseidvågen og Åsefjorden er sedimentene preget av stort innhold av organisk materiale.

Opphopingen av organisk materiale i sedimentene er størst i Veddevika, Åsefjorden og Mauseidvågen. Utslipp fra fiskeforedlingsfabrikker må antas å bidra til denne akkumuleringen.

Sedimentenes innhold av metaller viser stor variasjon. I Heissafjorden er nivået av samtlige metaller som normalt å betrakte. I det øvrige undersøkelsesområdet er det en varierende grad av metallpåvirkning. Aspevågen viser forurensning av bly, sink og kvikksølv, mens sedimentene i Veddevika og Mauseidvågen viser noe høyere konsentrasjoner av bly, kadmium og kvikksølv enn normalt.

6. Undersøkelsen av tang- og tarevegetasjonen ble utført på 8 lokaliteter i fjordområdet. Resultatene fra ytre del av Aspevågen viste at dette området bar tegn på utslipp av næringssalter, blant annet kloakkvann og/eller ferskvann. Den store mengden av ettårige grønnalger kunne tyde på det. Lokalitetene ved Skardbø, som ligger innerst i Aspevågen, hadde ikke så store grønnalgesamfunn som ytre del, men en viss nedslamming av organismene og nedre grense for algevegetasjon allerede på 18 m dyp kan tyde på noe høyere midlere partikkelholdig innhold i vannmassene i Aspevågen.

Ingen av de øvrige 6 stasjonene hadde fastsittende algesamfunn som indikerte noen påviselig forurensningsbelastning på de øverste vannmassene i Borgundfjorden. Imidlertid vil vi påpeke at det ikke er lagt noen biologiske stasjoner i Veddevika og innerst i Mauseidvågen.

Faunaen i de øverste 10-15 m av vannsøylen var stort sett lik på alle lokalitetene. Dyresamfunnene syntes ikke å være påvirket av noen form for forurensninger. Dette bildet er helt i samsvar med de konklusjoner som ble trukket av algematerialet. Under 10-15 m dyp var det imidlertid tegn på forurensningsvirkninger. I Aspevågen var organismene nedslammet, og på den beskyttede lokaliteten i Spjelkavika ble det funnet indikasjoner på dårlige oksygenforhold, muligens antydninger til hydrogensulfid ($H_2S$) i sedimentet.

Metallinnholdet i 4 tangprøver (få prøver) fra Aspevågen og Spjelkavika tyder på en moderat eller svak belastning av de øverste vannmassene ved Aspevågen av metallene kopper, bly og muligens også krom.

De to mest risikobetonte metallene kvikksølv (Hg) og kadmium (Cd) viste lave gjennomgående konsentrasjoner. Disse to metaller er av stor giftighet for levende organismer ved forhøyede konsentrasjoner. Imidlertid bemerkes at tangen i Aspevågen inneholdt 2-3 (4) x høyere konsentrasjoner av Hg enn tilsvarende prøvemateriale fra Spjelkavika.

Analyseresultatene av klorerte hydrokarboner i blåskjell og taskekrabbe fra Spjelkavika viste lave verdier. Ingen av verdiene anses å ligge over antatte bakgrunnsnivåer i de analyserte dyreorganismer. PCB-konsentrasjonene avspeiler sannsynligvis den globale PCB-påvirkningen av miljøet.

7. De områder i Borgundfjorden hvor undersøkelsen har påvist forurensninger er i første rekke Aspevågen, Åsefjorden, Mauseidvågen og Veddevika. I tillegg kommer dypbassengene i midtre del av Borgundfjorden og nærområdene rundt Langevåg.

Ifølge oversikt over eksisterende kommunale kloakkutslipp tilføres Aspevågen kloakkvann fra ca 16 000 personenheter (p e). Kloakkrammeplanen for 1978/90 viser at de kommunale utslipp planlegges ført til Valderhaugfjorden og Heissafjorden. Det antas at all boligkloakkering da tilføres den kommunale kloakk. Belastningen på Aspevågen blir således redusert til industrielle utslipp. Såvel metallanalyser av tang som tilsvarende analyser av bunnsedimenter har vist at industrien rundt Aspevågen tilfører vannmassene metaller. Kildene for denne metallforurensningen bør oppspores med sikte på en reduksjon av utslippene. Etter at alle ovennevnte tiltak er gjennomført, anses disse sidene av forurensningsproblemet i Aspevågen å være tilfredsstillende løst. En annen viktig oppgave er å redusere den generelle forsøpling av overflaten og strendene.

Av den samme kloakkrammeplan går det tydelig frem at Mauseidvågen også vil få redusert sine kommunale kloakkutslipp, og følgelig vil belastningen med næringssalter og organisk stoff bli betydelig redusert. Belastningen på de stagnante vannmasser i dypbassenget vil derfor kunne reduseres i stor grad.

I Veddevika var problemet de store tilførslene av næringssalter og organisk stoff fra sildoljefabrikken og båter som losser fisk. Ifølge fabrikkens opplysninger ble det bygget renseanlegg i 1978. Renseanlegget består av slamavskiller og filter. Det rensede prosessvannet blir tilført resipienten som dyputslipp. En må anta at dette vil gi en markert forbedring av tilstanden i området.

Åsefjorden er et problemområde. Den belastes med kommunal kloakk fra en befolkning på ca. 10 000. Resipientundersøkelsen viste at bunnvannet i Åsefjorden var stagnant i dypbassengene nesten hele vinterhalvåret med dårlige til kritiske oksygenforhold mot slutten av perioden. De øverste vannmassene inneholdt relativt høye fosforkonsentrasjoner, og utenfor Spjelkavika var også nivåene av nitrogen og total organisk karbon noe

høye. Ved økte utslipp vil næringssaltene føre til en større planteplankton-produksjon i hele sommerhalvåret. Dette vil sammen med økede konsentrasjoner av organisk stoff fra kloakkutslipp kunne ytterligere forverre oksygenforholdene såvel i Åsefjorden som i midtre del av Borgundfjorden. Målsettingen må således være at belastningen på dette fjordområdet ikke skal øke, men heller bli redusert.

8. Kloakkrammeplanen for 1978/90 viser at Åsefjorden mot slutten av perioden kan bli tilført avløpsvann fra en befolkning på ca. 20 000 personer. Dette er det dobbelte av belastningen i 1976-77.
En reduksjon av belastningen til fjorden kan i prinsippet gjennomføres ved to mekanismer:

- Overføring av planlagte utslipp til bassenger utenfor Åsefjorden
- Bygging av renseanlegg.

Ved overføring av utslipp til Storfjorden og til midtre del av Borgundfjorden vil belastningen på Åsefjorden reduseres fra ca. 20 000 p e til ca. 10 000 p e. Men også disse utslippene må renses, og ved full utbygging vil mekanisk/kjemisk rensing være aktuelt.

Dersom overføring av tekniske og økonomiske grunner ikke lar seg gjennomføre bør utslippene til Åsefjorden renses mekanisk/kjemisk ved forbehandling, flokkulering, slamseparasjon og dyputslipp. Herved vil tilførslene av fosfor bli mer enn halvert i forhold til 1976-77. Utslippene av organisk stoff vil være noenlunde de samme mens nitrogenutslippene blir ca. 50% større. Dette vil sannsynligvis redusere planteplanktonproduksjonen i overflatelaget og dermed også belastningen av organisk materiale på dypvannet.

På Heissa og renseanleggene på nordsiden av Sula anbefales bygd mekaniske renseanlegg med muligheter til i neste byggetrinn å utvide til mer høygradig rensing.

Etter vår oppfatning bør utviklingen i Borgundfjordområdet overvåkes. Overvåkningsprogrammet bør spesielt ha som siktemål å gi opplysninger om forholdene i

- Åsefjorden: forhold i overflatelaget, oksygenmangel i bunnvannet
- Aspevågen : forurensning av metaller

- Veddevika : utslipp fra sildoljefabrikken
- Langevåg : utslipp av kommunal kloakk, og utslipp fra tekstilindustrien.

Overvåkningsprogrammet vil også kunne gi de data som behøves for å avgjøre om eller når kjemisk rensing på enkelte anlegg blir nødvendig.

Om ønskelig kan NIVA være behjelpelig med å utforme og eventuelt også gjennomføre et slikt overvåkningsprogram.

## 1. INNLEDNING

Som følge av befolkningstilvekst og økende industrialisering i nedbørsfeltet til Borgundfjorden ved Ålesund på Sunnmøre har fjorden fått økede tilførsler avløpsvann fra husholdning og industri.

Borgundfjorden er sett på som en meget viktig fjord i fiskerihenseende. Særlig er den såkalte Borgundfjordtorsken en viktig ressurs. Borgundfjorden regnes som kyst-torskens gytefelt på Nord-Vestlandet. Denne problematikken er nøye undersøkt i et hovedfagsarbeid fra 1974-1976 (Godø 1977). Undersøkelsen er gjennomført ved hjelp fra Norges fiskerihøgskole, Universitetet i Bergen, Fiskeribiologisk avdeling, og Fiskeridirektoratets Havforskningsinstitutt i Bergen. Parallelt med dette arbeidet ble det i et annet hovedfagsarbeid gjort studier av hydrografiske forhold og strømmålinger i fjorden (Slotsvik 1979). Ansvarlig for dette arbeidet er Geofysisk Institutt, Universitetet i Bergen.

Faren for at Borgundfjorden som resipient for forskjellige typer avløpsvann kan bli mindre egnet som gyte- og oppvekstområde for torsk er blitt påpekt, såvel fra lokalt som fra sentralt hold. I den anledning ble Norsk institutt for vannforskning kontaktet av lokale myndigheter i daværende Ålesund kommune (Sula er senere blitt utskilt som egen kommune). Dette resulterte i en resipientundersøkelse i 1976-1977, hvor fra data er tilgjengelig i foreliggende rapport.

I NIVAs forslag til undersøkelsesprogram (NIVA 1976a) ble formålet med undersøkelsene formulert slik:

I Borgundfjordens nåværende tilstand beskrives med hensyn til eksisterende organismesamfunn og vannmassenes kvalitet sett i relasjon til generelle bruksinteresser, herunder beskrivelse av den alminnelige forurensningstilstand og eventuelle særskilte forurensningsvirkninger.

II Undersøkelsen skal gi grunnlag for NIVA til å kunne vurdere - i etterfølgende rapport - hvordan eksisterende tilstand eventuelt kan forbedres.

III Data fra undersøkelsen skal danne utgangspunkt for NIVA til en bedømmelse av fjordens fremtidige utnyttelse, bl.a. som resipient, og skaffe klarhet i hvilke deler av fjorden og hvilke dyp som er best egnet for utslipp av avløpsvann.

Til grunnlag for detaljplanleggingen ble det innsamlet og bearbeidet data om topografiske/geografiske forhold, forurensningstilførsler og resultater fra tidligere undersøkelser i det aktuelle området.

Arbeidet ble konsentrert om følgende oppgaver:

- Fysiske forhold
- Kjemiske forhold i vann og sedimenter
- Biologiske forhold, registrering av organismer på grunt vann og analyser av antatte miljøgifter.
- Kartlegging og kvantifisering av forurensende utslipp.

For å få en oversikt over kilder og tilførsler av forurensningskomponenter til Borgundfjorden, ble det samlet inn data om husholdningskloakk, industriutslipp og avrenning fra landbruksområder og øvrige landarealer. Hensikten med en slik oversikt er dels å få bestemt totaltilførselen av forurensningskomponenter som nedbrytbart organisk stoff, plantenæringssalter, miljøgifter og partikulært materiale, dels å få fastslått de enkelte kilders relative betydning. Disse forurensningskategorier kan ha en utslagsgivende betydning for fjordens tilstand, og kan således bidra til en bedre forståelse av vannkvaliteten. Kommunen har vært behjelpelig med innsamling av en del data. Instituttet har et fast opplegg for denne kategorien av oppgaver, slik at det framkomne materialet er blitt sammenliknet med belastningsdata fra andre områder.

Foreliggende rapport gir en presentasjon og vurdering av resultatene fra de enkelte fagområder som har inngått i undersøkelsene.

# 2. FORURENSNINGSTILFØRSLER

## 2.1 Belastningstyper

### Organisk stoff

Et vanlig brukt mål på forurensningsbelastning med organisk stoff er biokjemisk oksygenforbruk (BOF). Andre mulige parametre er kjemisk oksygenforbruk (KOF) og total organisk karbon. BOF angir forbruk av oksygen ved nedbryting av det organiske stoff i vannet under standard betingelser i laboratoriet. Biokjemisk oksygenforbruk angis enten som $BOF_5$ eller $BOF_7$, avhengig av om analysen har foregått over 5 eller 7 døgn. Det presiseres at BOF-tallet bare er et uttrykk for den oksygenmengde som medgår til å bryte ned organisk materiale under en begrenset tidsperiode, og gir således ikke uttrykk for det totale oksygenbehov. I denne rapporten vil fortrinnsvis $BOF_7$ bli brukt.

Ved stor belastning med organisk stoff til vannet, kan forbruket av oksygen som kreves til nedbrytningen medføre underskudd i oksygenbalansen, særlig i en fjords bunnvann. Ved dårlig vannutskiftning vil et underskudd på oksygenbalansen etterhvert medføre oksygenmangel som kan drepe bunndyrene. Fortsetter belastningen uten at vannmassene fornyes, vil den videre nedbrytning føre til dannelse av hydrogensulfid, $H_2S$, og bunnslammet blir svart og illeluktene (lukt av råtne egg) uten makroskopisk liv (høyere form for liv).

### Nitrogenforbindelser

Total nitrogen angir den samlede mengde av nitrogen, bundet i organiske forbindelser eller løst i ioneform som ammonium, nitritt eller nitrat. Stor tilgang på nitrogen har gjødslingseffekt på vannmassene og kan medvirke til algeoppblomstringer og nedsettelse av vannkvalitet (grumsete og usiktbart vann).

Når algene dør og synker til bunns, resulterer de i økt belastning med nedbrytbart organisk stoff på fjordens dypvann.

Fosforforbindelser

På samme måte som nitrogen har fosfor gjødslingseffekt i en vannforekomst. Ved vanlige vannkjemiske analyser finnes fosfor i det vesentlige i fri ioneform eller organisk bundet, og bestemmes som ortofosfat (oppløst fosfor) eller total fosfor.

I norske fjordområder med større ferskvannspåvirkning og/eller forurensningsbelastning er ofte fosfor en minimumsfaktor for planktonalgeveksten i sommerhalvåret, og en økning av fosfortilførslene vil derfor kunne resultere i større algeoppblomstringer.

Giftstoffer

Virkningen av tungmetaller kan være foreskjellig på ulike organismetyper, og avhenger av konsentrasjonene i resipienten. Er konsentrasjonene over visse grenseverdier, vil det inntre akutte giftvirkninger, f.eks. i form av fiskedød. Flere metaller (først og fremst kvikksølv, bly og kadmium) kan også akkumuleres i organismene og oppkonsentreres gjennom næringskjeden, og således få skadelige virkninger selv ved moderate konsentrasjoner i vannet.

Enkelte organiske klor/bromforbindelser brytes langsomt ned i naturen. De akkumuleres i fettvevet og kan nå konsentrasjoner som kan gi opphav til forgiftninger.

Syrer og baser vil ved større utslipp kunne gi lokale skadevirkninger. Sjøvann har imidlertid stor evne til å nøytralisere slike utslipp, og eventuelle skader har vanligvis begrenset omfang.

## 2.2 Kommunal kloakk

Befolkning - beregningsgrunnlag

For ulike typer avløpsnettsystemer kan avrenningen variere sterkt. Av mangel på analyser av avløpsvannets innhold av organisk stoff og næringssalter, vil i stedet benytte erfaringstall der 1 personenhet (p.e.) tilsvarer:

| | | |
|---|---|---|
| Organisk stoff som $BOF_7$ | = | 75 g O/person døgn |
| -- " -- " $BOF_5$ | = | 60 g " " |
| Nitrogen | = | 12 g N/person døgn |
| Fosfor | = | 2.5 g P/person døgn |

Alle tall oppgitt i $BOF_5$ er for sammenlikningens skyld omregnet til $BOF_7$.

Fylkessykehuset på Åsestranda har et moderne biologisk renseanlegg. Her regnes med en reduksjon på 90% av organisk stoff og 20% av fosfor og nitrogen. Sykehuset har totalt 410 sengeplasser.

I 1974 var det ifølge sykehusets opplysninger registrert 135 302 liggedøgn. Dette gir 371 sengeplasser i middel pr. døgn.

Sykehuset har 7-800 ansatte, hvorav halvparten bor på sykehusets område. Av disse har igjen ca. halvparten familie samme sted. Det er totalt 400 boenheter tilknyttet sykehusets renseanlegg. Regner vi 400 pasienter, 600 fastboende og 400 ansatte som bor annet sted og derfor bare belaster renseanlegget med ½ p.e. hver, blir belastningen totalt å regne lik 1200 p.e., som blir biologisk renset.

Kvantifisering av belastningen

Ifølge Ålesund kommunes avløpsplan bodde det i 1974 i Ålesund kommune ca. 33000 personer tilknyttet kloakkavløp til Borgundfjorden, hvorav 1200 er tilknyttet renseanlegg. Fordelingen er vist i tabell 2.1:

Tabell 2.1. Avløpsplan for Ålesund kommune i 1974.

| | | |
|---|---|---|
| Kloakkutløp mot Aspevågen: | ca. 18.000 | personer |
| " fra Sula mot Borgundfjorden: | " 5.700 | " |
| " mot Åsefjorden: | " 8.500 | " |
| " fra Heissa mot Heissafjorden: | " 1.200 | " |
| | ca. 33.000 | personer |

I følge ovennevnte erfaringstall blir belastningen fra husholdningskloakken som følger:

| | | | |
|---|---|---|---|
| Organisk stoff, som $BOF_7$ : | ca. | 2400 | kg O/døgn. |
| Nitrogen, som total nitrogen : | " | 400 | kg N/døgn. |
| Fosfor, som total fosfor : | " | 82 | kg P/døgn. |

Sykehjem som bare har sanitærutslipp til fjordområdet blir ikke gjort til gjenstand for egen vurdering fordi en regner med at avløpene fra disse kun representerer et mindre bidrag.

## 2.3 Jord- og skogbruk

Med forurensning fra jord- og skogbruk menes i denne rapporten de totale mengder organisk materiale, nitrogen og fosfor som tilføres vannforekomsten fra dyrket mark, skog og annet areal eller som følge av annen virksomhet knyttet til disse næringer.

### Beregningsgrunnlag

Avrenning og utvasking fra landarealer :

Organisk stoff kan tilføres resipienten ved sigevann og overflatevann. Den totale mengde organiske stoffer som transporteres til vann fra landarealene, er meget stor. Mesteparten av dette organiske materiale er humusstoffer. Slike stoffer er relativt tungt nedbrytbare og vil ikke være gjenstand for noen rask biologisk omsetning.

Braadlie (1934) fant ved elveundersøkelser i Trøndelag organiske stoffmengder av størrelsesorden 10 tonn/km$^2$ nedslagsfelt pr. år. Det organiske materialet som kan belaste vannforekomsten, er stort sett husdyrgjødsel, nedbrytningsprodukter av planterester, i senere tid også pressaft fra silo og halmlutingsanlegg, kloakkslam og søppel.

Når det gjelder tilførsel av plantenæringsstoffene nitrogen og fosfor som følge av avrenning og utvasking fra jord- og skogsmonn, foreligger det data som kan gi grunnlag for å anslå mengden.

Utvaskingen av ammonium og fosfor (fosfat) vil være relativ liten på grunn av de sterke bindingskreftene. For nitrat vil imidlertid utvaskingen bli betydelig, særlig vår og høst, da et stort vannoverskudd faller sammen med høy nitratkonsentrasjon i jordsmonnet.

For beregning av avrenning av ugjødslet mark og skog benyttes NIVAs tall (NIVA 1972a). For dyrket mark benyttes tall fra Bylterud & Uhlen (1973). Nyere resultater kan tyde på at fosforavrenningen fra dyrket mark har vært undervurdert i et ikke ubetydelig antall tilfeller (NIVA 1978e).

Tabell 2.2 viser angivelse av spesifikk tilførsel av nitrogen og fosfor ved avrenning fra forskjellige arealtyper.

Tabell 2.2. Avrenning av nitrogen og fosfor fra ugjødslet dyrket mark og skog.

| Dyrket mark | | Skog | | Annet areal (Uproduktivt) | |
|---|---|---|---|---|---|
| Nitrogen $kg/km^2/år$ | Fosfor $kg/km^2/år$ | Nitrogen $kg/km^2/år$ | Fosfor $kg/km^2/år$ | Nitrogen $kg/km^2/år$ | Fosfor $kg/km^2/år$ |
| 1000 | 8 | 220 | 6,5 | 120 | 6 |

Det totale nedbørsfelt til Borgundfjorden er ca. 87 $km^2$. Av dette er 2.8 $km^2$ jordbruksområde, og ca. 5 $km^2$ skog.

Totalt bebygd areal i Borgundfjordens nedslagsfelt er ca. 12.6 $km^2$.

Det såkalte uproduktive areal blir ca. 67 $km^2$.

I tillegg til den naturlige avrenning fra ugjødslet mark kommer et bidrag fra husdyrgjødsel og kunstgjødsel. Som omregningstall for dyr til gjødselmengder er brukt følgende tall:

Tabell 2.3. Innholdet av organisk stoff, nitrogen og fosfor i gjødsel pr. dyreenhet og år. (Ekern, 1974)

| | Organisk stoff kg/år | Nitrogen kg/år | Fosfor kg/år |
|---|---|---|---|
| Storfe (Ungdyr og okser) | 1164 | 47 | 8 |
| Mjølkeku | 1470 | 83 | 13 |
| Svin | 114 | 13 | 3 |
| Fjørfe | 13 | 2 | 0.4 |
| Sau og geit | 202 | 7 | 1 |

For å kunne beregne tilskuddet fra pelsdyrfarmene er 50 mink satt lik én ku og 15 rev lik én ku.

Ifølge opplysninger fra herredsagronomen i Ålesund i 1976 var det registrert følgende husdyr i Borgundfjordens nedbørsfelt:

| | | | |
|---|---|---|---|
| Mjølkedyr | ca. 100 | Verpehøns | ca. 225 |
| Ungdyr | " 250 | Mink | " 2810 |
| Sau | " 180 | Blå-/sølvrev | " 465 |
| Griser | " 910 | | |

Den mengde nitrogen og fosfor som tilføres vassdrag i forhold til den mengde gjødsel som brukes i jordbruket vil som nevnt være forskjellig på ulike steder i landet, avhengig av ulikheter i torv og jordsmonn. For Sunnmøre vaskes, ifølge Norges Landbrukshøyskole, NLH (1974), 8% av nitrogenet fra natur og kunstgjødsel ut i vassdragene og 0.8% for fosforets vedkommende. I Borgundfjordens nedbørsfelt regner vi med at dette i sin helhet transporteres videre ut i fjorden.

I tillegg til husdyrgjødselen benyttes en del kunstgjødsel. Ifølge herredsgartneren i Ålesund brukes denne type gjødsel først og fremst i parker og hageanlegg. Privat forbruk (jordbruk, hager o.l.) kunne ikke tallfestes.

Ifølge opplysninger fra Felleskjøpet i Ålesund ble det fra 1/7-75 til 1/7-76 solgt 190 tonn kunstgjødsel til Ålesund kommune. Et kvantum av samme størrelsesorden regnes brukt privat, slik at vi for å kunne beregne avrenning fra kunstgjødsel til Borgundfjorden vil sette forbrukt kvantum til 400 tonn. Vanligvis er fullgjødsel D mest brukt. Den inneholder 20% nitrogen og 4.8% fosfor.

## 2.4 Silo og halmlutingsanlegg

Det finnes ingen halmlutingsanlegg i Borgundfjordens nedbørsfelt.

Etter opplysninger fra Ålesund kommunes Tekniske etater fantes det i Borgundfjordens nedbørsfelt i 1976 57 siloer med en samlet kapasitet på 2766 $m^3$/år ferdigpresset silomasse.

Ifølge NLH (1974) inneholder pressaften følgende forurensningsbelastning pr. $m^3$ ferdig silomasse:

| | |
|---|---|
| Organisk stoff | 7,7 kg |
| Nitrogen | 0,336 kg |
| Fosfor | 0,096 kg |
| Organisk stoff som $BOF_7$ | 15,00 kg |

Forurensningsfaren ved surfórproduksjonen representeres av pressaften. Den vesentligste skadevirkningen av pressaft henger sammen med at saften inneholder store mengder lett nedbrytbart organisk stoff. Nedbrytningshastigheten kan være fire ganger så stor som for kommunalt avløpsvann (Svenska staten 1968). $BOF_5$-innholdet kan variere mellom 40000 og 90000 mg $O_2$/l. Vanligvis regnes $BOF_5$ = 50000 mg $O_2$/l. Foruten skadevirkninger av organisk stoff, vil man kunne få skadevirkninger på grunn av lav surhetsgrad, som skyldes organiske syrer.

Pressaftmengdene fra surfórsiloer varierer med utgangsmaterialet, værforhold, nedleggingsmåte m.v.. Det er viktig å være klar over at forurensningsbelastningen fra silo ikke er jevn gjennom året, men som oftest kommer som "sjokkbelastning" på resipienten i løpet av en måneds tid, slik at belastningen i denne tiden kan være inntil 12 ganger så stor som om belastningen hadde vært jevn gjennom året.

Landsplanen for bruken av vannressursene (NLH 1974) regner med at 50% av pressafta går til fjorden når det gjelder Sunnmøre. Dette er også middeltallet for landet som helhet.

Kvantifisering av belastning

Borgundfjorden vil årlig motta følgende forurensningstilførsler fra jord og skogbruk:

Tabell 2.4. Innholdet av nitrogen, fosfor og organisk stoff som $BOF_7$ fra jord og skogbruk i Borgundfjordens nedslagsfelt.

| Stoff/Kilde | Naturgjødsel | Kunstgjødsel | Siloer | Dyrket mark | Skog | Annet areal | Total |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Nitrogen kg/år | 3044 | 640 | 460 | 2780 | 1100 | 8040 | ca. 16000 |
| Fosfor kg/år | 57 | 15 | 130 | 22 | 32 | 402 | ca. 660 |
| Organisk stoff som $BOF_7$ | - | - | 20.750 | - | - | - | ca. 20.750 |

Det gjøres oppmerksom på at det i dette overslaget ikke er tatt hensyn til utette gjødselskjellere og vinterspredning av husdyrgjødsel. Den totale tilførsel av nitrogen og fosfor til Borgundfjorden kan derfor være noe større enn de oppgitte tallene viser.

## 2.5 Bidrag fra industribedrifter

Beregningsgrunnlag og belastning behandles sammen for hver type industri.

### Bedrifter med rene sanitæravløp

Disse er i samsvar med ovenstående ikke vurdert.

### Gartneri

Anses medregnet i jordbruksområdet.

### Møbelfabrikker

Da det ikke finnes erfaringstall fra slik industri, er den ikke vurdert. Det regnes imidlertid med at det forurensende bidrag fra denne type industri er lite.

### Slakterier

Som grunnlag for beregningene vil bli benyttet resultater fra en undersøkelse ved Vestfold Slakteri (NIVA, 1972b). Det gjøres oppmerksom på at belastningen fra slakterier vil variere - med bl.a. produksjonsopplegg, rensetiltak og type slakt. Det valgte beregningsgrunnlag vil imidlertid gi et realistisk estimat for størrelsen av utslippene.

For bedrifter hvor det bare foregår foredling av kjøtt (pølsemakerier, kjøtt-hermetikkfabrikker), regner vi med at 2% av råvaremengden går ut med avløpsvannet. Tørrstoffinnholdet av denne spillmengden blir ca. 20%, og den organiske belastningen settes til 0,5 kg $BOF_5$ pr. kg tørrstoff i avløpsvannet. For slakterier er vanligvis forholdet $BOF_7$:N:P = 100:15:1.6 (NIVA, 1972b).

Dette forholdet benyttes også for "foredlings"-bedrifter. Tabell 2.5 viser vårt beregningsgrunnlag pr. tonn slakt.

Tabell 2.5. Beregningsgrunnlag pr. tonn slakt.

| | Organisk stoff som $BOF_7$ | Nitrogen | Fosfor |
|---|---|---|---|
| Bare slakting | 8 kg O | 1 kg N | 0,1 kg P |
| Slakting og foredling | 9 " | 1 " | 0,2 " |
| Bare foredling | 3 " | 0.4 " | 0,04 kg |

Konsesjonspapirene fra Sunnmøre Slakteri gir tillatelse for utslipp av prosessvann fra en årlig produksjon på maksimalt ca. 2400 tonn slakt, ca. 700 tonn stykkede kjøttvarer og ca. 1100 tonn foredlede kjøttvarer, samt sanitæravløp fra de ansatte. x)

Tillatelsen gjelder for et utslipp på maksimalt ca. 290 $m^3$ forurenset avløpsvann pr. arbeidsdag, med et innhold av organisk materiale tilsvarende maksimalt 110 kg $BOF_7$/arbeidsdag. Imidlertid tillates det på inntil 100 dager pr. år med produksjon over gjennomsnittet, et utslipp pr. arbeidsdag på opptil ca. 360 $m^3$ spillvann med biokjemisk oksygenforbruk på maksimalt ca. 140 kg $BOF_7$.

Regnes avløpsvannet gjennomsnittlig å inneholde 100 kg $BOF_7$ pr. arbeidsdag og antallet arbeidsdager i året settes til 250, belaster Sunnmøre Slakteri Borgundfjorden i løpet av et år med følgende tilførsler:

| | | |
|---|---|---|
| Organisk stoff, som $BOF_7$ | : | 25000 kg O/år |
| Nitrogen | : | 3750 kg N/år |
| Fosfor | : | 400 kg P/år |

x) Vestfold slakteri, som det sammenlignes med, har en årsproduksjon på 5000 tonn slakt, og vannforbruket for slakterier avtar relativt med økende produksjon. En noe større belastning enn den beregnete kan derfor gjøre seg gjeldende (Jordfald, 1973). Det er ikke gjort noe forsøk på å fordele årsproduksjonen på de ulike typer slakt. Storfeslakt kan imidlertid belastes resipienten nesten tre ganger så sterkt som samme mengde griseslakt (NIVA 1964). Det gjøres også oppmerksom på at belastningen p.g.a. varierende sammensetning av slaktedyr gjennom året vil kunne variere sterkt.

Ifølge NIVA (1972b) kan en regne et vannforbruk på ca. 11.5 $m^3$ vann pr. tonn slakt. For Halvdan N. Osdals slakterbutikk, som driver foredling, vil dette tallet bli lagt til grunn for å beregne råvaremengden. Bedriften selv kunne ikke på forespørsel gi noe tall for årlig råvaremengde. Bedriftens vannforbruk er av Ålesund kommunes Tekniske etater oppgitt til 4300 $m^3$/år, og dette gir en råvaremengde på 374 tonn/år.

Fra Halvdan N. Osdals slakteributikk kan da utslippene beregnes til:

| | | |
|---|---|---|
| Organisk stoff, som $BOF_7$ | : | 935 kg O/år |
| Nitrogen | : | 140 kg N/år |
| Fosfor | : | 15 kg P/år |

Andre slakterforretninger i Ålesund, Spjelkavik og Langevåg er ikke beregnet, da disse ifølge egne opplysninger bare driver som detaljister og ikke selv foredler kjøttvarer. En mindre belastning skal man likevel ikke se bort fra.

Røykerier

I kommunen finnes bare et fiskerøykeri. Utenom røykutslippet til luft, regnes det ifølge opplysninger fra Teknisk etater ikke med at røykeriet har forurensende utslipp av betydning.

Meieriprodukter og margarinfabrikker

Sunnmøre meieri A/L

Opplysningene er tatt fra utslippskonsesjon fra Statens forurensningstilsyn av 26. august 1975.

Utslippet fra meieriet er oppgitt å inneholde:

| | |
|---|---|
| Syre | 180 tonn/år |
| Base | 305 tonn/år |
| Fosfor | 0,9 tonn O/år |
| Organisk stoff som $BOF_7$ | 44,8 tonn O/år |

Nitrogen er ikke oppgitt.

Ser vi på tall fra tidligere undersøkelser som er gitt for fosfor og nitrogen, angir Steensland (1972a)et forhold for $BOF_5$:N:P = 100:4,7:1,7 for meierier.

På grunnlag av fosforinnholdet kan da nitrogeninnholdet beregnes til ca. 2 tonn/år.

Norsk Kaséin.

Bedriften regnes i prinsippet som en meieribedrift, og for å få tall for forurensningstilførslene er årlig vannforbruk på 12000 $m^3$/år fra Ålesund kommunes kloakkrammeplan lagt til grunn for en sammenlikning med Sunnmøre meieri.

| | |
|---|---|
| Organisk stoff, som $BOF_7$ | : 2 tonn O/år |
| Nitrogen | : 90 kg/år |
| Fosfor | : 33 kg/år |

Ålesund Margarinfabrikk

Ålesund Margarinfabrikk er utstyrt med fettfang, som bedriften ved henvendelse fra NIVA opplyste er 100% effektiv. Ifølge bedriftens ledelse forekommer ikke andre former for utslipp enn rene sanitæravløp. Belastningen på resipienten må ifølge disse opplysningene ansees å være ubetydelig.

Fiskemottak og fisketilvirkning

På grunnlag av NIVA (1973) benyttes følgende tall for beregning av organisk belastning:

Spill 2% av råvaremengde
Tørrstoffinnhold 20%
$BOF_5$ = 0,5 kg O/kg tørrstoff

Når det gjelder nitrogen- og fosforutslippene, kan det ifølge SFT benyttes i alt vesentlig det samme $BOF_5$:N:P-forholdet som for slakterier, nemlig 100:15:1,6. For bedrifter med videreforedling av frossen fisk (og hvor fisken forblir i frossen tilstand under hele behandlingen) antas at N- og P-utslippene bedre kan sammenliknes med benmel. Utslippene herfra er nærmere angitt i NIVA (1971) og tilsvarer:

Nitrogen: 0.7 kg pr. tonn råvare
Fosfor: 0,01 kg " " "

Ålesund fiskemelfabrikk

Konsesjonssøknaden oppgir en produksjon på 400 tonn/år og et utslipp av 25 tonn $BOF_7$ år. Ifølge ovenstående tilsvarer dette:

Nitrogen : 3000 kg N/år
Fosfor : 320 kg P/år

Vedde Sildoljefabrikk

Ifølge konsesjonspapirene er produksjonen av sildemel ca. 6440 tonn/år. og sildeolje ca. 4100 tonn/år. Tallene vil imidlertid variere noe fra år til år, og over året.

Utslippsstedet er Veddevika ved Borgundfjorden. Utslippet av prosessvann er 417 $m^3$/t og inneholder bl.a.:

Base : 125 tonn/år
Organisk stoff, som $BOF_7$ : 400 tonn O/år

Ifølge ovenstående beregningsgrunnlag blir nitrogen og fosforutslippene:

Nitrogen : 48 tonn N/år
Fosfor : 5,1 tonn P/år

Øvrig fisketilvirkning og fryserier

Vannforbruket for de resterende 14 fisketilvirkebedrifter med avløp til Borgundfjorden er: 402 800 $m^3$/år ifølge opplysninger fra Ålesund kommunes Tekniske etater. Fryseriene vasker også fersk fisk og er derfor ikke skilt ut.

Kun enkelte bedrifter oppgir årsproduksjon, og bare et par stykker både årsproduksjon og vannforbruk. Legges tallene fra disse til grunn, får man for den ene bedriften 2,0 $m^3$ vann/tonn fisk og for den andre 2,3 $m^3$ vann/ tonn fisk. Benyttes 2,2 $m^3$ vann/tonn fisk som beregningsgrunnlag, blir råvaremengden totalt 118.000 tonn/år. Belastningen på resipienten kan ut fra dette beregnes til:

| | |
|---|---|
| Organisk stoff, som $BOF_7$ | : 450 tonn O/år |
| Nitrogen | : 67,5 tonn N/år |
| Fosfor | : 7,2 tonn P/år |

Bensinstasjoner og oljelagre

Den viktigste forurensningskilde fra bensinstasjoner og oljelagre er ifølge Statens Forurensningstilsyn (SFT) bilvask, hvor det især i vinterhalvåret brukes organiske løsningsmidler til forvask.

Vannforbruket på bensinstasjonene regnes det vesentlige å gå med til vask (bilvask, motorvask, gulvvask o.l.). For små stasjoner kan ifølge SFT fratrekkes 300 $m^3$/år for sanitæravløp og for store stasjoner 500 $m^3$/år. Skillet er valgt ved et årlig vannforbruk på 3500 $m^3$. Minst halvparten av det resterende vannforbruket regnes å være vintervask, og forbruket av løsningsmidler kan ifølge SFT regnes å være 1 liter løsning pr. 300 l vann.

For de stasjoner hvor forbruket av løsningsmidler er oppgitt, er dette tallet benyttet.

SFT regner hele forbruket å gå til resipient hvor ikke oljeutskiller er innstallert. Stasjoner med oljeavskiller er ikke medregnet, da kun 50 ppm av de brukte løsningsmidler går til resipient, ifølge gitte opplysninger fra SFT. Det er likevel lite trolig at alle oljeavskillerne til enhver tid er 100% effektive. En viss belastning vil derfor trolig gjøre seg gjeldende, selv om tilførslene er små. Heller ikke rene tankanlegg regnes ifølge samme kilde å bidra med forurensningstilførsler av betydning. Etter dette summeres forurensningstilførslene fra følgende fire bensinstasjoner uten oljeavskiller med avløp til Borgundfjorden:

| | | Såpe | | Løsningsmiddel |
|---|---|---|---|---|
| Gåseide Service | : | 250 kg såpe | : | 1600 l løsningsmiddel |
| Spjelkavikruta A/S | | | : | 5000 l " |
| Esso stasjon | | | : | 2000 l " |
| Shell stasjon | : | 200 kg såpe | : | 300 l " |
| Sum | | 450 kg såpe[x] | | 8900 l løsningsmiddel |

x Såpetype er ikke angitt, men det er sannsynlig at såpen trolig betyr en viss tilførsel av fosfater.

## Vaskerier og renserier

Erfaringer fra kjemiske renserier, bl.a. innhentede opplysninger fra Centralrenseriet i Haugesund, tyder på at rensemidlene som blir brukt enten fordamper eller blir regenerert ved destillasjon. Lite går derfor til resipient.

Ved våtvask benyttes vaskemidler som inneholder polyfosfater. Hurtigvaskeriet bruker ifølge kloakkrammeplanen for Ålesund 5000 kg såpe, (PC 100) hvert år, og Farstad renseri bruker 20000 kg Liva Kraft årlig.

Begge såpemerkene produseres av De-No-Fa Lilleborg. Ifølge produsenten inneholder PC·100 3,8% fosfor, mens Liva Kraft er fosfatfri. Samlet fosfattilførsel fra vaskerier og renserier blir etter dette ca. 190 kg fosfor/år.

## Tekstilindustri

Tekstil- og beslektet industri fører med seg flere forskjellige forurensningsstoffer som det er vanskelig å skaffe full oversikt over. Til Borgundfjorden kommer de største utslippene fra denne typen industri fra Humlen Industri A/S, Lundal Ullvarefabrikk A/S og O.A. Devolds Sønner A/S.

### Humlen Industri A/S, Vegsund

Bedriften er tilknyttet kommunalt avløpsnett. Produksjonen omfatter veving, bleking, farging, tørking og fiksering av syntetiske fibre.

Utslippsmengdene ifølge søknad til SFT om utslippstillatelse er:

| | | |
|---|---|---|
| Prosessvann | : | 70 000 $m^3$/år |
| Kjølevann | : | 30 000 $m^3$/år |
| Uorganiske salter | : | 13,3 tonn/år |
| Bleke- og reduksjonsmidler | : | 2,0 tonn/år |
| Fargestoffer | : | 0,55 tonn/år |
| Vaske-, fukte- og hjelpemidler | : | 2.0 tonn/år |

Utslippet av diverse kjemikalier blir totalt ca. 18 tonn/år og inneholder bl.a. følgende utslipp fra fargeri til resipient:

| | |
|---|---|
| Ortofenylfenol | : 2,3 g/l |
| Natronlut | : 3 g/l |
| Natriumbisulfat | : 1 g/l |

I tillegg kommer små mengder dispergenter og såpe. Såpen er av merket Lizapol NX. Ifølge produsenten (ICI) er dette et rent bløtemiddel uten innhold av fosfater.

Utslippsstedet er Borgundfjorden (Vegsund) på ca. 10 meters dyp.

Lundal Ullvarefabrikk A/S

Ifølge kommunens opplysninger kommer også fra denne bedriften den vesentlige belastningen fra fargeriet og består av:

| | | | | |
|---|---|---|---|---|
| | Naturlig organisk materiale | : | ca. | 12 tonn/år |
| | Konsentrert syre | : | " | 2500 l/år |
| | Konsentrert salmiakkspiritus | : | " | 350 l/år |
| | Ikke nedbrytbar såpe | : | " | 1200 kg/år |
| x | Tungmetallforbindelser | : | " | 800 kg/år |
| | Konsentrert farge | : | " | 200 kg/år |
| xx | Andre kjemikalier | : | " | 4000 kg/år |

Utslippet går til elv omtrent 500 m fra sjøen.

x Etter NIVAs tidligere erfaringer med tekstilindustrien dreier det seg vesentlig om kobber- og kromforbindelser.

xx Er trolig i hovedsaken de samme stoffer som for Humlen Industri A/S.

O.A. Devolds Sønner A/S

Ifølge konsesjonssøknad slippes følgende stoffer ut:

| | | | |
|---|---|---|---|
| Syre | ca. | 96 | tonn/år |
| Base | " | 200 | " " |
| Nitrogen | " | 2 | " " |
| Natriumfosfat | " | 4 | " " |
| Fosfor (i form av natriumfosfat) | " | 0,8 | " " |
| Uorganisk stoff | " | 125 | " " |
| Natriumsulfat og natriumklorid | " | 100 | " " |

| | | | |
|---|---|---|---|
| Organisk stoff | ca. | 53 | tonn/år |
| $BOF_7$ | " | 8 | " " |
| Partikulært stoff fra cellulosevask | " | 30 | " " |
| Vaskemidler | " | 9,4 | " " |
| Fargestoff | " | 1,0 | " " |
| Diverse kjemikalier | " | 12,5 | " " |
| x Carriers (organiske løsningsmidler, klorerte hydrokarboner o.a.) | " | 1.5 | " " |

x Bedriften har tidligere (inntil 1976) hatt et utslipp på ca. 5 tonn carriers pr. år. Dette ble ifølge bedriftens opplysninger redusert til 1000 - 1500 kg i løpet av 1976.

## Plastindustri

### Brødrene Sunde A/S

Bedriften slipper ut kalsiumfosfat løst i saltsyre:

| | | | |
|---|---|---|---|
| Kalsiumfosfat | ca. | 500 | tonn/år |
| Polyvinylpyrolidon | | 100 | " " |
| Polystyren | | 3000 | " " |

## Gummivareindustri

### Løkka Vulkanisering A/S og Aalesund Vulk A/S

Utover noe spill av kromsyre fra vask av støpeformer representerer ikke disse bedriftene noen forurensningsbelastning av betydning.

## Sement og betong

To mindre bedrifter har avløp til Borgundfjorden, Cementprodukt A/S og Spjelkavik Sementfabrikk A/S, begge med et vannforbruk på 1500 $m^3$/år. Ytterligere opplysninger mangler men det regnes ikke med forurensende utslipp av betydning fra disse bedriftene.

Metallvareindustri

Strafo Beslag og Metallvarefabrikk har følgende utslipp ifølge konsesjon fra SFT 19.8.74, om det regnes 250 arbeidsdager i året:

| | | |
|---|---|---|
| Sølv | : | 1,6 kg/år |
| Kobber | : | 16 " " |
| Sink | : | 48 " |
| Jern | : | 80 " |
| Krom (III) | : | 16 " |
| Nikkel | : | 80 " |
| Cyanid (som CN) | : | 8 " |
| Fosfat (som P) | : | 80 " |
| Olje | : | 160 " |

Tillatt pH-område er 6.0 - 9.2.

Fotoindustri

Utslipp av fotokjemikalier og sølvforbindelser fra Norsk Fotorotasjon med ca. 500 l/år ifølge kloakkrammeplanen.

## 2.6. Samlet oversikt over forurensningstilførsler til Borgundfjorden

Det presiseres at de foranstående tall for forurensningstilførslene for en stor del er basert på omtrentlige verdier og beregnet ut fra erfaringstall. For industriens vedkommende er tallene tildels hentet fra kloakkrammeplanen for Ålesund kommune og tildels fra konsesjonssøknader og utslippstillatelser fra SFT. Enkelte tall kan ha vært gjenstand for endringer siden, og de oppsatte verdier bør derfor ikke benyttes uten at dette forbehold tas med i vurderingen.

I tabell 2.6 er forurensningstilførslene til Borgundfjorden kvantifisert for de viktigste parametrene fordelt på hovedkildene.

Tabell 2.6. Forurensningstilførsler til Borgundfjorden pr. år kvantifisert for de viktigste stoffer fordelt på hovedkildene; (basert på tall fra 1974-76).

| Kilde/stoff | Fosfor Tonn P/år | % | Nitrogen Tonn N/år | % | Organisk stoff Tonn $BOF_7$/år | % |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Kommunal kloakk | 29,2 | 65,8 | 140 | 49,5 | 876 | 47,3 |
| Industri | 14,6 | 32,9 | 126,5 | 44,8 | 955,7 | 51,6 |
| Silo | 0,1 | 0.2 | 0,5 | 0,2 | 20,8 | 1,1 |
| Jordbruk/ Skogbruk unntatt silo | 0,1 | 0.2 | 7,6 | 2,7 | - | 0 |
| Uprod. areal | 0,4 | 0.9 | 8,0 | 2,8 | - | 0 |
| Sum | 44,4 | 100% | 282,6 | 100% | 1852,5 | 100% |

Konklusjon: Det alt vesentlige av fosfor, nitrogen og organisk stoff som tilføres fjordområdet kommer fra kommunale kloakk- og industriutslipp. De kommunale utslipp dominerer når det gjelder fosfor, mens det er ingen større forskjell mellom industriutslipp og kommunal kloakk når det gjelder nitrogen og organisk stoff.

# 3. BESKRIVELSE AV TOPOGRAFI, VANNVOLUMER OG METEOROLOGISKE FORHOLD

## 3.1 Topografi og vannvolumer

Et oversiktskart over undersøkelsesområdet er vist på fig.4.1, s.48. Langsgående bunnprofil fra Breisundet til Spjelkavik og Steinvågen er vist på henholdsvis fig.3.1 og fig.3.2. Stasjoner for innsamling av vannprøver er avmerket på begge figurene.

For enkelhets skyld velger vi å kalle hele området for Borgundfjordområdet. Dette kan inndeles i 5 underområder: Heissafjorden, Aspevågen, Borgundfjorden, Åsefjorden og Mauseidvågen. Inndelingen fremgår av fig. 4.1.

Av de langsgående bunnprofilene fremgår at det er mindre undersjøiske rygger (terskler) i Heissafjorden (82 m), i ytre del av Åsefjorden (82 m) og i Aspøyvågen (28 m). Det største dyp (142 m) ligger i selve Borgundfjorden. Mauseidvågen er et avgrenset basseng med største dyp på 58 m og terskel på ca. 15 m dyp mot Borgundfjorden.

Hovedforbindelsen mot åpent hav går gjennom Breisundet. Dessuten har området en viss forbindelse med omkringliggende fjordområder gjennom fire trange løp. De to største er Steinvågsundet mot Valderhaugsfjorden med en minste bredde på ca. 60 m og et minste dyp på ca. 6 m, og Vegsundet mot Storfjorden med en minste bredde på ca. 60 m og et minste dyp på ca. 4 m. To mindre sund er Hellesundet i Ålesund og Nørvesundet.

Arealene av de fem fjordområdene er beregnet ved planimetrering.

Tabell. 3.1. Overflatearealer for de enkelte fjordområder.

| Område | Areal |
|---|---|
| Heissafjorden | 11.85 $km^2$ |
| Borgundfjorden | 8.95 " |
| Aspevågen | 2.55 " |
| Åsefjorden | 7.95 " |
| Mauseidvågen | 3.70 " |

Overflatearealet for hele området er 35 $km^2$.

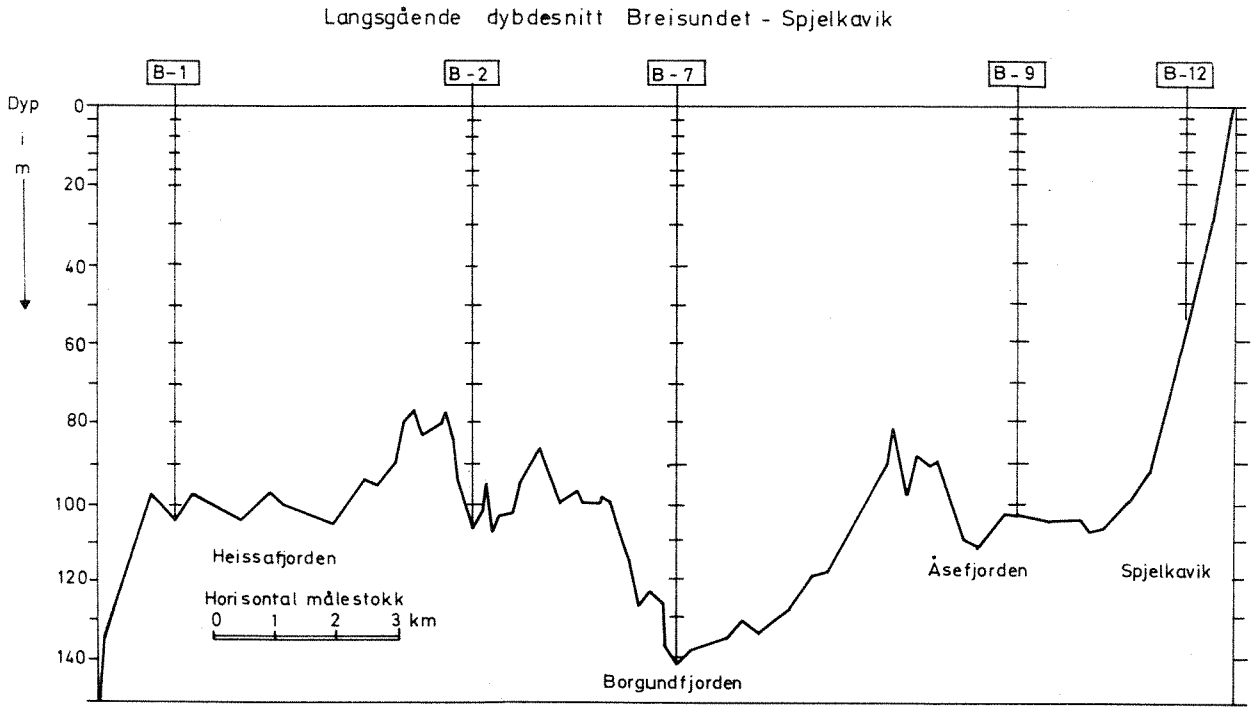



Fig. 3.1 Langsgående dybdesnitt Breisundet - Spjelkavik

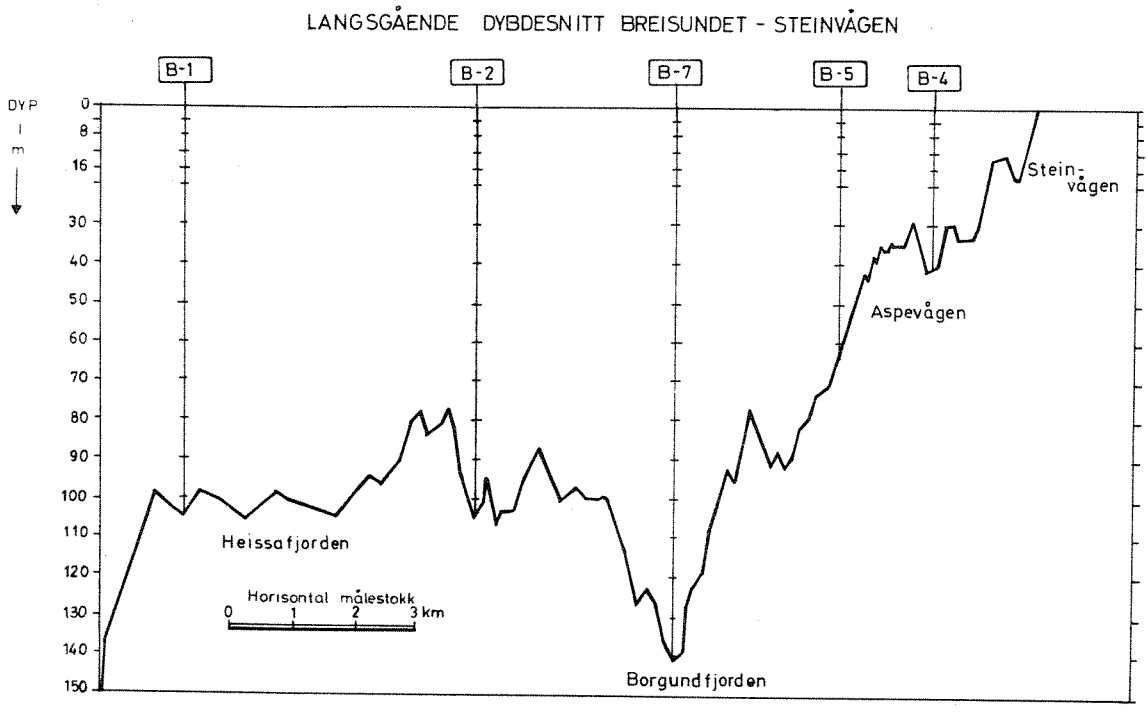



Fig. 3.2 Langsgående dybdesnitt Breisundet - Steinvågen

Ved inntegning på kart og planimetrering av arealene for 0, 10, 20, 50, 120 og 140 m dyp, er vannvolumene innenfor de enkelte nivåflater beregnet ved:

$$V_{D_1-D_2} = \frac{A_1 + A_2}{2} \cdot (D_1 - D_2)$$

der $D_1$ og $D_2$ er dypet for to nivåflater med arealer på henholdsvis $A_1$ og $A_2$. $V_{D_1-D_2}$ er da vannvolumet mellom nivåflatene. Man antar da at arealet mellom to nivåflater endres lineært med dypet, noe som i dette tilfellet kan gi litt for høye verdier.

Tabell. 3.2. Vannvolumer innen de enkelte fjordområder.

| Område | Volum |
|---|---|
| Heissafjorden | $604 \cdot 10^6$ $m^3$ |
| Borgundfjorden | $488 \cdot$ " |
| Aspevågen | $55 \cdot$ " |
| Åsefjorden | $406 \cdot$ " |
| Mauseidvågen | $73 \cdot$ " |

Volumet av hele området blir $1626 \cdot 10^6$ $m^3$.

## 3.2. Nedbør, temperatur og vindforhold

De hydrofysiske, hydrokjemiske og biologiske forhold i en fjord vil påvirkes av klimaet. Vi skal kort sammenligne temperatur og nedbør i undersøkelsesperioden med normalperioden 1931-60. Sammenligningen bygger på data fra Vigra, hentet fra "Klimatiske månedoversikter" utarbeidet av Det Norske Meteorologiske Institutt (1976, 1977).

I fig. 3.3 er den månedlige nedbørssum på Vigra fremstilt som prosent av normalen. Med unntak for desember 1976 og mars 1977, var det uvanlig lite nedbør i hele undersøkelsesperioden.

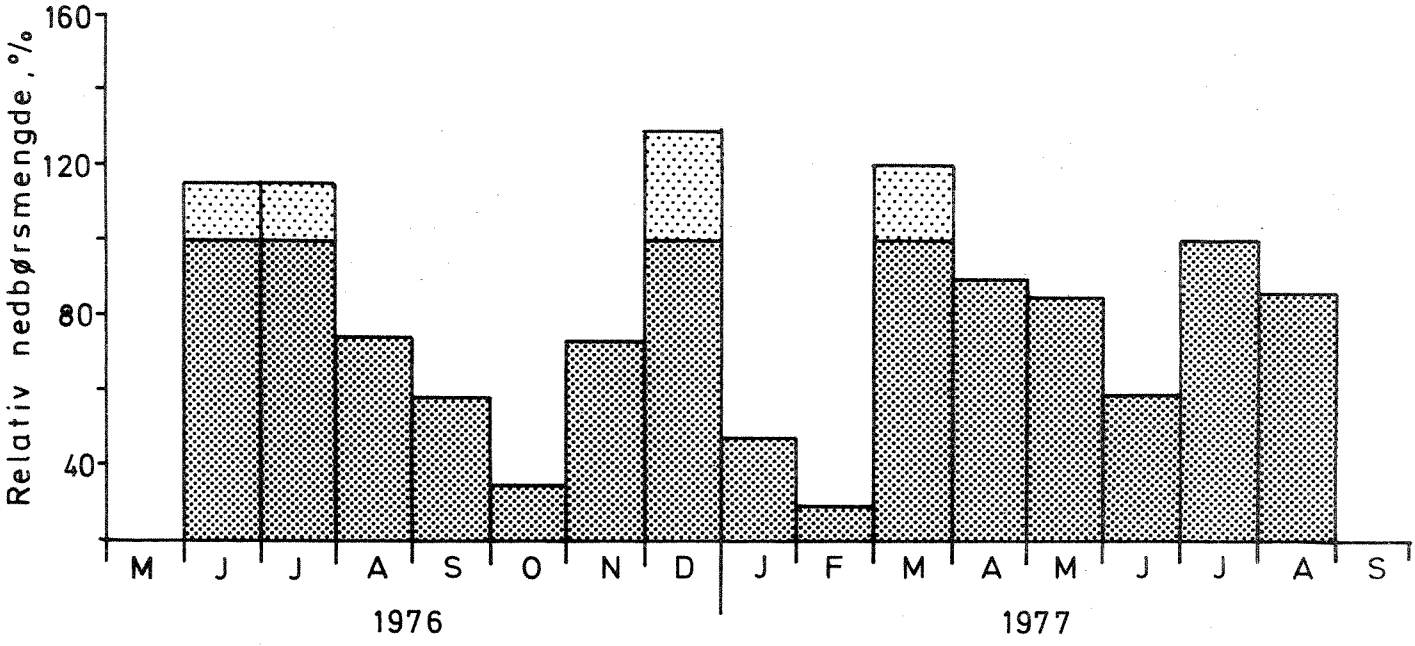



Fig. 3.3 Månedlig nedbørssum for Vigra i prosent av normalen

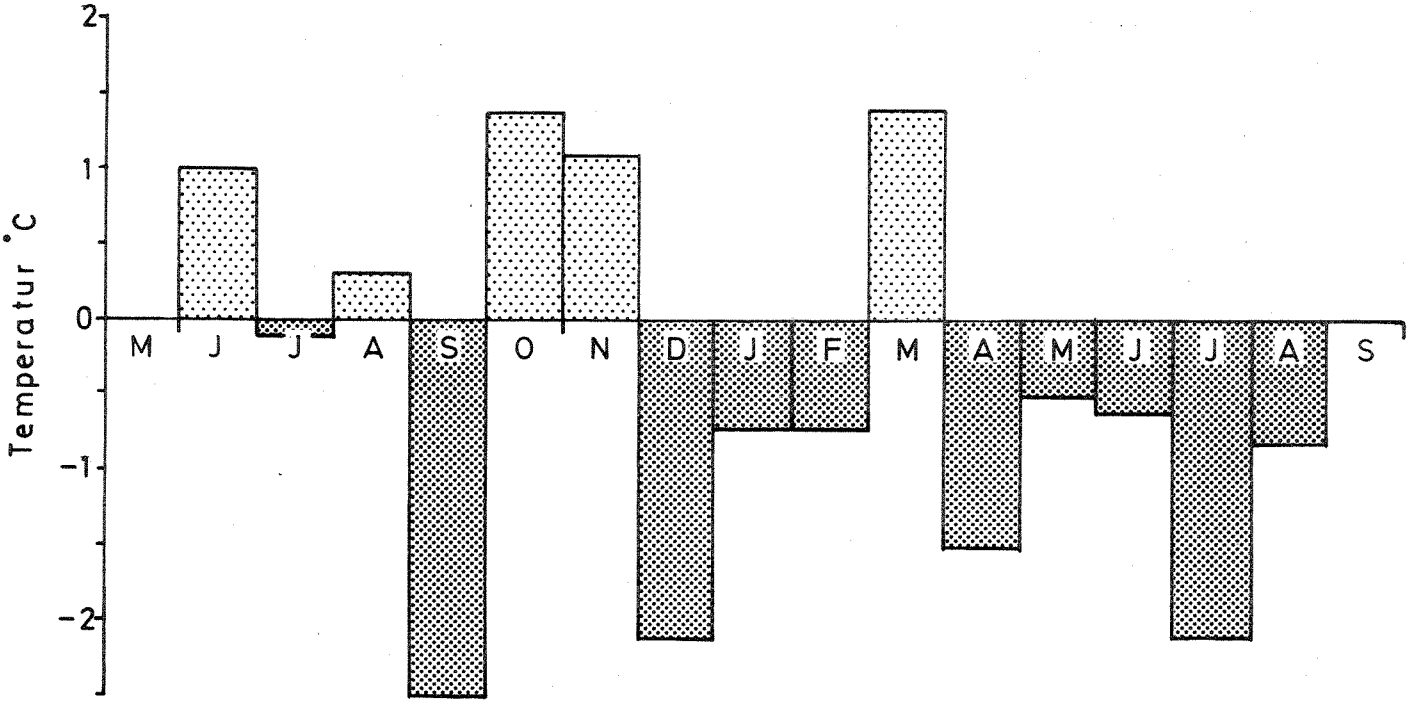



Fig. 3.4 Månedlig middeltemperatur på Vigra, som avvik fra normalen

Figur 3.4 viser den månedlige middeltemperaturens avvik fra normalen på Vigra. Med unntak for oktober-november 1976 og mars 1977, var det kaldere enn normalt i undersøkelsesperioden.

Om vinteren er sør- og sørvest den dominerende vindretning på kysten av Møre og Romsdal (Johannessen 1960). Om sommeren blåser vinden overveiende fra nord - nordøst.

Vi benytter også målinger fra Vigra for å beskrive vindforholdene i undersøkelsesperioden. I fig. 3.5 er disse fremstilt ved størrelsen vindmengde beregnet for de enkelte måneder. Vindmengden er beregnet for $30^{\circ}$ sektorer og defineres her som produktet av midlere månedlig vindstyrke (i Beaufort) og antall observasjoner innenfor en gitt sektor.

Av fig. 3.5 fremgår at vindforholdene i sommerhalvåret i hovedtrekkene fulgte dette generelle mønsteret, mens den dominerende vindretning i vinterhalvåret var sørøst.

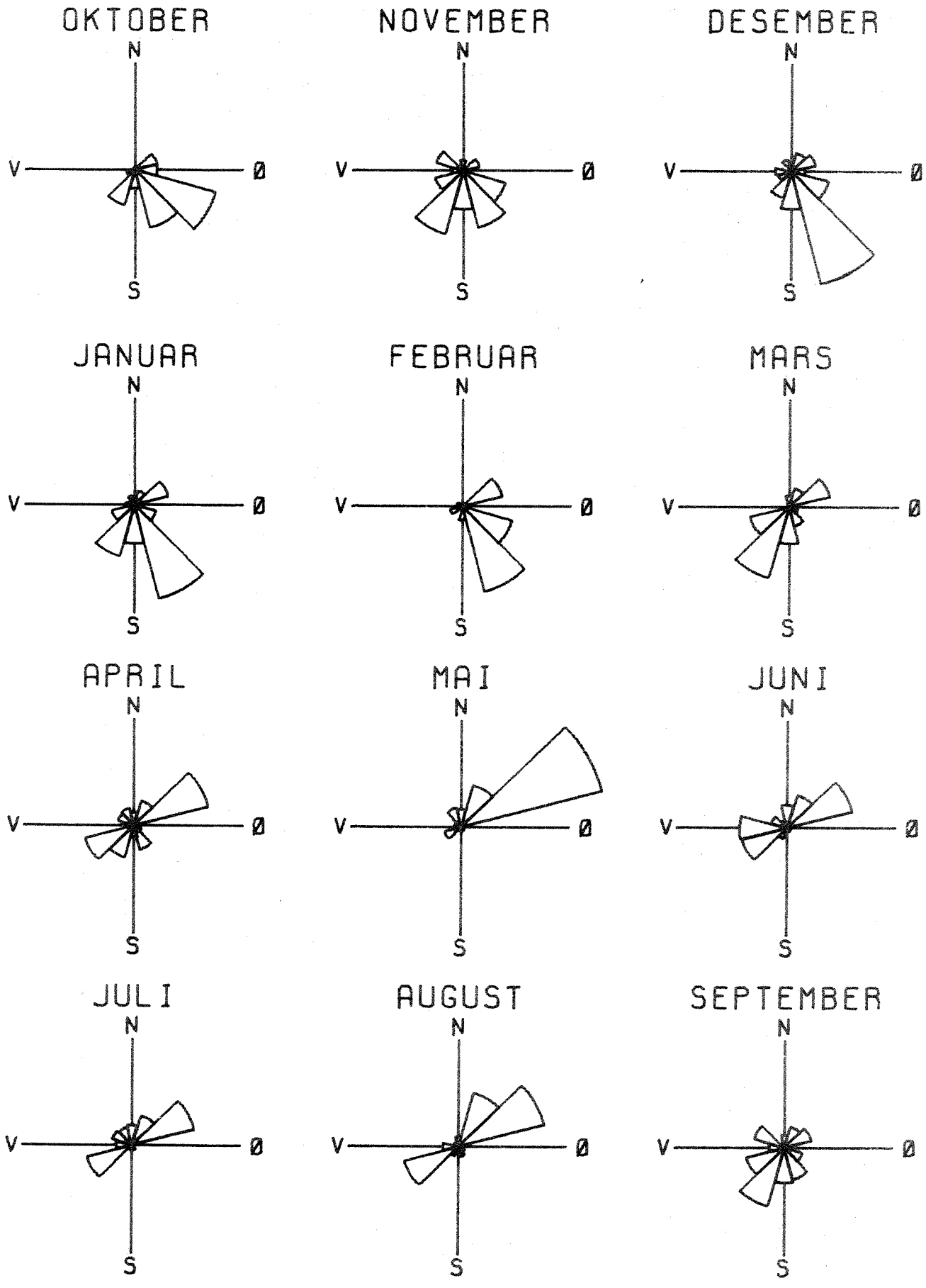



Fig. 3.5 Månedlige vindmengder på Vigra for tidsrommet oktober 1976 - september 1977.

# 4. VANNUTSKIFTNING

Når forurensende stoff slippes ut i et fjordområde, vil virkningene i stor grad være avhengig av hvordan stoffene fortynnes og spres omkring i vannmassene, og vannmassenes oppholdstid i området. Undersøkelsene av vannutskiftning og strømforhold gir således et nødvendig grunnlag for tolkning av de hydrokjemiske og biologiske observasjonene.

## 4.1 Feltarbeid, materiale og metoder

I tidsrommet 4. oktober 1976 - 23. august 1977 ble det gjennomført i alt 8 hydrokjemitokt til Borgundfjordområdet. Stasjonsnettet fremgår av fig. 4.1. Vi skjelner mellom overflatestasjoner, hvor prøvene ble innsamlet fra 0 - 2 m dyp og dypstasjoner. På dypstasjonene ble prøver innsamlet fra standard-dyp: 0-2, 4, 8, 12, 16, 20, 30, 40, 50, 60, 80, 100 og 125 m, der nederste måledyp ble tilpasset bunndypet.

Sammenholdt med det opprinnelige programforslag ble det i løpet av undersøkelsen gjort visse endringer i stasjonsnettet. Dypstasjonen B3 ble flyttet lenger øst og St B7 litt lenger vestover. Under de første to tokt lå St B9 på nordsiden av Åsefjorden, mens en annen stasjon (St B10) lå på sørsiden. Hensikten var å se om forskjellen i vannmassenes fysiske og kjemiske egenskaper mellom de to stasjonene kunne gi opplysninger om strømforholdene i fjorden. Fra og med januar-toktet ble St B9 flyttet midtfjords, og St B10 sløyfet. For bedre å kunne dekke eventuelle lokale effekter av utslipp, opprettet man overflatestasjonene B14, B15, B16 og B17, se fig. 4.1.

Toktene er inndelt i to typer: Hovedtokt og kontrolltokt.
På alle tokt ble det innsamlet vannprøver for bestemmelse av temperatur, saltholdighet og oksygen (ikke 0-2 m dyp) fra standarddyp på alle stasjoner.

På stasjonene B1, B3, B4, B11 og B12 ble det på hvert tokt innsamlet vannprøver fra 0-2 m for bestemmelse av vannets muligheter for å underholde vekst av alger (algevekstpotensial) og klorofyllinnhold. På alle stasjoner ble siktedypet målt, og man gjorde observasjoner av værforhold og bølgehøyde.

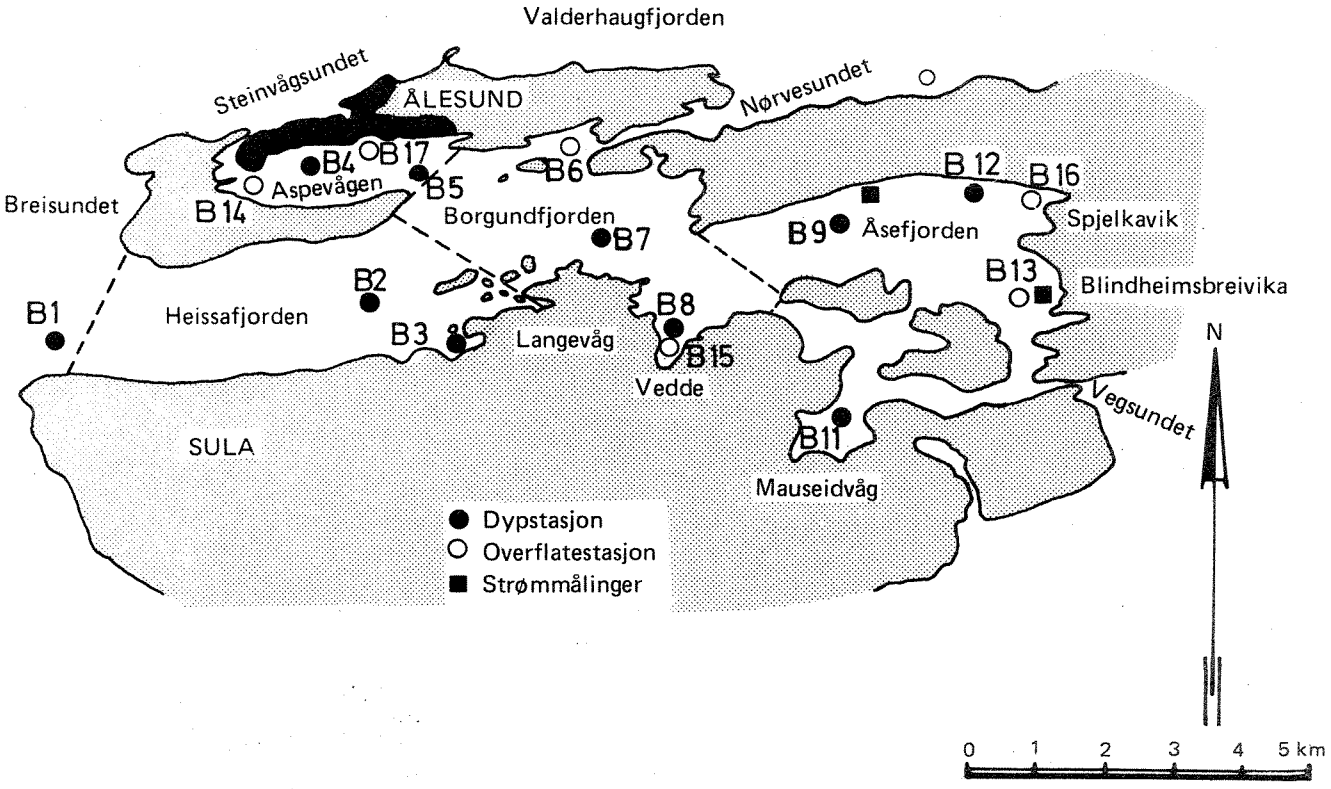



Fig. 4.1. Hydrografiske stasjoner i Borgundfjordområdet

Under hovedtoktene ble prøver for analyse av fosfor- og nitrogenforbindelser, total organisk karbon og jern innsamlet fra ca 2/3 av måledypene på dypstasjonene og 0-2 m dyp på overflatestasjonene. På enkelte tokt ble det innsamlet vannprøver fra overflatelag og bunnvann for analyse på metaller.

På kontrolltoktene ble prøver for analyse av fosfor- og nitrogenforbindelser, jern og total organisk karbon innsamlet fra 0-2 m dyp på alle stasjoner.

Tabell 4.1 gir en oversikt over tidspunktene for hovedtokt og kontrolltoktene, og tabell 4.2 gir en oversikt over prøveinnsamling og analyser på hovedtoktene.

For mer i detalj å studere strømforhold i utslippsområdet fra to planlagte renseanlegg, ble det i tidsrommet 8. juni - 24. august 1977 satt ut selvregistrerende strømmålere av type Aanderaa RCM-4 i Breivika og i Åsefjorden, se fig. 4.1. Målerne ble plassert i 5 m og 15 m dyp og registrerte strømretning, strømstyrke, temperatur og saltholdighet hvert 20. minutt.

I samme tidsrom gjennomførte Ålesund kommune Tekniske etater 5 måleserier med strømkors i området ved strømmålerne og utenfor Spjelkavika. Strømkorsene var laget av metallplater på ca 0.8 x 1 m som var satt i kryss og senket ned på 5 m dyp. Korsene beveger seg med strømmen, og ved å følge med i overflatemarkørens bevegelser, får en således et direkte bilde av strømbanene.

Ved hver måleserie ble den vertikale fordeling i temperatur og saltholdighet målt med feltinstrumentet salinoterm. Det består av en sonde som kan senkes ned til det aktuelle måledyp og en avleser-enhet.

Målingene ble utført med utstyr utlånt fra NIVA.

Tabell 4.1 Oversikt over hydrokjemitokt i Borgundfjordområdet

| Dato | Hovedtokt | Kontrolltokt |
|---|---|---|
| 4.- 5.10.1976 | x | |
| 24.-26.11. " | | x |
| 10.-11. 1.1977 | x | |
| 28.2.-1.3. " | | x |
| 18.-19. 4. " | x | |
| 6.- 7. 6. " | | " |
| 11.-12. 7. " | x | |
| 22.-23. 8. " | | " |

Tabell 4.2 Prøveinnsamling og analyser under hovedtokt til Borgundfjordområdet.

| Stasjon | Temperatur Saltholdighet Oksygen | Tot.nitrogen, nitritt+nitrat ammonium, tot.fosfor, ortofosfat, tot.org.karbon, jern | Kvikksølv, bly, mangan, sink, kadmium, kopper, krom, nikkel | Klorofyll Vekstpot. | Siktedyp | Obs. av vind, vær, skydekke, bølgehøyde |
|---|---|---|---|---|---|---|
| B1 | Dypstasjon | Dypstasjon | Prøve fra overflate og bunn | 0-2 m | x | x |
| B2 | " | " | | | x | x |
| B3 | " | " | --- " --- | 0-2 m | x | x |
| B4 | " | " | --- " --- | 0-2 m | x | x |
| B5 | " | " | | | x | x |
| B6 | 0-2m prøve | 0-2 m prøve | | | x | x |
| B7 | Dypstasjon | Dypstasjon | | | x | x |
| B8 | " | " | | | x | x |
| B9 | " | " | | | x | x |
| B10 | " | | | | x | x |
| B11 | " | " | --- " --- | 0-2 m | x | x |
| B12 | " | " | --- " --- | 0-2 m | x | x |
| B13 | 0-2m prøve | 0-2 m prøve | | | x | x |
| B14 | " | " | | | x | x |
| B15 | " | " | | | x | x |
| B16 | " | " | | | x | x |
| B17 | " | " | | | x | x |

## 4.2 Generelt om vannutskiftning i fjordområder.

Generelt sett kan vannutskiftningen i fjorder sies å være bestemt av fem forskjellige mekanismer: den estuarine sirkulasjon, vindstrøm, terskeloverskyllinger, tidevann og meteorologisk genererte vannstandsvariasjoner. Disse vannutskiftningsmekanismene skal kort omtales.

### Den estuarine sirkulasjon

Ferskvann som tilføres inne i en fjord vil vanligvis strømme ut fjorden som et mer eller mindre brakt overflatelag. Fordi underliggende sjøvann innblandes i og rives med av det utstrømmende vannet, vil denne brakkvannsstrømmen øke i mektighet og saltholdighet utover i fjorden. Det sjøvannet som dermed fjernes fra fjorden blir erstattet av en inngående motstrøm i dypere lag. Dette strømmønsteret kalles vanligvis estuarin sirkulasjon (figur 4.2), og motstrømmen kalles oftest en estuarin kompensasjonsstrøm.

Ferskvannsavrenningen til Borgundfjordområdet er relativt liten, og den estuarine sirkulasjonen spiller trolig en mindre rolle for vannutskiftningen.

### Vindstrøm

Ved at vinden utøver et drag på overflatelaget i en fjord, settes dette i bevegelse. Denne vindstrømmen vil i hovedsaken følge vindretningen eller være rettet noe til høyre for den. På grunn av topografien blåser vinden ofte noenlunde i en fjords lengderetning. Dette medfører lokale vannstandsendringer (høy eller lav vannstand) som også setter i gang trykkdrevne strømmer i de dypere vannlag (figur 4.3). Vindstrøm er derfor en effektiv utskiftningsmekanisme, spesielt for de øvre vannlag.

### Tetthetsstrømmer

Forskjeller i tetthet (egenvekt) mellom to nærliggende vannmasser vil oftest resultere i horisontale trykkforskjeller. Trykkforskjellene blir forsøkt utlignet ved at vannmassene setter seg i bevegelse.

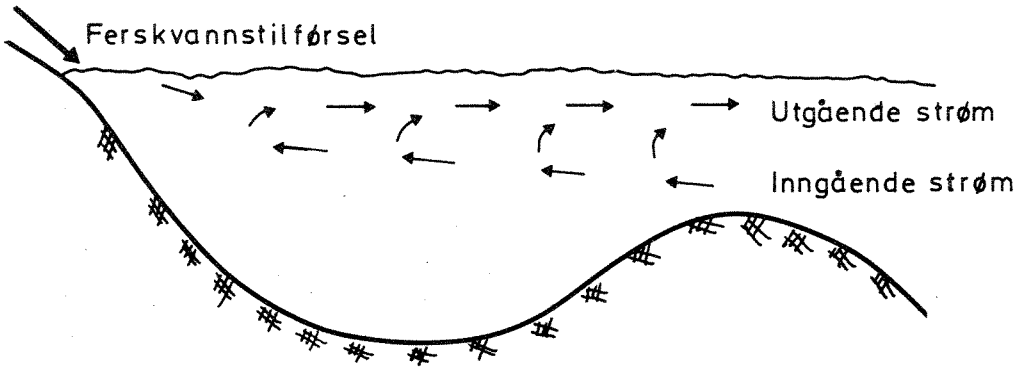



Fig. 4.2 Strømmønster ved estuarin sirkulasjon.

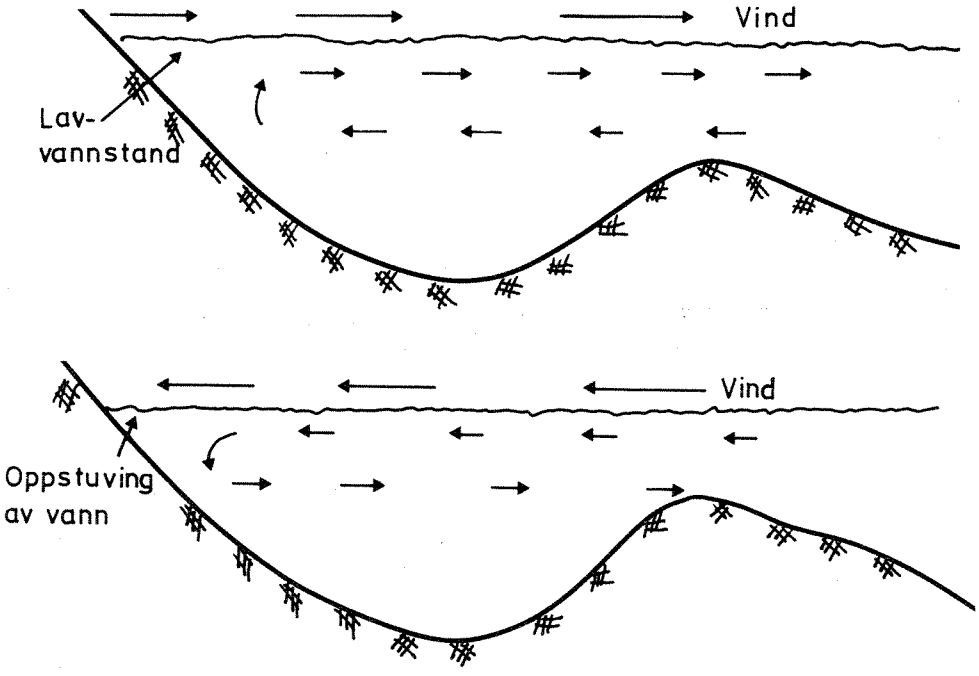



Fig. 4.3 Vinddreven strøm

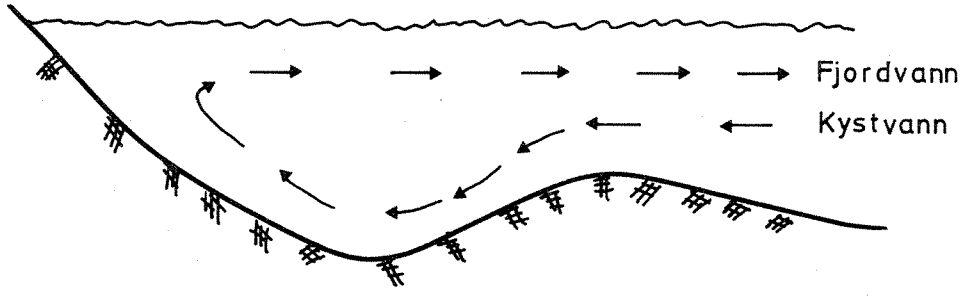



Fig. 4.4 Eksempel på dypvannsutskiftning.

Tettheten i kystvannet utenfor en fjord kan gjennomgå store og raske variasjoner. I de tilfeller da kystvannet har høyere tetthet enn fjordvannet, vil det "tyngre" kystvannet strømme inn i fjorden samtidig som det går en returstrøm av lettere fjordvann høyere oppe i vannsøylen. Hvis kystvannet er lettere enn fjordvannet oppstår det motsatte strømbildet, ved at det relativt tunge fjordvannet strømmer ut av fjorden med en returstrøm av kystvann høyere oppe i vannsøylen.

Ved innstrømminger av tungt kystvann kan også dypvannet i evt. dype fjordbassenger bli helt eller delvis utskiftet. Det forutsetter at kystvannets tetthet er større enn tettheten av vannmassen i fjordbassenget. Fig. 4.4 viser en slik situasjon.

## Tidevann

Tidevannet har sin årsak i månens og solens tiltrekningskraft og jordens, månens og solens relative bevegelser. Dette resulterer i periodiske vannstandsvariasjoner. Langs norskekysten dominerer det halvdaglige tidevann (12.42 timers periode) som gir høy- og lavvann to ganger i døgnet. Ved disse vannstandsvariasjonene vil store vannmasser bli transportert ut av fjordområdene ved synkende vannstand, og tilsvarende vannvolum tilbake ved stigende vannstand. Avhengig av fjordsystemets topografi kan imidlertid en betydelig del av denne innstrømmende vannmassen bestå av det samme vann som ble transportert ut av fjorden ved synkende vannstand. Den netto tidevannsutskiftningen er derfor vanskelig å beregne.

Da dette dreier seg om horisontale vannbevegelser, vil tidevannet vanligvis ikke bidra vesentlig til fornying av vannmassene i dype fjordbassenger.

I følge Norges Sjøkartverks tidevannstabeller (1977) vil forskjellen mellom høy- og lavvann i Ålesund variere mellom ca. 0.6 m og 2.3 m, med ca. 1.5 m som midlere vannstandsforskjell.

## Meteorologisk genererte vannstandsvariasjoner

Vindens evne til å heve eller senke vannstanden i et fjordområde er allerede nevnt. Variasjoner i lufttrykket kan likeledes i stor grad påvirke vannstanden i et område idet økende lufttrykk generelt sett medfører synkende vann-

stand og fallende lufttrykk økende vannstand. Generelt vil en lufttrykks-endring på 1 millibar gi en vannstandsendring på 1 cm. Tabell 4.3 gir en viss rettledning om dette, men man vil påpeke at vannstandens respons på lufttrykkvariasjoner kan variere fra fjord til fjord.

Tabell 4.3. Sammenhørende verdier mellom lufttrykk og vannstandsendringer (etter Tidevannstabeller for den Norske kyst med Svalbard 1977. Norges Sjøkartverk).

| | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Barometerstand i mm | 720 | 728 | 743 | 743 | 750 | 760 | 770 | 770 | 784 |
| Vannstandsendring i dm | +5 | +4 | +3 | +2 | +1 | 0 | -1 | -2 | -3 |

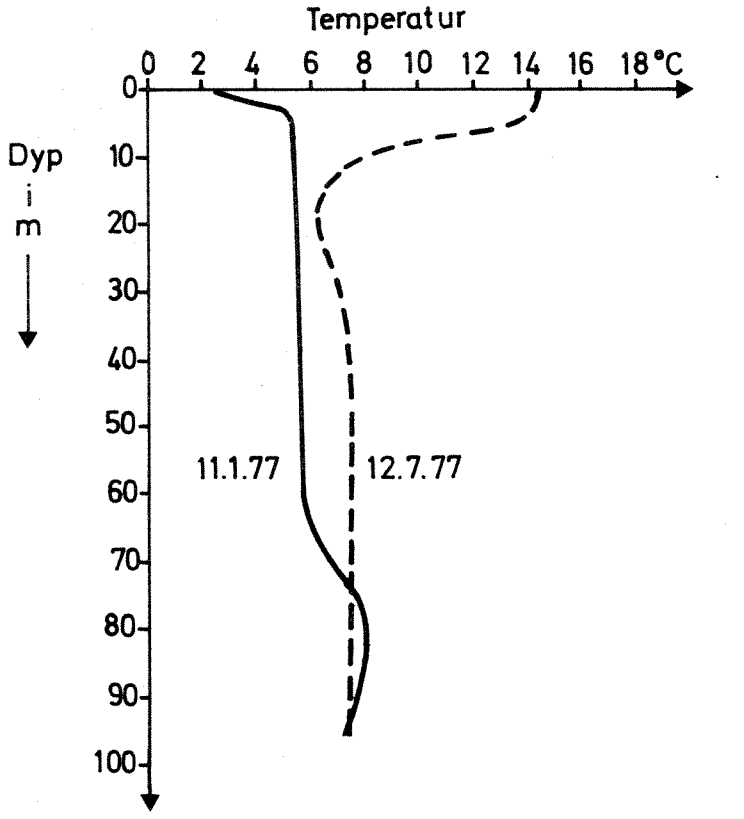
I likhet med tidevannet vil disse vannstandsvariasjonene bidra til å skifte ut vannmassene i fjordområder.

## 4.3 Vannmassenes lagdeling

Ut fra den vertikale fordeling av saltholdighet, temperatur, egenvekt, oksygen m.m. er det ofte praktisk å inndele fjordvannet i flere vannmasser som hver har sine karakteristiske fysiske eller kjemiske egenskaper. Det er vanlig å skjelne mellom et overflatelag og dypvannet. I de tilfeller der det finnes terskler er det ofte hensiktsmessig å inndele dypvannet i to lag: bunnvannet under terskeldypet og et intermediært lag mellom bunnvannet og overflatelaget.

Vannmassene i Borgundfjordområdet er bare svakt lagdelte med hensyn på saltholdighet (og tetthet). Dette skyldes relativt liten ferskvannstilførsel, sterk vertikal blanding av vannmassene og at det åpne farvannet gir god forbindelse med kystvannet. Fig. 4.5 viser en sommer- og en vintersituasjon i Åsefjorden. Bemerk de små vertikale variasjonene under 10-20 m dyp.

I den følgende vurdering av vannutskiftningsforholdene i området inndeles vannmassene i et overflatelag og dypvann. Tykkelsen på overflatelaget (etter den vertikale saltholdighetsfordelingen) kan variere fra tokt til tokt. Ved minimum ferskvannstilførsel vinterstid kan hele vannsøylen fra overflate til bunn være tilnærmet homogen, mens det i sommerhalvåret vanligvis opptrer et overflatelag som oftest kan være fra 4 m til ca. 12 m tykt.



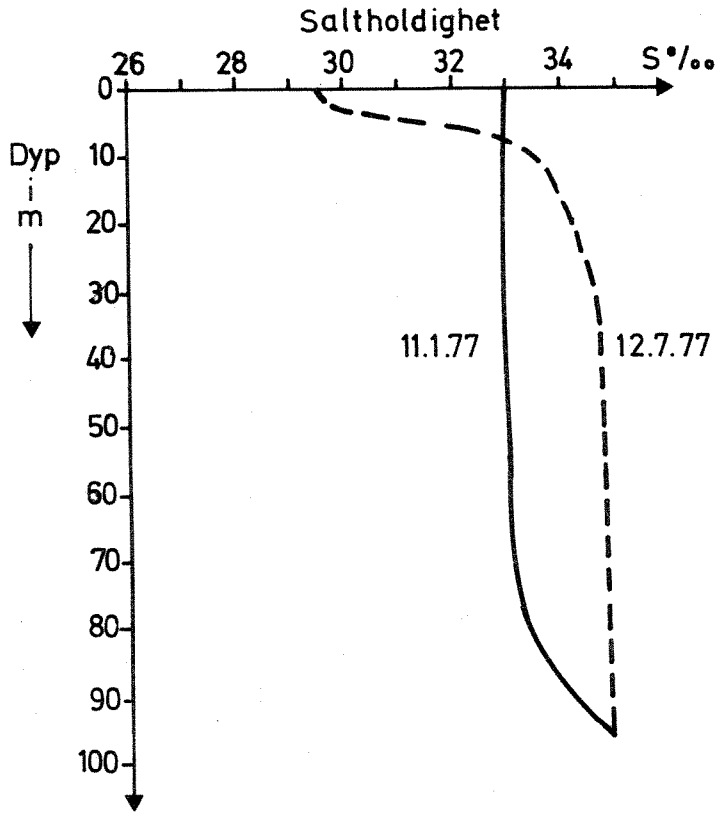




Fig. 4.5 St B9, Åsefjorden. Eksempler på vertikale temperatur og saltholdighetsprofiler.

## 4.4 Vannutskiftning i fjordområdet i undersøkelsesperioden.

### Overflatelaget

Borgundfjorden er et vidt og åpent fjordområde med relativt liten ferskvannstilførsel. I overflatelaget vil dermed vannutskiftningen i hovedsaken være bestemt av vindstrøm, tidevannsstrømmer og strøm forbundet med at endringer i lufttrykket resulterer i endringer i vannstanden.

Som følge av raskt skiftende vindforhold og lufttrykk vil også strømforholdene i overflatelaget variere hurtig. Det gjennomførte måleprogram med ca. 6 uker mellom hver prøveserie har derfor ikke hatt som siktemål å gi noen detaljert beskrivelse av vannutskiftning og strømforhold i overflatelaget. I de områder hvor mer nøyaktig kjennskap til strømforhold har vært ønskelig, har man gjennomført spesielle måleprogram (se kap. 4.6 ).

En mer detaljert beskrivelse av strømforholdene i Heissafjorden og i Åsefjorden ble utført av Geofysisk institutt, Universitetet i Bergen, i tidsrommet 21.2. - 10.4.1975 og 2.3. - 2.4. 1976. Resultatene blir behandlet av cand.mag. N. Slotsvik, og vil foreligge som en hovedfagsoppgave i 1979 (Slotsvik 1979).

### Dypvannet

Vannutskiftningen i dypvannet vil dels foregå "kontinuerlig" gjennom periodiske tidevannsstrømmer, og dels foregå ved mer massive inn- og utstrømninger ved tetthetsstrømmer og iblant også fremkalt av vindstrøm. For nærmere omtale av disse utskiftningsmekanismer henviser vi til kap. 4.2.

Det gjennomførte måleprogram gir små muligheter for å skjelne mellom effekten av tetthetsstrømmer og ren vindstrøm. For enkelthets skyld skal vi i det følgende omtale all dypvannsfornyelse som tetthetsstrømmer. I denne gjennomgåelse av utviklingsforløpet i 1976-77 bygger vi på resultater fra st. B-1, st. B4 og st. B9 , se figurene 4.6 - 4.16.* De to sistnevnte stasjoner ligger i områder hvor vannmassene nær bunnen er relativt avstengte. I den avsluttende vurderingen av vannutskiftningsforholdene vil så de andre områdene bli trukket inn (Mauseidvågen, Veddevika, Langevåg).

*) Vannmassenes tetthet er fremstilt ved størrelsen $\sigma_t$ der $\sigma_t = (\rho-1)\cdot 1000$ og $\rho$ er egenvekten. En egenvekt på f.eks. 1.025,3 kg/m$^3$ gir derved en $\sigma_t$-verdi på 25.3.

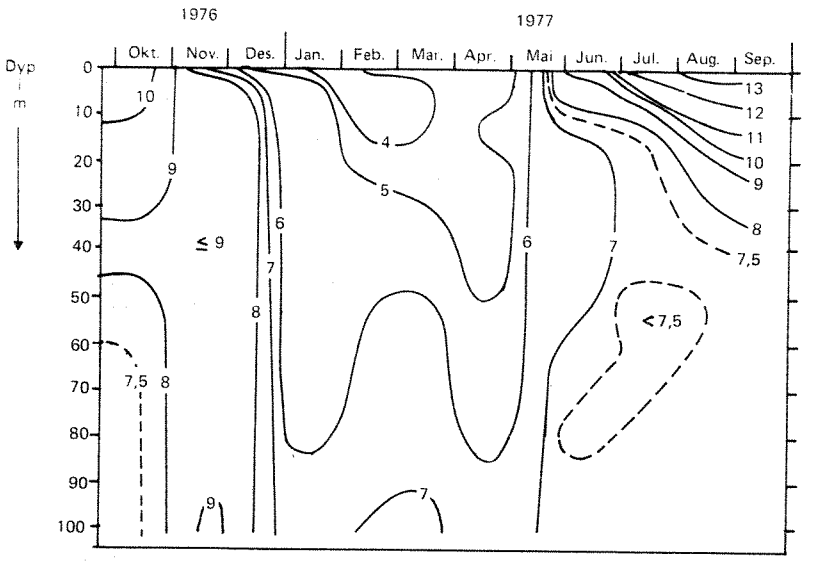



Fig. 4.6 St B1, Breisundet. Målinger av vannmassenes temperatur (°C)

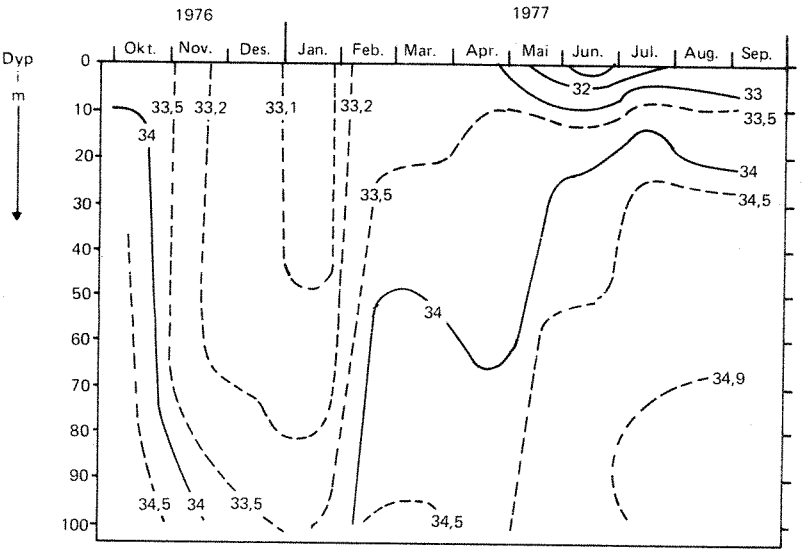



Fig. 4.7 St B1, Breisundet. Målinger av vannmassenes saltholdighet (°/oo)

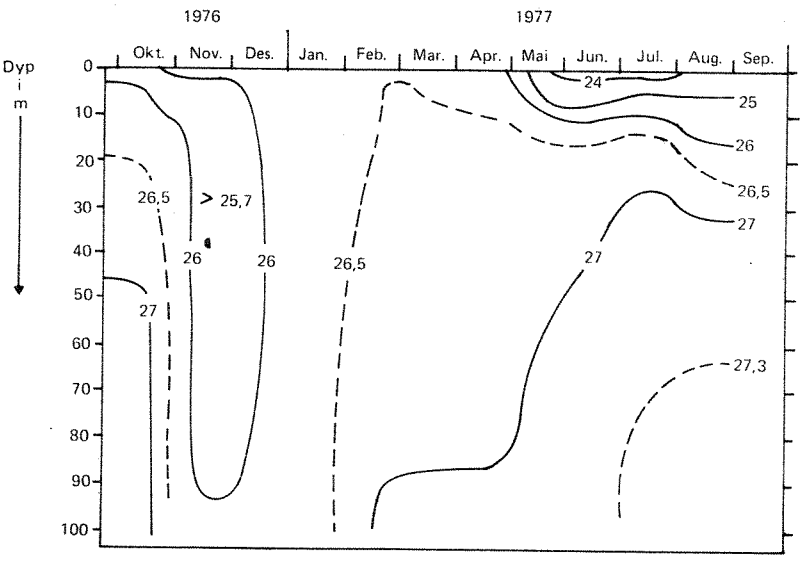



Fig. 4.8 St B1, Breisundet. Variasjoner i vannmassenes tetthet ($\sigma_t$-verdier)

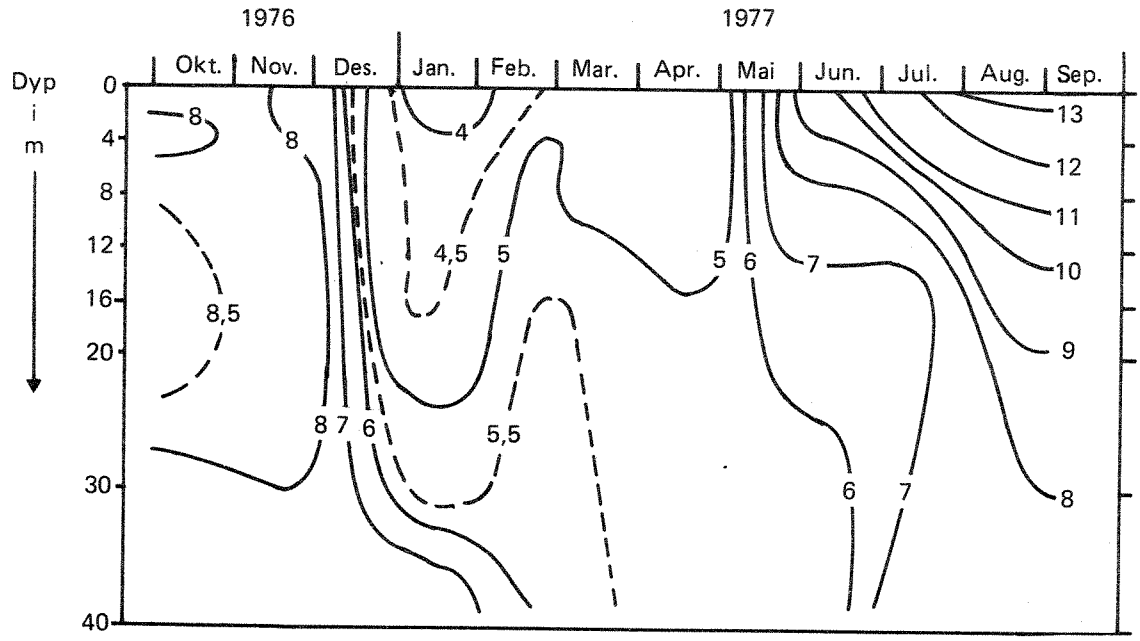



Fig. 4.9 St B4, Aspevågen. Målinger av vannmassenes temperatur ($^{o}C$).

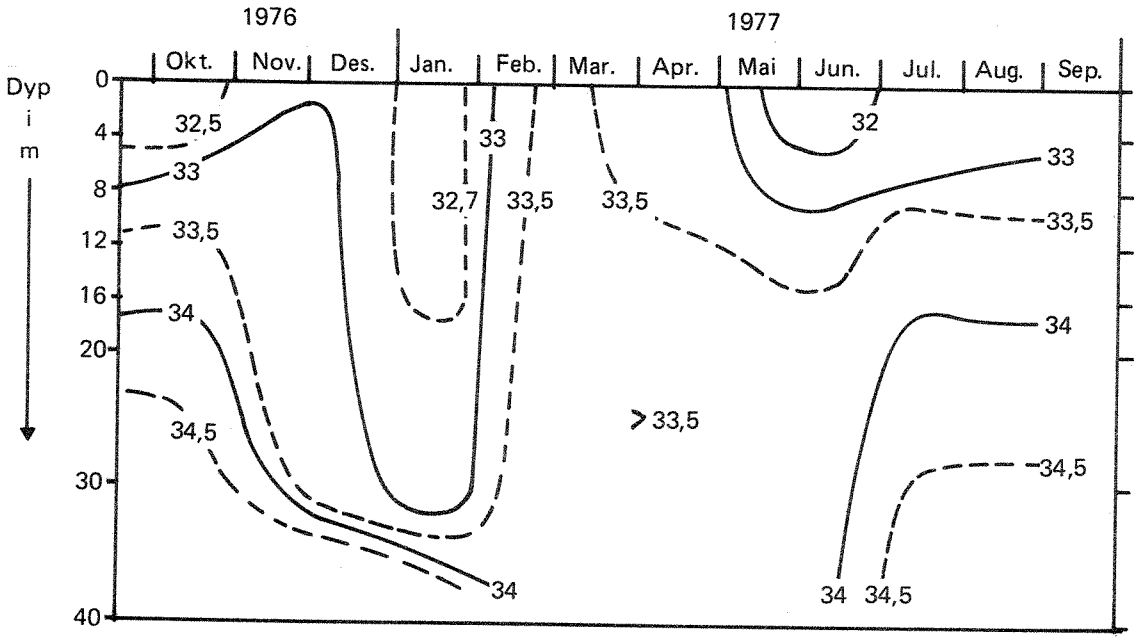



Fig. 4.10 St B4, Aspevågen. Målinger av vannmassenes saltholdighet ($^{o}/oo$)

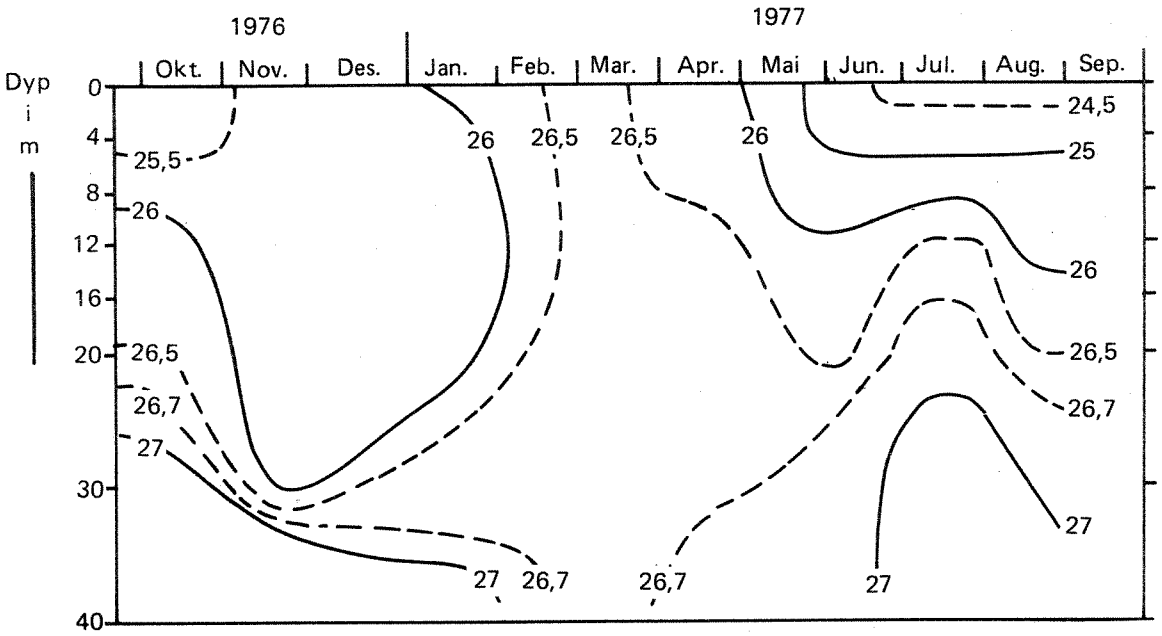



Fig. 4.11. St. B4, Aspevågen. Målinger av vannmassenes tetthet ($\sigma_t$-verdier).

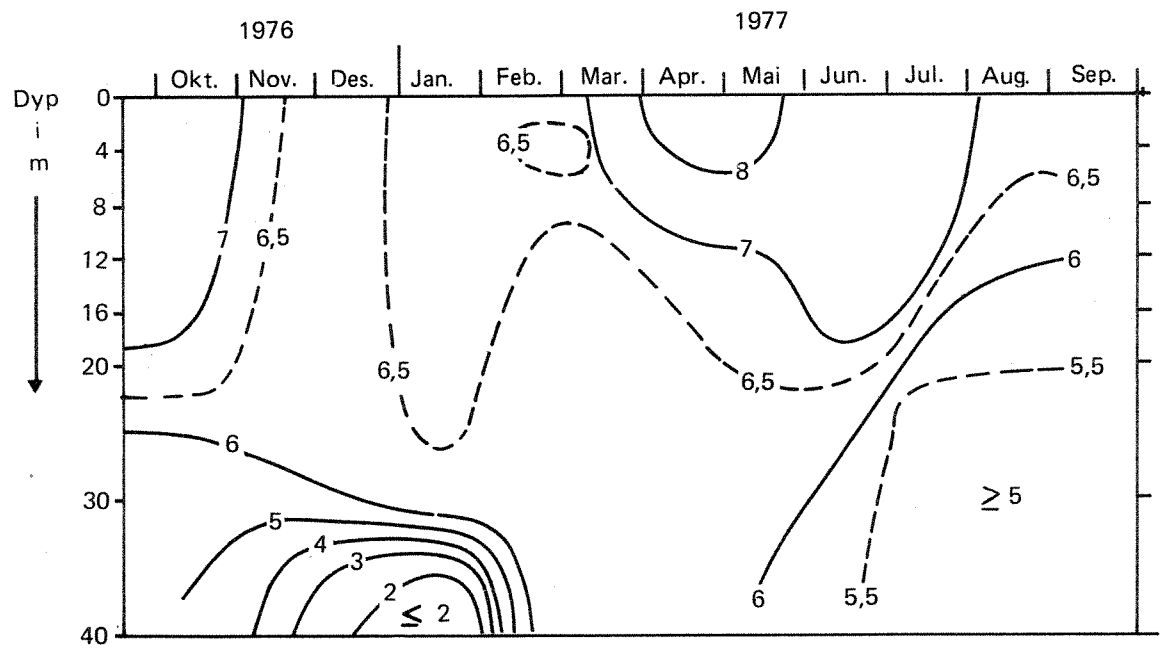



Fig. 4.12. St. B4, Aspevågen. Målinger av vannmassenes oksygeninnhold (ml $O_2$/l).

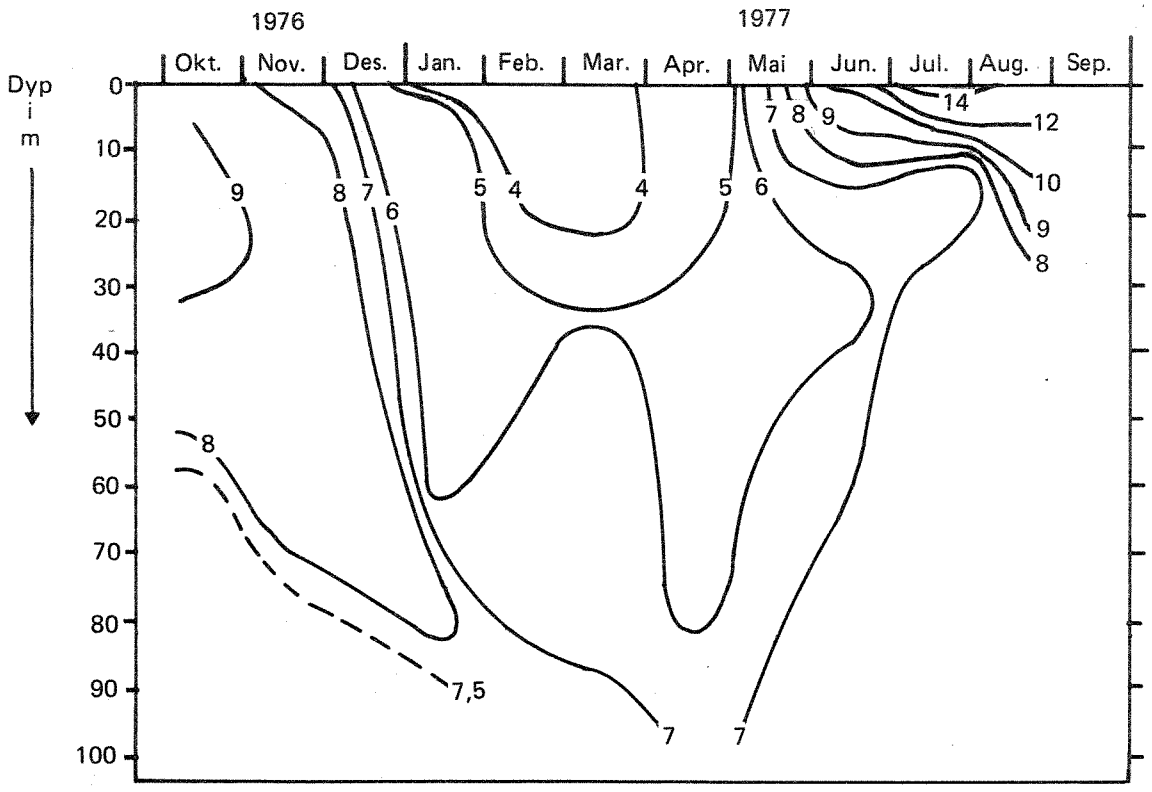



Fig. 4.13 St B9, Åsefjorden. Målinger av vannmassenes temperatur (°C).

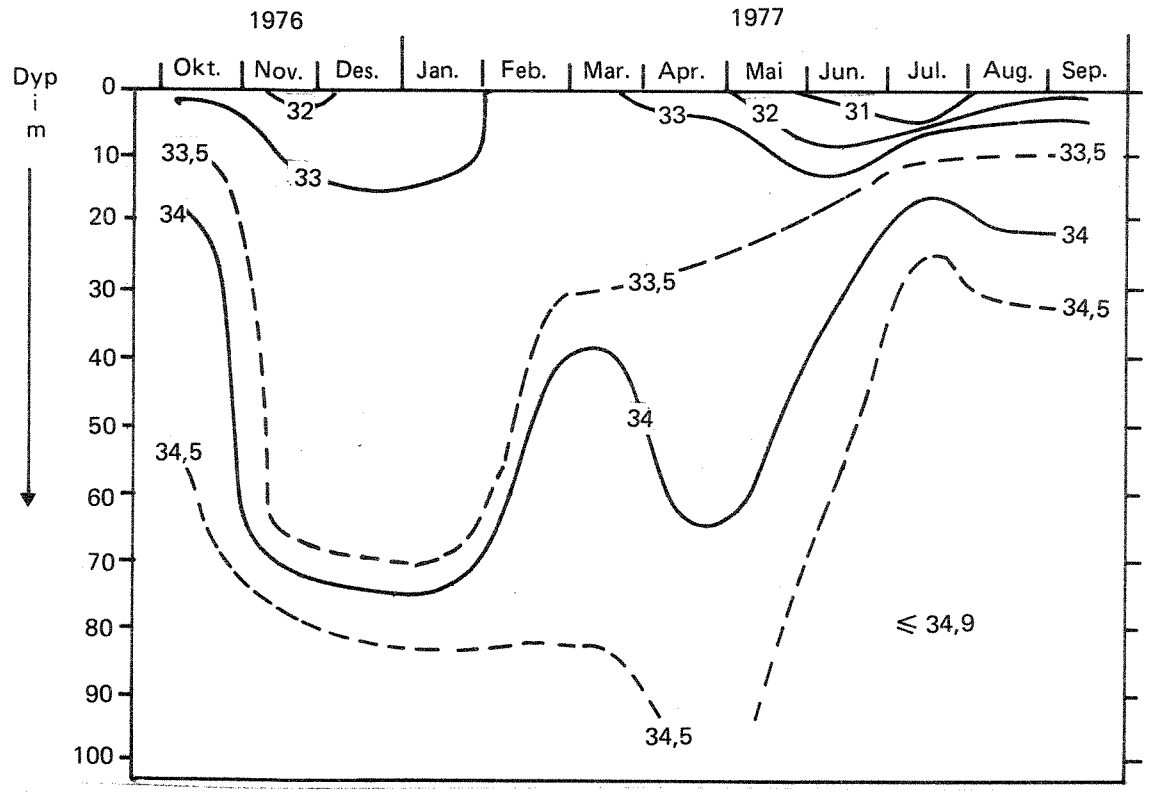



Fig. 4.14. St. B9, Åsefjorden. Målinger av vannmassenes saltholdighet (°/oo).

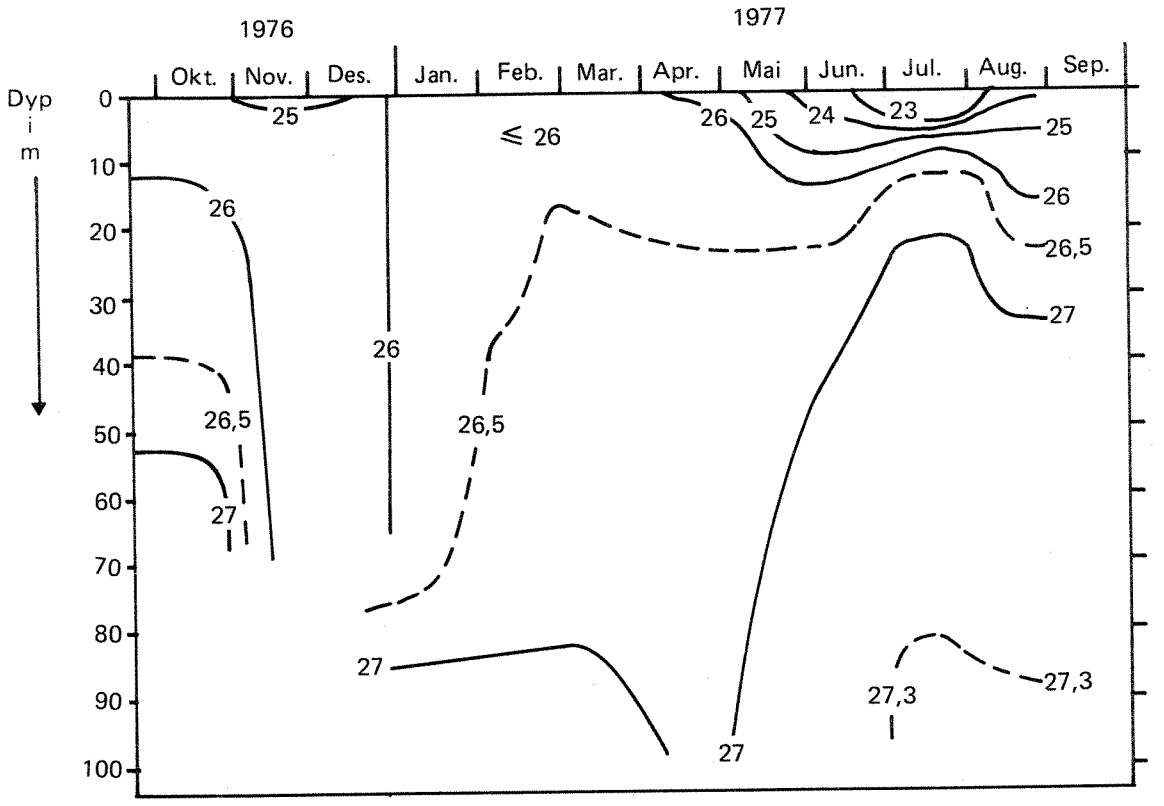



Fig. 4.15 St. B9, Åsefjorden. Målinger av vannmassenes tetthet ($\sigma_t$-verdier)

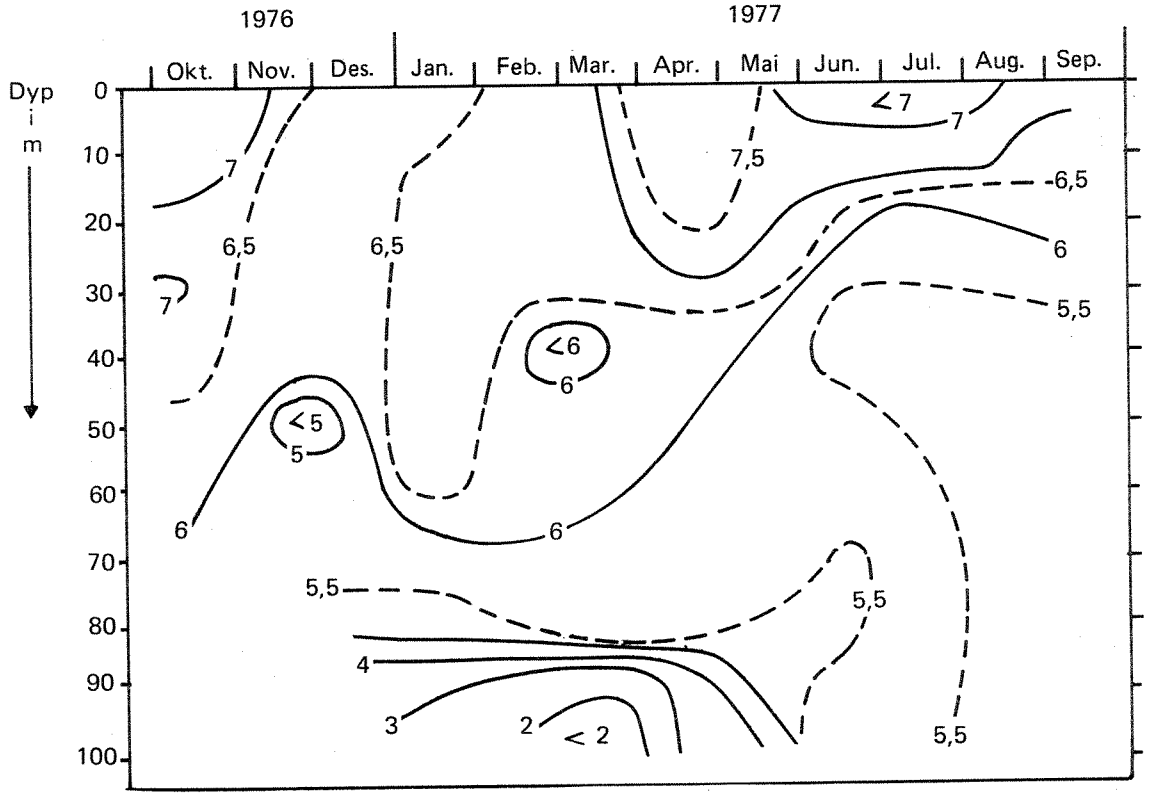



Fig. 4.16 St. B9, Åsefjorden. Målinger av vannmassenes oksygeninnhold (ml $O_2$/l).

*Oktober - november 1976:*

Målingene i Breisundet (st. B1) viser at det hadde foregått en omfattende innstrømming til fjordområdet. Den nye vannmassen var karakterisert ved temperatur på 8.8-9°C og saltholdighet på 33.1-33.3°/oo. Over 40m dyp hadde både vannmassenes temperatur og saltholdighet avtatt, mens temperaturen under ca. 40m avtok.

I Aspevågen (st. B4) kan denne innstrømmingen spores ned til ca. 30m. Det avstengte bassengvannet mellom ca. 30m og 40m dyp ble ikke i nevneverdig grad påvirket av utskiftningen. At oksygenkonsentrasjonen i 35m avtok med ca. 2 ml/l i tidsrommet mellom målingene understøtter dette.

I Åsefjorden (st. B9) tok man ikke prøver under 75m dyp i oktober og november da stasjonen lå på grunnere vann på nordsiden av fjorden. Resultatene tyder imidlertid på en utvikling som i store trekk har fulgt st. B-1, dvs. en utskiftning med relativt kaldt og mindre salt vann ned til ca. 80-85m dyp. Fra det mer avstengte dypbassenget mellom ca. 85m og bunn finnes ikke data, men de lave oksygenkonsentrasjonene i januar 1977 (2.7 ml $O_2$/l, 40% metning) tyder på at denne vannmassen ikke ble berørt av utskiftningen i noen større grad.

*November 1976 - januar 1977:*

I Breisundet (st. B1) har det foregått en ny innstrømming med kaldt kystvann med utskiftning av hele dypvannet. Det nye dypvannet var relativt homogent mht. temperatur og saltholdighet (ca. 5.4 - 6.8°C, ca. 33.0 - 33.5°/oo).

Også i Aspevågen (st. B4) kunne denne innstrømming spores, med en betydelig utskiftning av vannmassene ned til ca. 30m. Mellom ca. 30m og bunn på 40m dyp var vannmassen stagnant, og oksygeninnholdet redusert til ca. 1.5 ml $O_2$/l (22% metning).

I Åsefjorden har denne innstrømmingen av kaldt kystvann fornyet vannmassen ned til 80-85m dyp, men heller ikke denne gangen ble vannmassen nær bunnen nevneverdig berørt (2.7 ml $O_2$/l i 95m dyp, dvs. 40% metning).

*Januar - februar/mars 1977:*

Målingene i Breisundet (st. B1) viste at det hadde foregått en større innstrømning av relativt salt og varmt vann (men likevel tyngre vann) til fjordområdene, samtidig som vinteravkjøringen for alvor begynte å gjøre seg gjeldende i de øverste 20-30m. Dypvannet (under ca. 30m dyp) var karakterisert ved temperaturer i området 5.7-7.2$^{o}$C og saltholdighet i området 33.8-34.5$^{o}$/oo.

I Aspevågen (st. B4) medførte dette en fullstendig utskiftning av dypvannet helt til bunns. Oksygenkonsentrasjonen i 38m dyp var således økt til 6.3 ml $O_2$/l (90% metning) mot ca. 1.5 ml $O_2$/l i januar.

I Åsefjorden (st. B9) var utviklingsforløpet som på st. B1, med lave temperaturer ned til ca. 30m og en viss økning av både temperatur og saltholdighet under dette. Innstrømmingen hadde helt eller delvis skiftet ut vannmassene ned til ca. 80m dyp. Dypere enn dette var vannmassen fremdeles i hovedsaken stagnant og oksygeninnholdet ytterligere redusert (1.95 ml $O_2$/l i 95m dyp, dvs. 29% metning).

*Februar/mars - april 1977:*

Dette har vært et forholdsvis rolig tidsrom. Målingene i Breisundet (st. B1) viste at under ca. 30m hadde dypvannets temperatur og saltholdighet avtatt noe, mens tettheten var nær uforandret. Over ca. 30m dyp var det en viss økning i temperatur og saltholdighet. Disse endringene har trolig fremkommet ved en utveksling mellom kystvann og fjordvann.

I Aspevågens dypvann (st. B4) var det små endringer siden foregående tokt. Vannmassen har tydeligvis ligget overveiende i ro.

Videre innover i fjordsystemet og i Åsefjorden (st. B9) har det åpenbart foregått en omfattende utskiftning av i alle fall vannmassen under 30-40m dyp. Endringene i vannmassens tetthet var små, mens saltholdighet og temperatur har avtatt. I Åsefjorden har dette også medført en delvis fornyelse av vannmassen under 80-85m, og oksygenkonsentrasjonen var økt til 3.1 ml $O_2$/l (46% metning) i 95m. Denne vannmassen hadde da sannsynligvis vært stagnant siden oktober 1976, kanskje så langt tilbake som vår/sommer 1976.

Også i andre dype bassenger st. B2 og st. B7 (se fig. 4.17), medførte denne innstrømmingen en betydelig utskiftning av vannmassen.

*April - juni 1977:*

I dette tidsrom har det foregått en større innstrømming av relativt varmt og salt vann til fjordområdet. Temperaturen i Breisundet (st. B1) har således økt med ca. 1-2°C og saltholdigheten med ca. 0.2-0.6°/oo, og den tilsvarende tetthetsøkning har vært 0.1-0.2 $\sigma_t$-enheter.

Det gamle dypvannet i fjordområdet har blitt trengt unna og løftet opp, og lå under junitoktet for en stor del i ca. 20-40m dyp, dvs. også innover selve Aspevågen. Dette kan være en forklaring på at økningen i temperatur og saltholdighet i dypvannet her var relativt liten.

I Åsefjorden (st. B9) har dette medført en fullstendig fornyelse av dypvannet helt til bunns. Oksygenkonsentrasjonen i 95m var økt til ca. 5.6 ml $O_2$/l (83% metning).

Også i bassengene ved st. B2 og st. B7 var dypvannet blitt fullstendig utskiftet.

*Juni-juli:*

Fram til toktet i juli hadde innstrømmingen av relativt varmt og salt (tungt) vann til fjordområdene fortsatt. Såvel i Breisundet (st. B1) som i Åsefjorden (st. B9) medførte dette en omfattende fornyelse av dypvannet helt til bunns, med tilhørende endringer i temperatur og saltholdighet.

Også i Aspevågen (st. B4) viste endringene i temperatur, saltholdighet og tetthet at det hadde foregått en utskiftning av dypvannet. På den annen side hadde oksygenkonsentrasjonen i 38m dyp avtatt fra ca. 5.7 ml $O_2$/l (80% metning) til ca. 5 ml $O_2$/l (74% metning) i dette tidsrommet. Det sistnevnte tyder på at utskiftningen nær bunnen (40m dyp) ikke var særlig omfattende, og at oksygenforbruket i dette tidsrommet var relativt stort.

*Juli - august:*

I dette tidsrom har dypvannet i fjordområdet i hovedsaken vært i ro. Såvel i Breisundet (st. B1), Aspevågen (st. B4) som Åsefjorden (st. B9) viste målingene av temperatur og saltholdighet små endringer. Mest iøynefallende var temperaturøkningen i de øverste 20-30m av vannmassen. Denne skyldes i hovedsaken soloppvarming, men små endringer i saltholdighet tyder også på en viss utveksling med kystvann.

## 4.5 Oppsummering og konklusjoner.

I det følgende skal vi oppsummere resultatene fra undersøkelsene av vannutskiftningen i Borgundfjordområdet.

Denne undersøkelsen foregikk i tidsrommet oktober 1976 - august 1977. Som nevnt i kap. 4.4 gjennomførte Slotsvik undersøkelser av strømforhold og vannutskiftningsprosesser i tidsrommet februar-april i 1975-76. Dette arbeidet blir publisert som hovedfagsoppgave ved Geofysisk institutt i Bergen (Slotsvik 1979). På forespørsel fra NIVA har imidlertid Slotsvik opplyst at det i begynnelsen av april 1975 og begynnelsen av mars 1976 foregikk innstrømminger av kystvann med en omfattende dypvannsfornyelse i hele fjordområdet.

Spesielt interessant var det at innstrømmingen i begge tilfeller nådde helt inn i Åsefjorden etter så kort tid som ca. 3 dager.

I det etterfølgende gis en kort oppsummering av resultatene fra de enkelte fjordavsnitt vi har valgt å inndele området i (se fig. 4.1).

Heissafjorden:

Dette er et relativt åpent fjordområde. Som følge av tidevannsstrømmer, vindstrøm, tetthetsstrømmer og strømmer forårsaket av lufttrykksgenererte vannstandsendringer, er området preget av gjennomgående god vannutskiftning såvel i overflatelag som i dypvann. Dette gjelder også området utenfor Langevåg. I det lille dypbassenget ved st. B2 kunne vi imidlertid påvise stagnasjonsperioder på 1-3 måneder i vannmassen nær bunnen.

Noen studie av strømforholdene i overflatelaget er ikke utført, og strømbildet er sannsynligvis raskt skiftende, både med hensyn til strømmens retning og styrke. Som følge av jordrotasjonens avbøyende kraft (til høyre på den nordlige halvkule) er det mulig at det er en liten dominans av utgående strøm på nordsiden av fjorden og inngående strøm på sørsiden av fjorden.

Borgundfjorden:

I likhet med Heissafjorden er dette et relativt vidt og åpent fjordområde. Ned til 80-90m dyp synes vannutskiftningen å være meget god. I dypbassenget rundt st. B7 var imidlertid vannmassene under ca. 90m overveiende stagnant over et tidsrom på 4-6 måneder. Dette er dermed en vannmasse hvor forurensningsproblemer vil kunne oppstå i form av lave oksygenkonsentrasjoner.

I Veddevika ble det tatt vannprøver fra overflatelaget og nær bunn på 16m dyp. Topografisk sett ligger området litt innelukket, men måleresultatene tyder på at vannmassene også her skiftes ut ganske hyppig.

Aspevågen:

Ned til ca. 30m dyp resulterer de forskjellige utskiftningsmekanismer i en relativt hyppig fornyelse av vannmassene. I det lille dypbassenget ved st. B4 er det imidlertid påvist stagnasjonsperioder på 2-3 måneder. I dette bassenget og muligens også et nærliggende basseng kan en dermed vente at det oppstår forurensningsproblemer.

Åsefjorden:

I ytre del av selve Åsefjorden ligger en undersjøisk rygg eller dyp terskel på ca. 82m dyp. Ned til ca. 80-85m dyp må vannutskiftningen i undersøkelsesperioden karakteriseres som god. Vannmassen fra 85m til bunn (største dyp 106m) kan være stagnant i lange perioder. I tidsrommet undersøkelsen foregikk var denne vannmassen overveiende stagnant i 4-6 måneder. Her må en vente at det kan oppstå forurensningsproblemer.

Mauseidvågen:

Dette området er et avgrenset basseng med største dyp på 58m og terskel på ca. 15m dyp mot Borgundfjorden.

Prøvene har i hovedsaken blitt innsamlet utenfor selve Mauseidvågen (st. B11), hvor 30m var bunndypet. En orienterende prøveserie ble tatt lenger ute på fjorden på 58m dyp i august 1977.

Resultatene viser at det allerede fra ca. 20m dyp var tendens til stagnasjon av vannmassene. På st. B11 i 28m dyp lå således oksygenkonsentrasjonene jevnt 1.5-2 ml/l under nivået i 16m dyp.

Varigheten av stagnasjonsperiodene er vanskelig å si noe sikkert om pga. manglende data fra vannmassene under 30m, men resultatene for 28m antyder stagnasjonsperioder på 3-5 måneder. I dette området må en vente at det kan oppstå forurensningsproblemer i dypvannet.

## 4.6 Strømmålinger i Åsefjorden, Blindheimsbreivika og utenfor Spjelkavika

Måleområdet er vist på fig. 4.1. Formålet med målingene var primært å innsamle opplysninger om strømforholdene til bruk for Ålesund kommune ved planlegging av utslipp fra renseanlegg i området.

Selvregistrerende strømmålere ble satt ut i 5 m og 15 m dyp den 8.6.1977 og tatt opp den 24.8.1977. Målerne registrerte strømhastighet, strømretning, temperatur og saltholdighet med 20 min. intervall. På grunn av teknisk feil ved måleren ble imidlertid måleserien i 15 m dyp i Blindheimsbreivika mislykket.

Som et supplement til disse målingene utførte Ålesund kommunes tekniske etater målinger med strømkors i 5 m og 15 m dyp (i Åsefjorden bare 5 m dyp), den 16.6, 28.6, 7.7, 20.7, 9.8 og 23.8.1977. Nedenfor presenteres resultatene fra de enkelte områdene. Figurene med strømkorsenes baner er tegnet av Ålesund kommunes tekniske etater.

### Åsefjorden

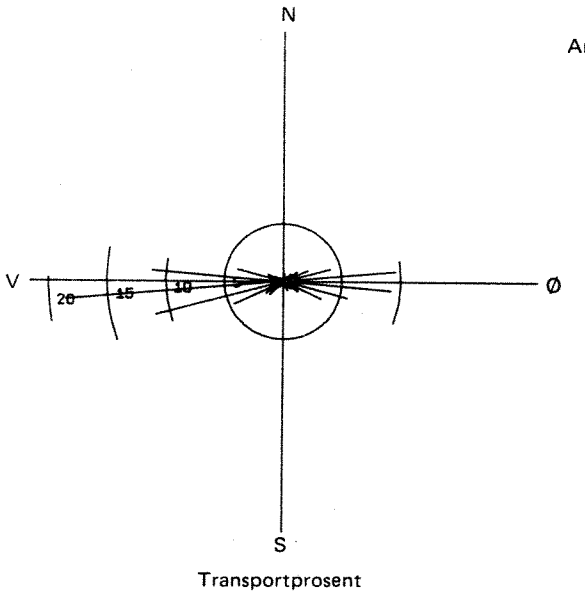
I figur 4.17 er strømforholdene i 5 m og 15 m dyp beskrevet ved fordelingen av strømretning på $10^{\circ}$ sektorer og transportprosenten i $30^{\circ}$ sektorer. Transportprosenten Q er beregnet som:

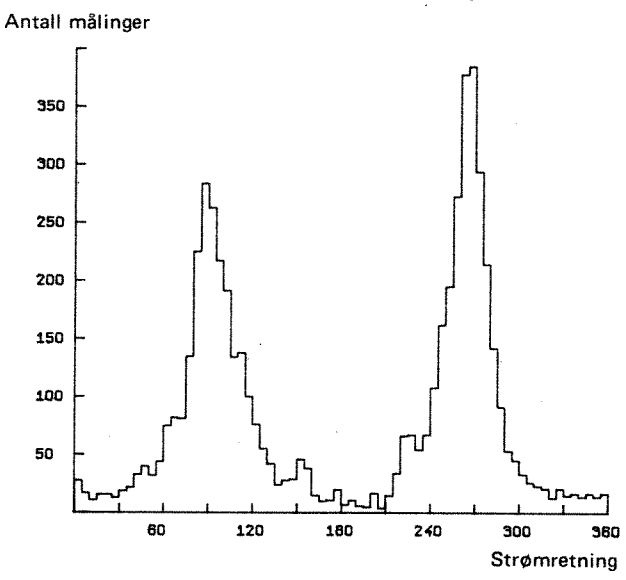
$$Q = \frac{V_i \cdot N_i}{V_{tot} \cdot N} \cdot 100\ \%$$

der $V_i$ = middelhastigheten i sektoren (i = 1.2.---36)
$N_i$ = antall målinger med retning inn sektor i.
$V_{tot}$ = middelhastighet for hele serien, uansett retning
$N$ = totalt antall målinger.

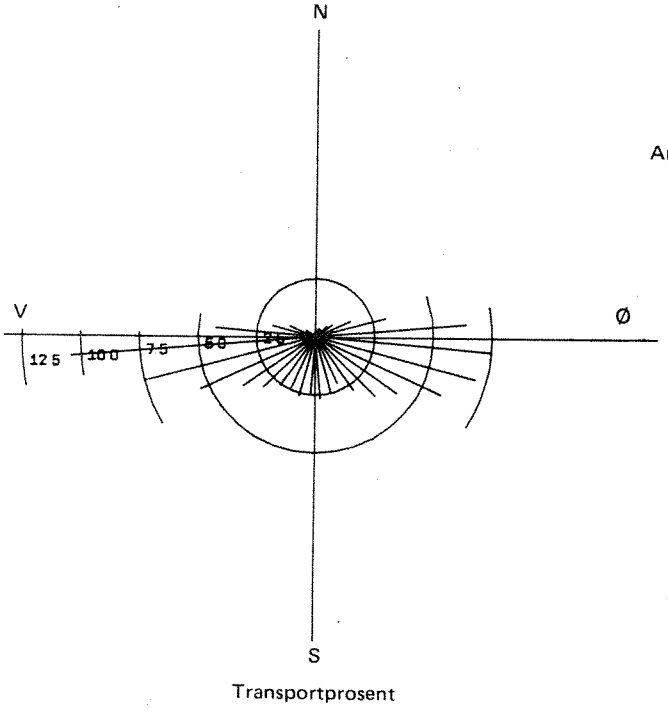
Q beskriver således den relative størrelsen av volumtransporten i sektoren "i".

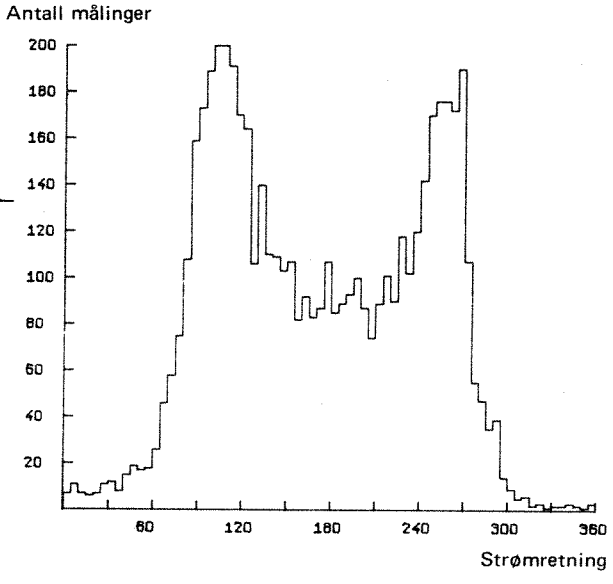
5 m dyp




15 m dyp




Åsefjorden

Fig. 4.17 Strømmålinger i Åsefjorden 5 m og 15 m dyp. Transportprosent og antall målinger fordelt etter strømretning.

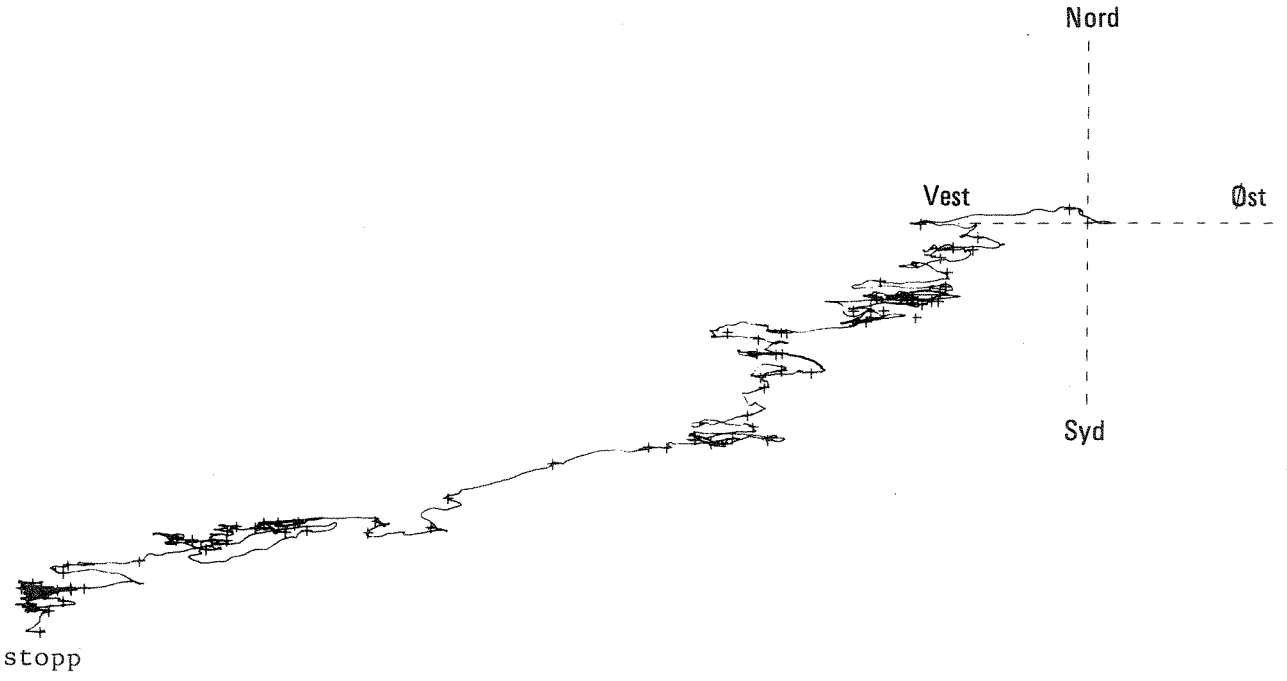



Fig. 4.18 Åsefjorden 5 m dyp. Progressivt vektordiagram av strømmålinger fra 8.6 til 1.10.1977

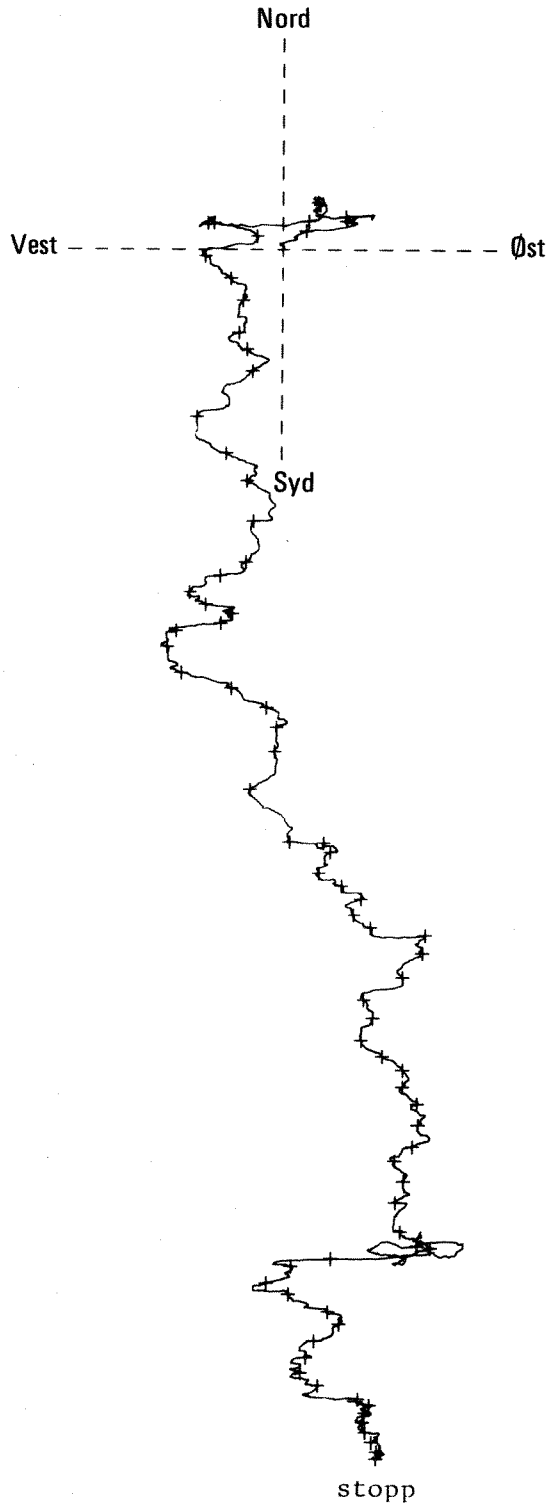



Fig. 4.19 Åsefjorden, 15 m dyp. Progressivt vektordiagram av strømmålinger fra 8.6.1977 til 1.10.1977.

Variasjonen i strømretning og strømhastighet fremgår av fig. 4.18 og 4.19, som viser et såkalt progressivt vektordiagram. Dette har fremkommet ved først å beregne timesmidler av strømhastighet og strømretning, for så fortløpende å plotte den "distanse" et gitt vannvolum ville tilbakelegge hver time i den beregnede retning. På figuren er kompassretningene inntegnet.

Reststrømmene for 11 tidevannsperioder (ca 1 uke) er gjengitt i tabell 4.4. Av dette datamaterialet fremgår at strømmen både i 5 m og 15 m dyp i hovedsaken gikk i øst-vestlig retning, dvs parallelt med land. I 15 m dyp var også en markert strømkomponent bort fra land.

Tabell 4.4 Restrømmer i Åsefjorden 8.6 - 24.8.1977

| Måledyp | | Reststrøm over 12 tidevannsperioder (ca. 1 uke) i cm/s. | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | 1 uke | 2 uke | 3 uke | 4 uke | 5 uke | 6 uke | 7 uke | 8 uke | 9 uke | 10 uke | 11 uke |
| 5m | hast. | 0.9 | 0.5 | 0.7 | 0.9 | 0.6 | 0.8 | 2.8 | 0.5 | 1.3 | 0.5 | 0.2 |
| | retn. | 256° | 241° | 253° | 256° | 214° | 259° | 257° | 262° | 261° | 254° | 213° |
| 15m | hast. | 0.3 | 1.0 | 2.1 | 1.0 | 1.9 | 0.9 | 1.1 | 1.1 | 1.4 | 1.0 | 0.9 |
| | retn. | 26 | 201 | 173 | 225 | 144 | 146 | 179 | 172 | 233 | 151 | 123 |

Strømmene i området er hovedsaklig en kombinasjon av tidevannsstrømmer som pendler fram og tilbake med ca. 12.5 times periode og vinddrevne strømmer som opptrer med ujevne mellomrom og med varierende styrke og retning. Dette forklarer at reststrømmene var så små, i området 0.5 - 1.5 cm/s. De maksimale strømhastigheter var 22 - 23 cm/s i begge måledyp.

I 5 m dyp var det en liten netto transport ut fjorden, mens det i 15 m ikke var noen sikker forskjell mellom ut- og inngående transport.

Resultatene av strømkorsmålingene er vist i fig. 4.20 og sammenfattet i tabell 4.5.

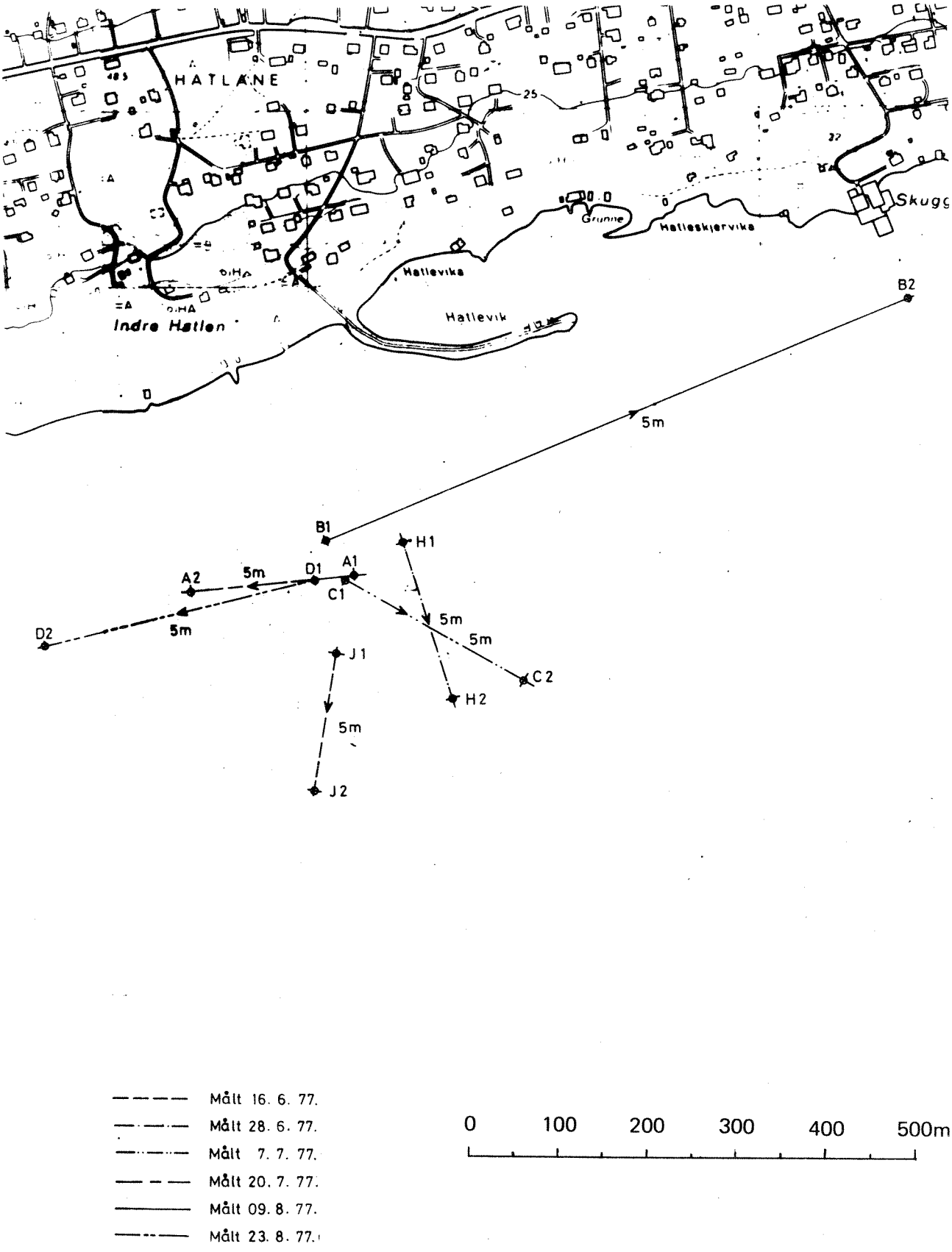



Fig. 4.20 Strømkorsmålinger i 5 m dyp i Åsefjorden.

Tabell 4.5 Resultat av strømkorsmålinger i Åsefjorden

| Dato | Vannstand | Vindforhold | | Strømretning |
|---|---|---|---|---|
| | | Retning | Styrke | |
| 16.6.77 | Fallende | Vestlig | Flau vind | Sørlig |
| 28.6.77 | Fallende | Vestlig | Lett bris | Sørlig |
| 7.7.77 | Stigende | Vindstille | - | Sørøst |
| 20.7.77 | Stigende | Vestlig | Lett bris | Vestlig |
| 9.8.77 | Fallende | Vindstille | - | Østlig |
| 23.8.77 | Fallende | Vestlig | Flau vind | Vestlig |

Strømretningen har delvis avveket fra resultatene fra den selvregistrerende strømmåleren i 5 m. Strømhastigheten var lav for alle tidspunktene, 0.5 - 3.5 cm/s. Avviket kan dermed skyldes at den selvregistrerende strømmåleren har gitt unøyaktig retningsangivelse ved disse hastighetene som delvis har lagt under målernes starthastighet på 2 cm/s.

Konklusjon: Resultatene tyder på at man ved dyputslipp med avløpsvann i området hvor strømmålerne stod, stort sett vil unngå at strømmene bringer avløpsvannet inn mot land igjen. For å sikre en best mulig fortynning og et innlagringsdyp på 10-15 m over så stor del av året som mulig, bør utslippsdyp og utslippsanordning velges etter forutgående innlagringsberegninger.

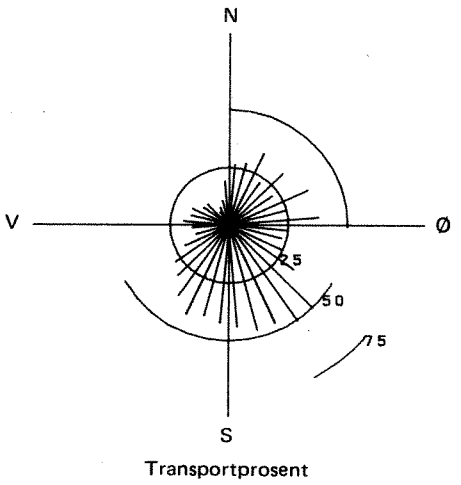
Blindheimsbreivika

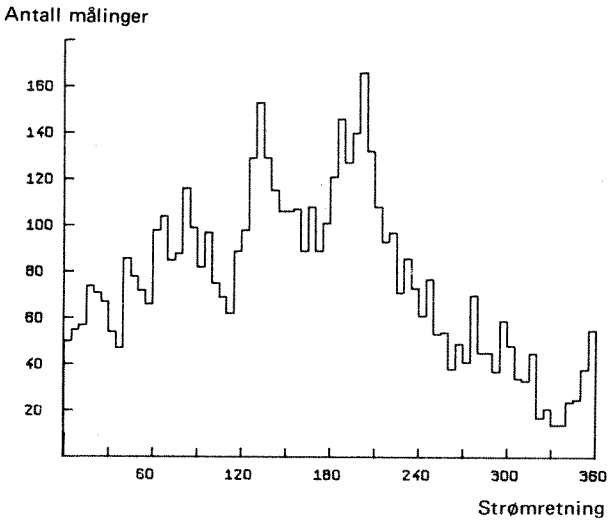
I fig. 4.21 er strømforholdene i 5 m dyp beskrevet ved fordeling av strømretning og transportprosent. Fig. 4.22 gjengir resultatene i form av et progressivt vektordiagram, og reststrømmene for 11 tidevannsperioder (ca. 1 uke) gjengitt i tabell 4.6. .

Tabell 4.6 Reststrømmer i Breivika 8.6 - 24.8.1977

| Måledyp | | Reststrøm over 11 tidevannsperioder (ca. 1 uke) i cm/s. | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | 1 uke | 2 uke | 3 uke | 4 uke | 5 uke | 6 uke | 7 uke | 8 uke | 9 uke | 10 uke | 11 uke |
| 5m | hast. | 0.2 | 1.6 | 0.9 | 0.9 | 1.1 | 0.8 | 0.3 | 0.3 | 0.8 | 0.5 | 0.7 |
| | retn. | 108° | 180° | 132° | 097° | 176° | 169° | 006° | 120° | 084° | 087° | 231° |

5 m dyp




Blindheimsbreivika

Fig. 4.21 Strømmålinger i Blindheimsbreivika 5 m dyp. Transportprosent og antall målinger fordelt etter strømretning.

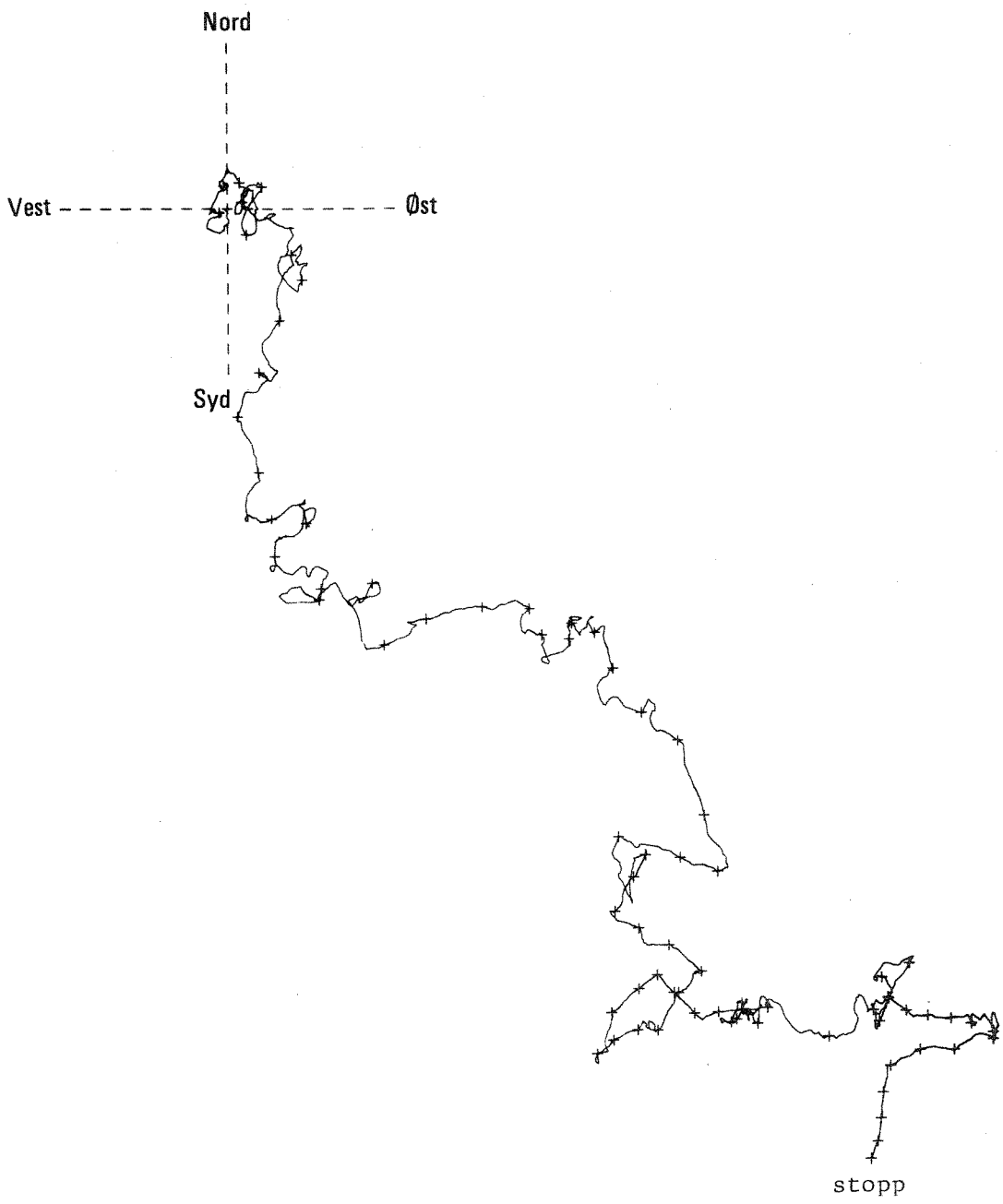



Fig. 4.22 Blindheimsbreivika 5 m dyp. Progressivt vektordiagram av strømmålinger fra 8.6.1977 til 2.10.1977.

Resultatene viser ganske stor spredning i strømretning og transport, men med en viss overvekt for sør-østlig retning. Reststrømmene er små, fra 0.5 - 1.5 cm/s. Maksimale strømhastigheter har vært 13 - 14 cm/s. Som for Åsefjorden skyldes den skiftende strømretning og de svake reststrømmene at strømforholdene i området preges av tidevannsstrøm og vindstrøm.

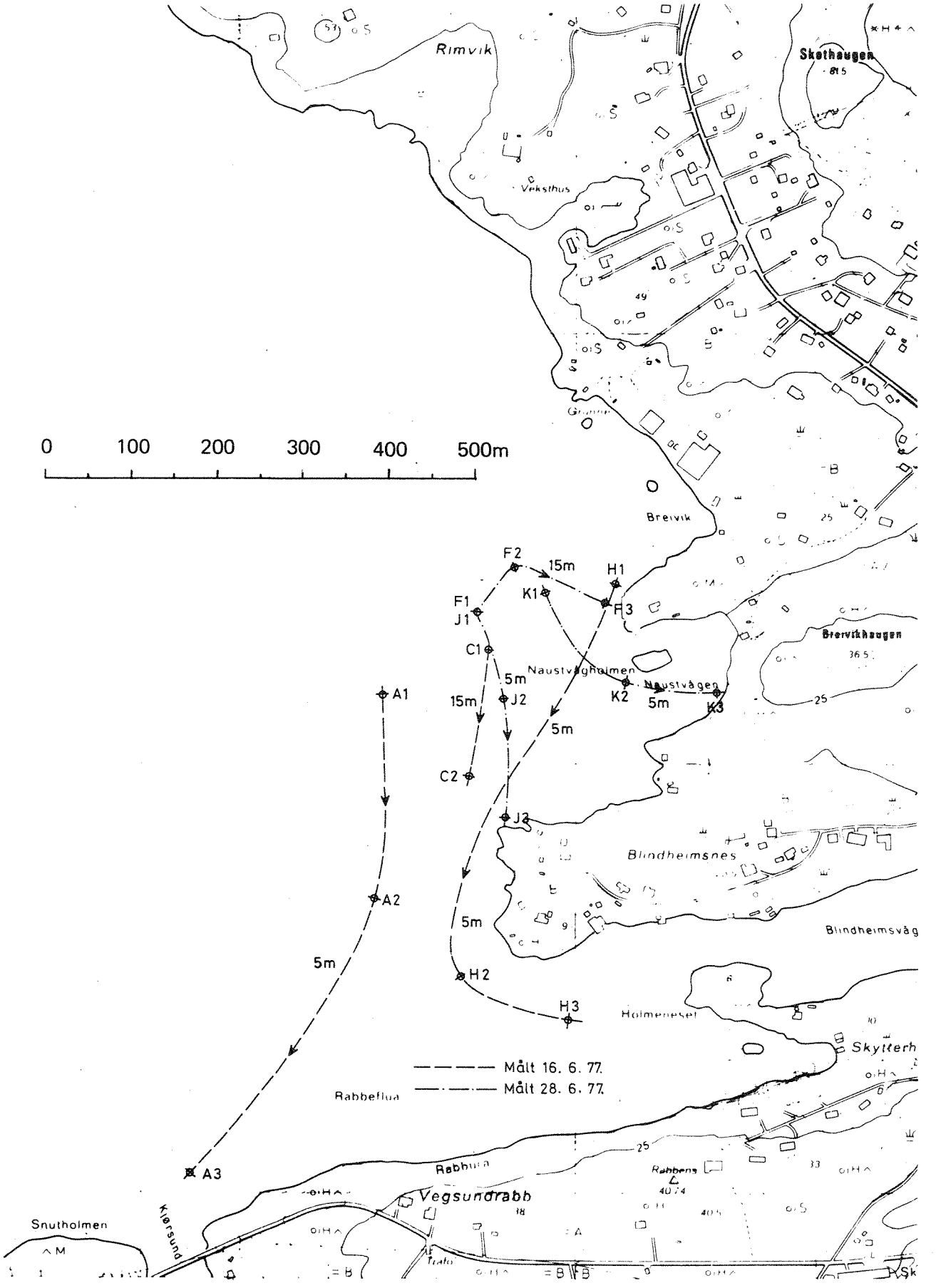
Resultatene av strømkorsmålingene er vist i fig. 4.23, 4.25 og sammenfattet i tabell 4.7. Figurene viser at strømmen i 5 m og 15 m dyp varierer mye både i retning og styrke, i overensstemmelse med resultatene fra den selvregistrerende strømmåleren. Det oppstår lokale hvirvler nær land. Med unntak for 28.6 var strømretningen i 15 m dyp i hovedsaken den samme som i 5 m dyp.

Det dominerende trekk i strømbildet var at vannmassene beveget seg i øst-sørøstlig retning, noe som gir en betydelig transport av overflatevann inn mot nærmeste land og sannsynlig også sørover gjennom Kjørsundet.

Tabell 4.7 . Resultat av strømkorsmålinger i Blindheimsbreivika

| Dato | Vannstand | Vindforhold | | Strømretning |
|---|---|---|---|---|
| | | Retning | Styrke | |
| 16.6.77 | Fallende | Vestlig | Svak vind | Sør |
| 28.6.77 | Fallende | Vestlig | Flau vind | Sørøst |
| 7.7.77 | Lavvann, stigende | Vindstille | - | Øst-sørøst |
| 20.7.77 | Stigende | Vestlig | Svak vind | Nordøst-sørøst |
| 9.8.77 | Fallende | Østlig | Svak vind | - |
| 23.8.77 | Stigende | Vestlig | Flau vind | Sør |

Konklusjon: Ved de rådende forhold med svake strømmer av skiftende retning og hvirvler nær land, vil avløpsvann som slippes ut få relativt lang oppholdstid i området. Det er viktig å unngå at dette medfører nærsoneeffekter (f.eks. begroing med grønnalger, økt forekomst av bakterier og virus) og avløpsvannet bør derfor ledes ut som dyputslipp så langt fra land som mulig. Ved valg av utslippsdyp og utslippsanordning bør en legge vekt på å få innlagret avløpsvannet og gi det best mulig fortynning.




g. 4.23 Strømkorsmålinger i 5 m og 15 m dyp i Blindheimsbreivika 16.6 og 28.6.1977.

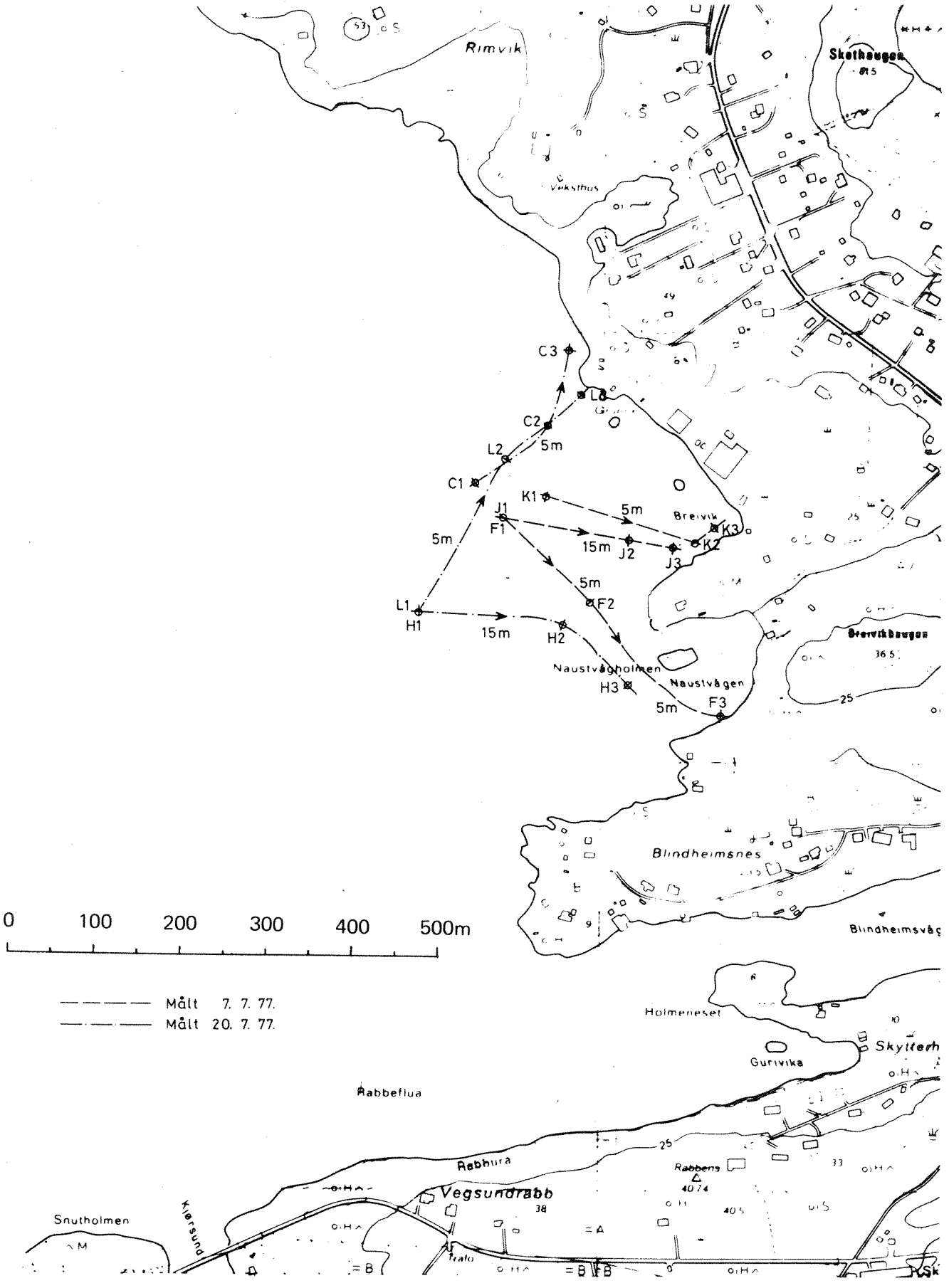



Fig. 4.24 Strømkorsmålinger i 5 m og 15 m dyp i Blindheimsbreivika 7.7 og 20.7.1977.

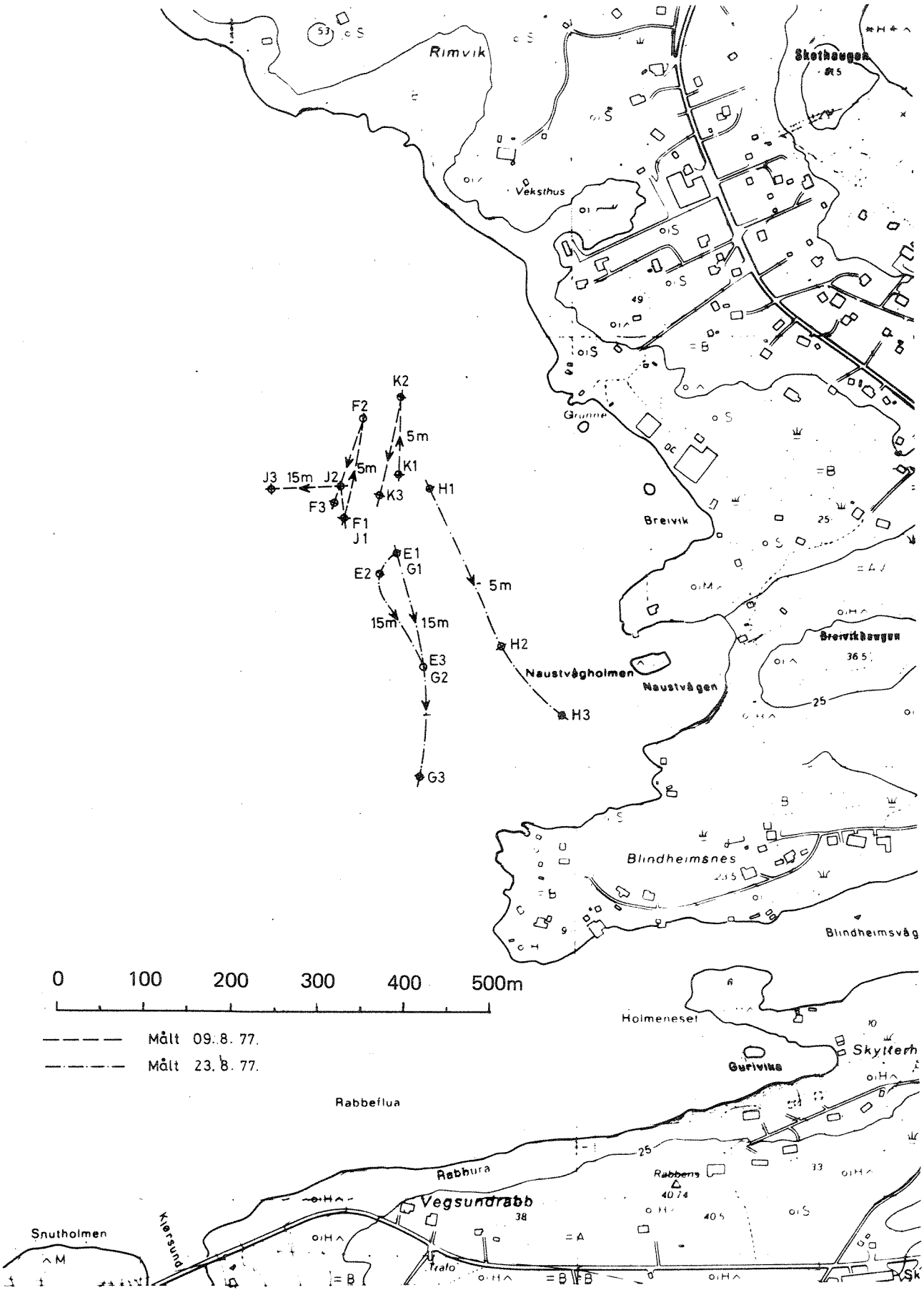



Fig. 4.25 Strømkorsmålinger i 5 m og 15 m dyp i Blindheimsbreivika 9.8 og 23.8.1977

Spjelkavika

Selvregistrerende strømmålere ble ikke brukt utenfor Spjelkavika. Resultatene av strømkorsmålingene den 16.6, 28.6, 7.7, 20.7, 9.8 og 23.8 er vist på fig. 4.26 - 4.28, og oppsummert i tabell 4.8.

Tabell 4.8 Resultater av strømkorsmålinger utenfor Spjelkavika

| Dato | Vannstand | Vindforhold | | Strømretning |
|---|---|---|---|---|
| | | Retning | Styrke | |
| 16.6.77 | Fallende | Vestlig | Flau vind | Sør-sørvest |
| 28.6.77 | Fallende | Vestlig | Flau vind | Skiftende |
| 7.7.77 | Stigende | Vindstille | - | Østlig |
| 20.7.77 | Stigende | Vestlig | Svak vind | Nordøst |
| 9.8.77 | Fallende | Østlig | Svak vind | Skiftende |
| 23.8.77 | Fallende | Vestlig | Svak vind | Sørlig |

Den 16.6. ble korsene satt ut like etter høyvann og beveget seg relativt raskt i sør-sørvestlig retning. Strømhastigheten i 15 m dyp var like stor som i 5 m dyp.

Også den 28.6. ble korsene satt ut like etter høyvann, men ikke i samme posisjon som den 16.6. Korsenes bevegelser avvek betydelig fra resultatene den 16.6. De to første timer beveget alle kors seg i nordøstlig retning. Kors A og C i henholdsvis 5 m og 15 dyp dreide deretter sørøstover, inn i baner som kan minne om strømbanene den 16.6. Kors L's bevegelse rett mot land skyldes trolig at korset befant seg i en hvirvel, med østgående strøm på nordsiden. En viss vindpåvirkning på overflatemarkøren kan heller ikke utelukkes.

At korsene den 7.7 og 20.7 beveget seg i østlig retning, må skyldes inngående tidevann. Vindpåvirkning er utelukket, da det var svak vind og til dels vindstille. Det er verd å merke seg at alle strømkorsene fulgte baner som bragte dem nær land på nordsiden av fjorden.

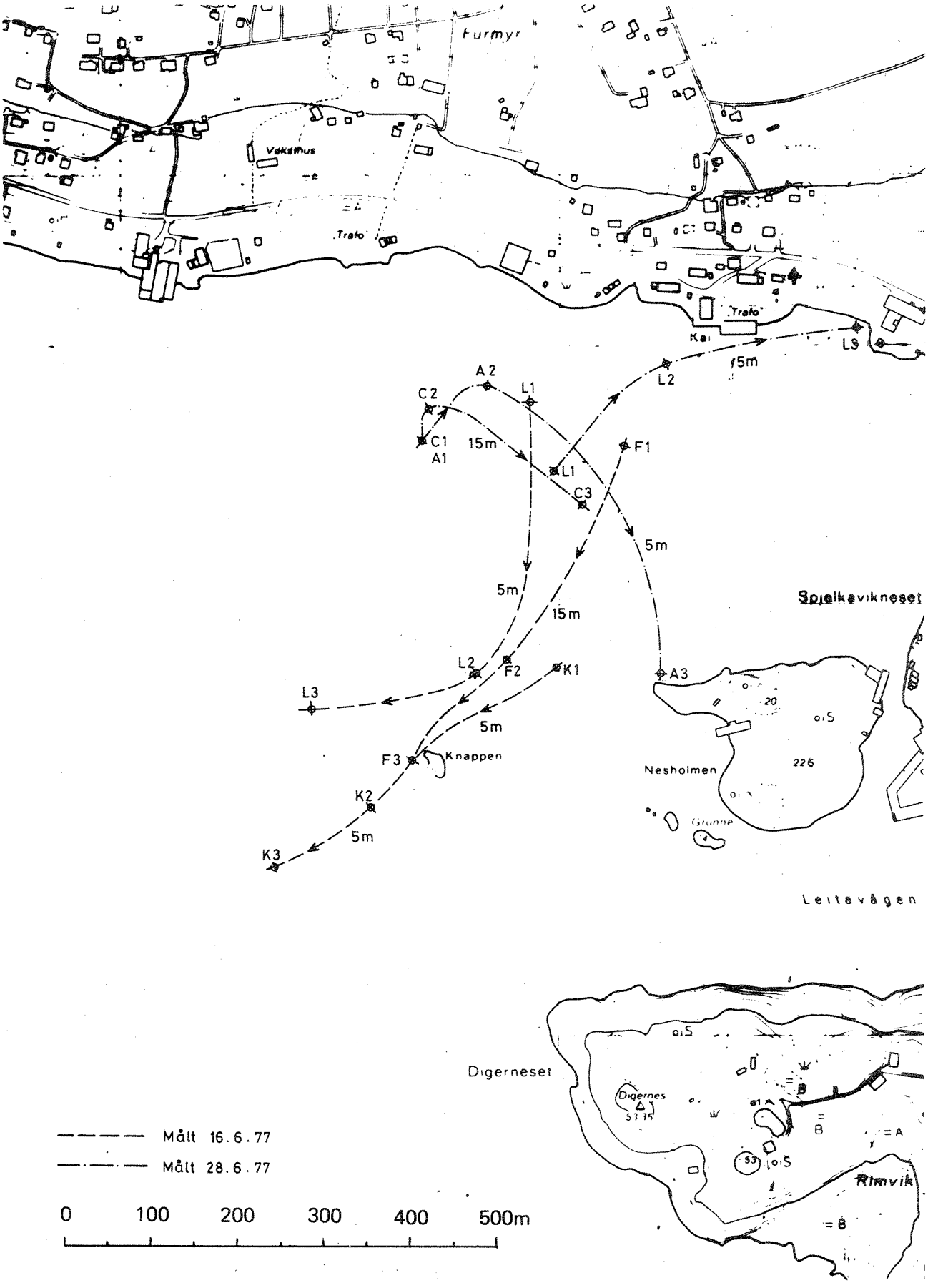



Fig. 4.26 Strømkorsmålinger i 5 m og 15 m dyp utenfor Spjelkavik 16.6 og 28.6.1977.

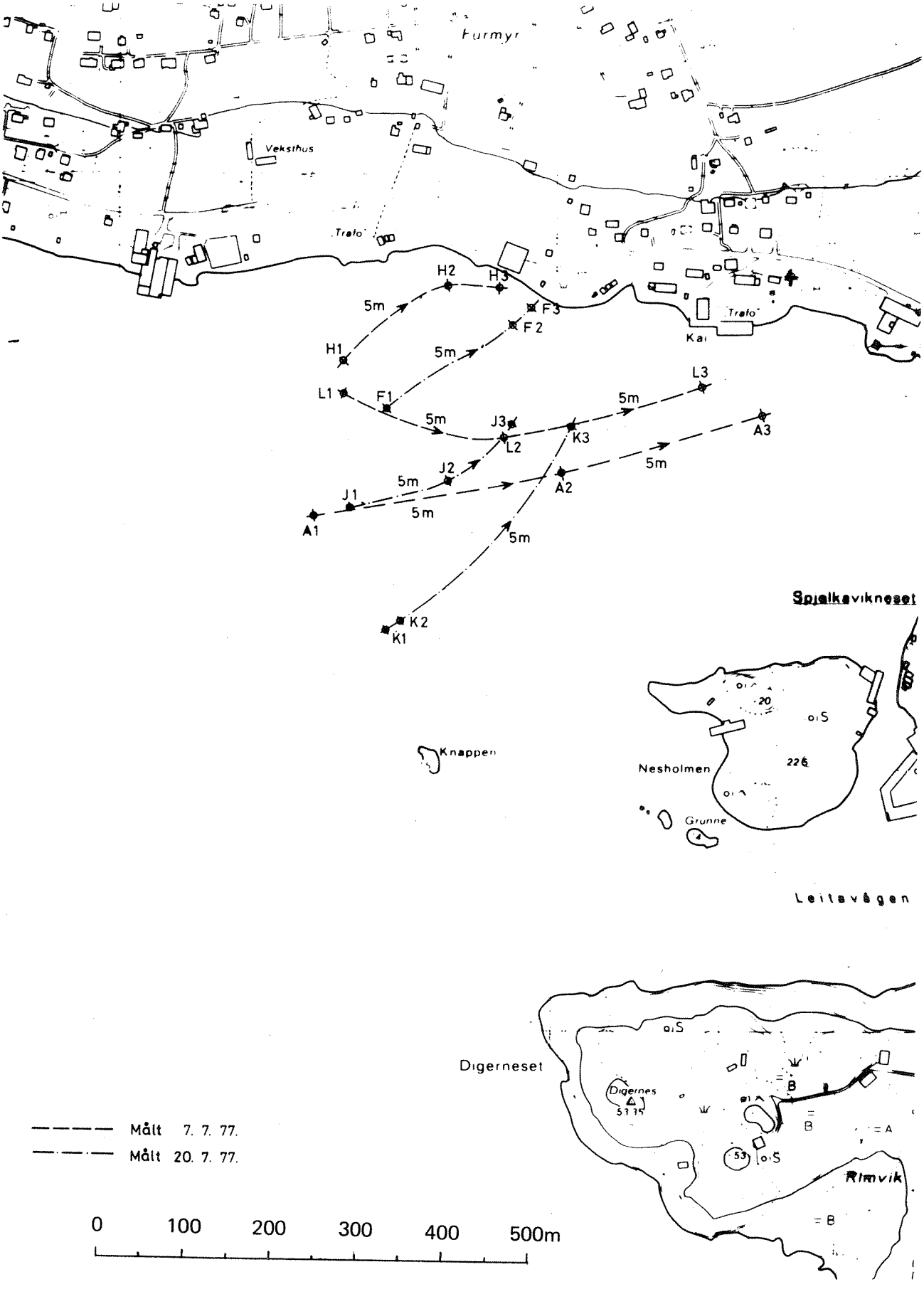



Fig. 4.27 Strømkorsmålinger i 5 m dyp utenfor Spjelkavik 7.7 og 20.7.1977.

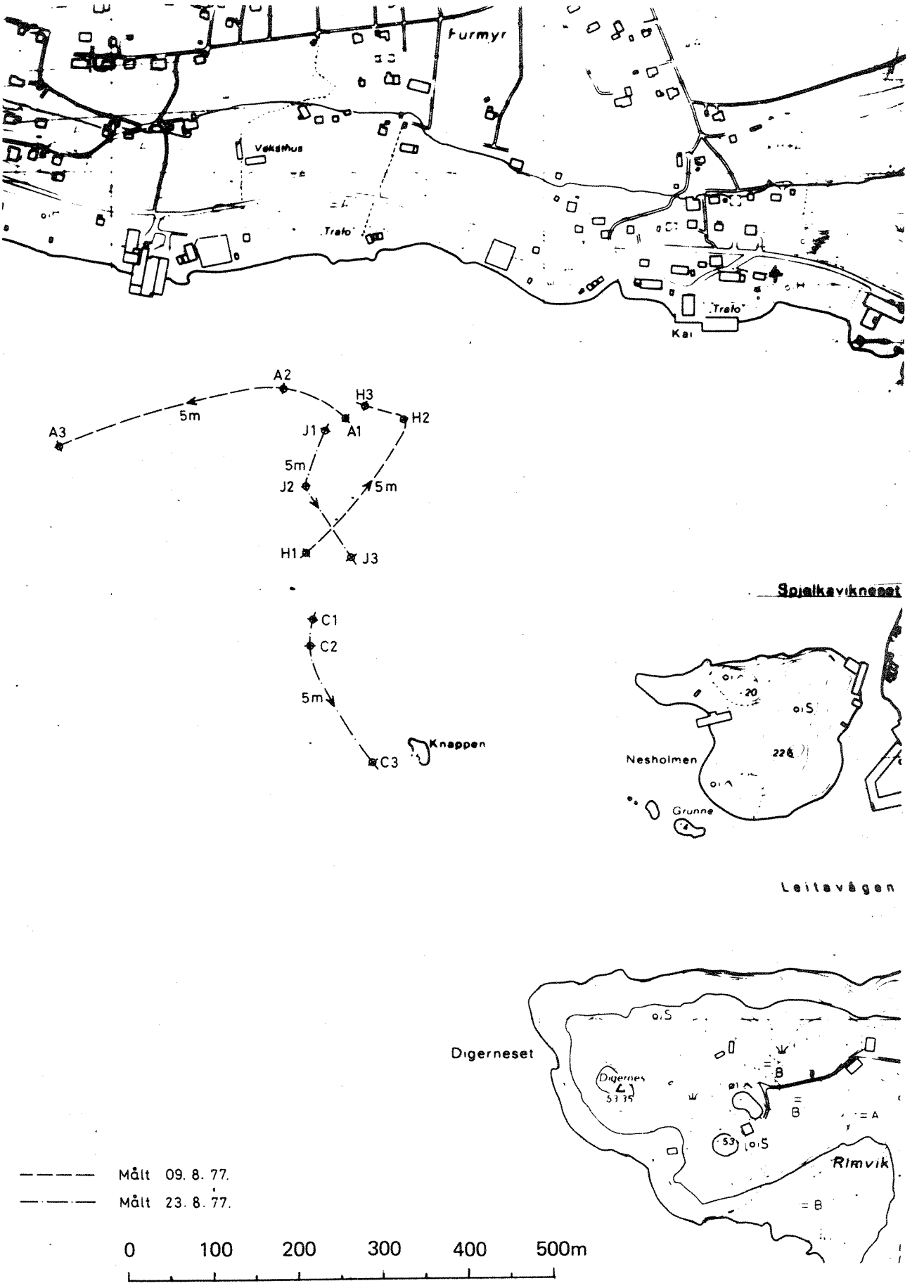



Fig. 4.28 Strømkorsmålinger i 5 m dyp utenfor Spjelkavik 9.8 og 23.8.1977

Målingene den 9.8 og 23.8 ble begge utført under overveiende fallende vannstand, men under ulike vindforhold. Forskjellene i strømretningen skyldes da sannsynligvis forskjeller i vindretning.

Sett under ett viser disse måleseriene at strømforholdene i området gjennomgår store variasjoner som følge av varierende vindforhold og tidevannsstrømmene. Ved svak vestlig vind opptrer jevnlig en form for hvirvel i området. På nordsiden av fjorden går da strømmen østover langs land, mens den mer midtfjords og vest for Nesholmen er rettet mer sørover. Dette strømbildet kan finnes mellom 5 m og 15 m dyp, sannsynligvis også mellom overflaten og 5 m dyp.

Vi understreker imidlertid at observasjonsmaterialet er sparsomt, og at sterk vind fullstendig kan endre det ovennevnte strømbilde.

Konklusjon: Reststrømmene i området er små med varierende retning og styrke. For å unngå nærsoneeffekter bør avløpsvann ledes ut som dyputslipp lengst mulig bort fra land.

Utslippsdyp og utslippsanordning bør velges etter forutgående innlagrings- og fortynningsberegninger slik at det gir dypest mulig innlagring av avløpsvannet og størst mulig fortynning.

# 5. VANNKVALITET

## 5.1 Innledning

Vannkvalitet er et noe upresist uttrykk. For de fleste henger det sammen med hvordan vannet ser ut og eventuelt lukter, og med forekomst av giftstoffer eller sykdomsfremkallende organismer som en helserisiko for planter, dyr og mennesker. Synsinntrykket er avhengig av hvor mye partikler det er i vannet, hva slags partikler det er og mengden av oppløste stoffer, som setter farge på vannet. Partiklene kan være uorganisk materiale f.eks. leirpartikler tilført via elver og bekker, spesielt i flomperioder. Det kan også være suspenderte partikler fra industri, bebyggelse og annen virksomhet. Mikroskopiske planter (planteplankton) har betydelig innflytelse på vannets gjennomskinnelighet og farge i produksjonssesongen. Når planteplanktonbestanden blir spesielt tett, benevnes det algeoppblomstring. Da blir overflaten farvet tydelig brun, grønn, rød eller melkehvit.

Planteplanktonbestandenes størrelse og produksjon bestemmes av forholdet mellom vekststimulerende faktorer (som sollys, temperatur, gunstige hydrografiske forhold som sterk sjiktning i vannmassene, tilførsel av plantenæringsstoffer) og faktorer som fjerner planter fra vannmassene, eller reduserer veksten (som naturlig dødelighet, giftstoffer, beiting av dyr, ugunstige hydrografiske forhold). Tilførsel av plantenæringsstoffer fra bosetningsområder, jordbruk og industri er en viktig vekststimulerende faktor som har ansvar for forurensningsutviklingen i mange vannforekomster.

Fra det produktive overflatelaget synker døde planter og planterester, døde dyr og ekskrementer fra beitende dyr samt tilførte organiske partikler mot bunnen. Dette organiske stoffet tjener som næring for dyr og bakterier i dypvannet, hvor næringen omsettes under forbruk av oksygen. Forholdet mellom mengde tilført organisk stoff og tilførsel av oksygen til dypvannet blir dermed avgjørende for dypvannets tilstand. I områder der dypvannsutskiftningen er spesielt dårlig, kan forbruket av oksygen normalt overstige tilførslene. I forurensede fjorder kan tilførselen av organisk stoff til dypet bli så stor at en normalt tilstrekkelig utskiftningsfrekvens ikke lenger strekker til, oksygenreservene brukes opp og dypvannet råtner, med fatale følger for fisk og andre organismer.

I dette kapitlet er hovedhensikten å få frem karakteristiske forhold ved de ulike fjordavsnitt og å om mulig knytte påviste forskjeller til naturgitte forhold og sivilisatoriske faktorer, som f.eks. avstand til utslippskildene.

Prøvetakingsprogrammet med stasjoner, prøvetyper og prøvetakingsfrekvens er beskrevet i kap. 4.1. For en omtale av analysemetoder, deteksjonsgrense osv. henvises til Appendiks.

For overflatelaget blir det her lagt vekt på:

* Forekomst av plantenæringsstoffene fosfor og nitrogen, som stimulerer planteplanktonbestanden.
* Algevekstpotensialet, som gir et mål på vannets vekstegenskaper.
* Klorofyll, som er et mål på planteplanktonbestandens størrelse.
* Mengde organisk stoff, som gir et mål på totalbelastningen (planteplankton pluss annet organisk stoff).
* Siktedyp, som gir en direkte tallfesting av synsinntrykket av vannet.

I dypvannet blir oppmerksomheten i første rekke rettet mot oksygeninnholdet. Tilstrekkelig oksygen er en livsbetingelse for alt høyerestående liv, og lave oksygenkonsentrasjoner vil være et alvorlig varsel om at vannmassene er overbelastet med lett nedbrytbart organisk stoff.

I tillegg er det gjennomført to orienterende analyseserier på metaller i vannmassen.

## 5.2 Overflatelaget

### Fosfor og nitrogen

Fosfor- og nitrogenforbindelser er de viktigste uorganiske stoffene for algenes vekst som i sjøen kan forekomme i så små mengder at veksten hemmes. Ortofosfat ($PO_4^{3-}$) er den viktigste fosforforbindelsen som brukes av algene og nitrat ($NO_3^-$), nitritt ($NO_2^-$) og ammonium ($NH_4^+$) er de viktigste nitrogenforbindelsene. En kan imidlertid ikke se bort fra at andre fosfor- og nitrogenforbindelser kan bli tilgjengelig for algene. Den totale mengden fosfor (P) og nitrogen (N) i vannprøven inkluderer slike andre forbindelser, samt nitrogen og fosfor som er bundet i levende og dødt organisk materiale.

Konsentrasjonene av total fosfor (TOTP), ortofosfat (ORTP), total nitrogen (TOTN), nitrat+nitritt (som $NO_3N$) og ammonium ($NH_4N$) er gjengitt i tabellene 5.1 og 5.2.

Både konsentrasjon og tilstandsform av fosforet og nitrogenet i overflatelaget vil variere med tiden, bl.a. som følge av endringer i planktonbestanden. I grove trekk vil utviklingen være at mengden av fosfor og nitrogen i overflatelaget øker i vintermånedene mens planktonbestanden er lavest. Begge stoff vil for en stor del være i oppløst form (ortofosfat, nitrat og nitritt). Ved økende planktonbestand vil konsentrasjonene av fosfor og nitrogen etterhvert avta fordi stoffene blir fjernet fra overflatelaget når planktonet dør og synker til bunns. Konsentrasjonene av ortofosfat, nitrat, nitritt og ammonium vil bli spesielt lave fordi disse stoff for en stor del opptas i planktonet.

Som det fremgår av tabellene 5.1 og 5.2 og figurene 5.1 og 5.2 fulgte konsentrasjonene av både fosfor og nitrogen i Borgundfjordsområdet dette naturlige variasjonsmønsteret.

*Breisundet:*

Det er rimelig å anta at vannkvaliteten i 0-2 m på st. B1, Breisundet er lite påvirket av forurensende utslipp. Vi velger derfor å sammenligne vannkvaliteten innenfor de enkelte fjordområdene med st. B1.

Tabell 5.1. KONSENTRASJONER AV TOTAL FOSFOR OG ORTOFOSFAT (µg P/l) I 0-2 M DYP.

| Område | Stasjon | 4.-5.10.76 | | 24.-26.11.76 | | 10.-11.1.77 | | 28.2.-1.3.77 | | 18.-19.4.77 | | 6.-7.6.77 | | 11.-12.7.77 | | 22.-23.8.77 | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | TOTP | ORTP | TOTP | ORTP | TOTP | ORTP | TOTP | ORTP | TOTP | ORTP | TOTP | ORTP | TOTP | ORTP | TOTP | ORTP |
| Breisund - Heissafjord | B 1 | 12.0 | 8.0 | 16.0 | 11.0 | 15.0 | 12.0 | 17.0 | 15.0 | 11.0 | 5.0 | 6.0 | <2.0 | 4.0 | 4.0 | 6.0 | <2.0 |
| | B 2 | 13.0 | 10.0 | 17.0 | 11.0 | 21.0 | 17.0 | 19.0 | 17.0 | - | - | 7.0 | <2.0 | 9.0 | <2.0 | 5.0 | <2.0 |
| Langevåg | B 3 | 19.0 | 12.0 | 20.0 | 12.0 | 23.0 | 19.0 | 14.0 | 18.0 | 19.0 | 11.0 | 10.0 | 3.0 | 12.0 | <2.0 | 7.0 | 4.0 |
| Aspevåg | B 4 | 12.0 | 5.5 | 28.0 | 20.0 | 19.0 | 15.0 | 18.0 | 17.0 | 19.0 | 8.0 | 10.0 | 2.0 | 17.0 | <2.0 | 7.0 | 2.0 |
| | B 5 | 13.0 | 6.5 | 20.0 | 14.0 | 17.0 | 13.0 | 20.0 | 18.0 | 17.0 | 7.0 | 8.0 | <2.0 | 15.0 | 4.0 | 7.0 | <2.0 |
| | B 14 | 20.0 | 12.0 | 27.0 | 19.0 | 20.0 | 16.0 | 25.0 | 25.0 | 17.0 | 9.0 | 9.0 | <2.0 | 16.0 | 5.0 | 13.0 | 4.0 |
| | B 17 | | | 23.0 | 15.0 | 31.0 | 24.0 | 28.0 | 24.0 | 15.0 | 7.0 | 11.0 | 2.0 | 33.0 | 2.0 | 12.0 | 4.0 |
| Borgundfjord | B 6 | 28.0 | 16.0 | 25.0 | 16.0 | 20.0 | 15.0 | 22.0 | 19.0 | 6.0 | 5.0 | 10.0 | 3.0 | 18.0 | 6.0 | 6.0 | 2.0 |
| | B 7 | 17.0 | 13.5 | 19.0 | 13.0 | 26.0 | 19.0 | 19.0 | 17.0 | 14.0 | 6.0 | 6.0 | <2.0 | 5.0 | <2.0 | 6.0 | 2.0 |
| Veddevika | B 8 | 21.0 | 9.0 | 26.0 | 18.0 | 26.0 | 21.0 | 60.0 | 50.0 | 28.0 | 14.0 | 39.0 | 23.0 | 8.0 | 3.0 | 12.0 | 11.0 |
| | B 15 | | | 36.0 | 27.0 | 25.0 | 19.0 | 100.0 | 89.0 | 4500.0 | 3200.0 | 105.0 | 46.0 | 12.0 | 11.0 | 50.0 | 12.0 |
| Mauseidvåg | B 11 | 16.0 | 5.5 | 23.0 | 15.0 | - | - | 22.0 | 20.0 | 10.0 | 6.0 | 6.0 | <2.0 | 8.0 | 2.0 | 5.0 | <2.0 |
| Åsefjord | B 9 | 18.0 | 6.0 | 25.0 | 17.0 | 20.0 | 14.0 | 21.0 | 19.0 | 19.0 | 8.0 | 10.0 | <2.0 | 8.0 | <2.0 | 5.0 | <2.0 |
| | B 12 | 11.0 | 7.0 | 21.0 | 14.0 | 20.0 | 15.0 | 19.0 | 18.0 | 27.0 | 21.0 | 8.0 | <2.0 | 9.0 | 2.0 | 6.0 | 2.0 |
| | B 13 | 14.0 | 7.0 | 23.0 | 14.0 | 22.0 | 16.0 | 18.0 | 15.0 | 8.0 | 4.0 | 8.0 | <2.0 | 4.0 | <2.0 | 9.0 | <2.0 |
| | B 16 | 17.0 | 11.0 | 30.0 | 19.0 | 25.0 | 19.0 | 80.0 | 77.0 | 31.0 | 22.0 | 13.0 | 5.0 | 11.0 | 2.0 | 25.0 | 16.0 |

Tabell 5.2. KONSENTRASJONER AV TOTAL NITROGEN, NITRAT+NITRITT OG AMMONIUM I 0-2 M DYP (µg N/l)

| Område | Stasjon | 4.-5.10.76 | | | 24.-26.11.76 | | | 10.-11.1.77 | | | 28.2.-1.3.77 | | | 18.-19.4.77 | | | 6.-7.6.77 | | | 11.-12.7.77 | | | 22.-23.8.77 | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | TOTN | $NO_3N$ | $NH_4N$ | TOTN | $NO_3N$ | $NH_4N$ | TOTN | $NO_3N$ | $NH_4N$ | TOTN | $NO_3N$ | $NH_4N$ | TOTN | $NO_3N$ | $NH_4N$ | TOTN | $NO_3N$ | $NH_4N$ | TOTN | $NO_3N$ | $NH_4N$ | TOTN | $NO_3N$ | $NH_4N$ |
| Breisund - | B 1 | 325 | 10 | 145 | 400 | 40 | 290 | 275 | 80 | <10 | 250 | 70 | 125 | 405 | <10 | 150 | 220 | <10 | 60 | 105 | 10 | <10 | 180 | <10 | <10 |
| Heissafjord | B 2 | 160 | <10 | 25 | 660 | 50 | 460 | 255 | 70 | <10 | 240 | 70 | 100 | - | - | 75 | 145 | <10 | 20 | 20 | <10 | <10 | 155 | <10 | <10 |
| Langevåg | B 3 | 440 | 50 | 235 | 840 | 50 | 230 | 440 | 70 | <10 | 430 | 70 | 375 | 370 | 20 | 165 | 200 | 10 | 70 | 70 | <10 | <10 | 230 | <10 | 10 |
| | B 4 | 150 | <10 | 15 | 340 | 50 | 65 | 175 | 70 | <10 | 180 | 90 | 15 | 305 | <10 | 100 | 130 | <10 | 20 | 40 | <10 | 25 | 135 | <10 | <10 |
| Aspevåg | B 5 | 270 | <10 | 85 | 420 | 40 | 145 | 170 | 60 | <10 | 205 | 90 | 75 | 270 | <10 | 65 | 170 | <10 | 10 | 120 | <10 | <10 | 155 | <10 | <10 |
| | B 14 | 220 | <10 | 65 | 275 | 40 | 100 | 240 | 70 | <10 | 220 | 80 | 100 | 360 | 10 | 125 | 200 | <10 | 60 | 20 | <10 | 25 | 160 | <10 | <10 |
| | B 17 | | | | 290 | 50 | 100 | 295 | 80 | <10 | 300 | 100 | 120 | 255 | 10 | 60 | 215 | <10 | 55 | 1140 | <10 | 15 | 225 | <10 | <10 |
| Borgundfjord | B 6 | 395 | <10 | 90 | 330 | 70 | 150 | 210 | 70 | <10 | 265 | 80 | 115 | 120 | <10 | 10 | 190 | <10 | 45 | 130 | <10 | <10 | 170 | <10 | <10 |
| med | B 7 | 300 | <10 | 40 | 680 | 40 | 215 | 395 | 70 | <10 | 220 | 70 | 120 | 255 | <10 | 50 | 85 | <10 | <10 | 180 | 10 | <10 | 155 | <10 | <10 |
| Veddevika | B 8 | 290 | <10 | 70 | 300 | 40 | 80 | 325 | 60 | <10 | 764 | 90 | 355 | 310 | <10 | 100 | 750 | <10 | 480 | 145 | 10 | 45 | 1200 | <10 | 620 |
| | B 15 | | | | 345 | 40 | 150 | 235 | 70 | <10 | 1085 | 100 | 720 | 34000 | 20 | 6300 | 1270 | 10 | 920 | 170 | 10 | 25 | 1300 | <10 | 720 |
| Mauseidvåg | B 11 | 230 | <10 | 45 | 260 | 50 | 60 | | | | 250 | 90 | 100 | 160 | <10 | 25 | 135 | <10 | 15 | 130 | <10 | <10 | 190 | <10 | <10 |
| | B 9 | 280 | <10 | 40 | 335 | 80 | 70 | 265 | 80 | <10 | 220 | 80 | 80 | 280 | <10 | 30 | 150 | <10 | 25 | 165 | <10 | <10 | 165 | <10 | <10 |
| Åsefjord | B 12 | 220 | <10 | 40 | 250 | 40 | 50 | 435 | 80 | 10 | 235 | 80 | 65 | 255 | 10 | 50 | 160 | <10 | 15 | 140 | 10 | <10 | 170 | <10 | <10 |
| | B 13 | 250 | <10 | 70 | 270 | 40 | 45 | 330 | 70 | <10 | 200 | 80 | 110 | 125 | <10 | 370 | 200 | <10 | 15 | 160 | <10 | 25 | 145 | <10 | <10 |
| | B 16 | 420 | 60 | 115 | 365 | 120 | 60 | 365 | 70 | <10 | 465 | 90 | 300 | 215 | 20 | 35 | 160 | <10 | 35 | 140 | <10 | <10 | 210 | <10 | 40 |

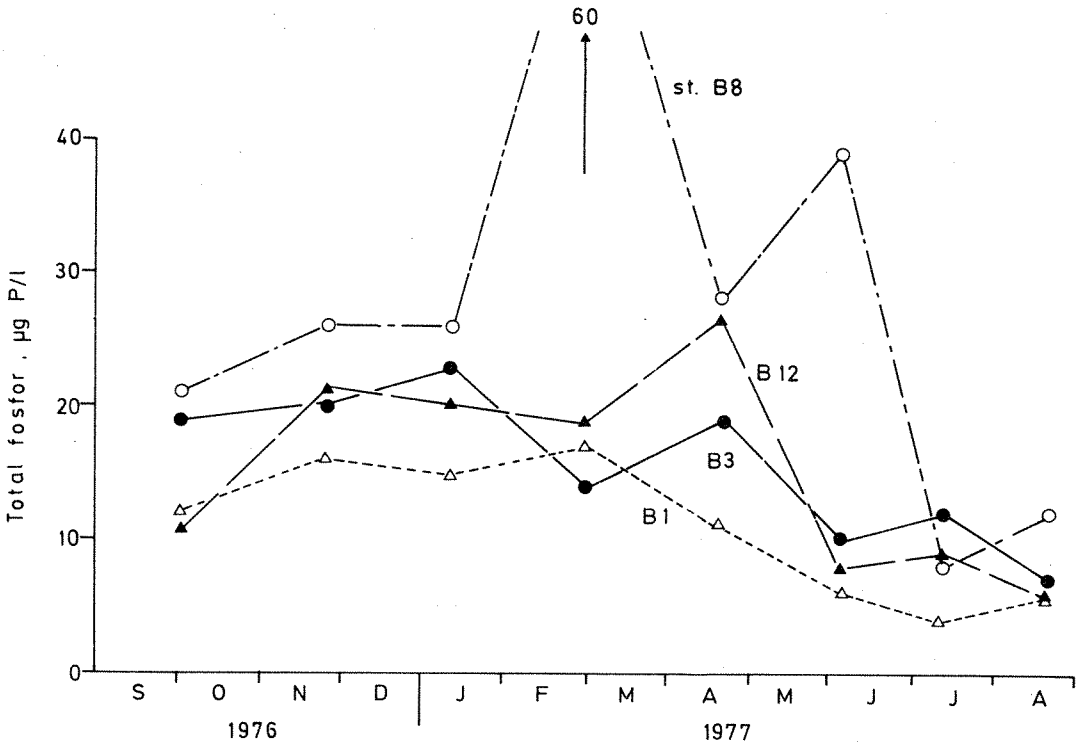



Fig. 5.1 Konsentrasjoner av total fosfor (µg P/l) i 0-2 m dyp på St B-1, B-3, B-8 og B-12.

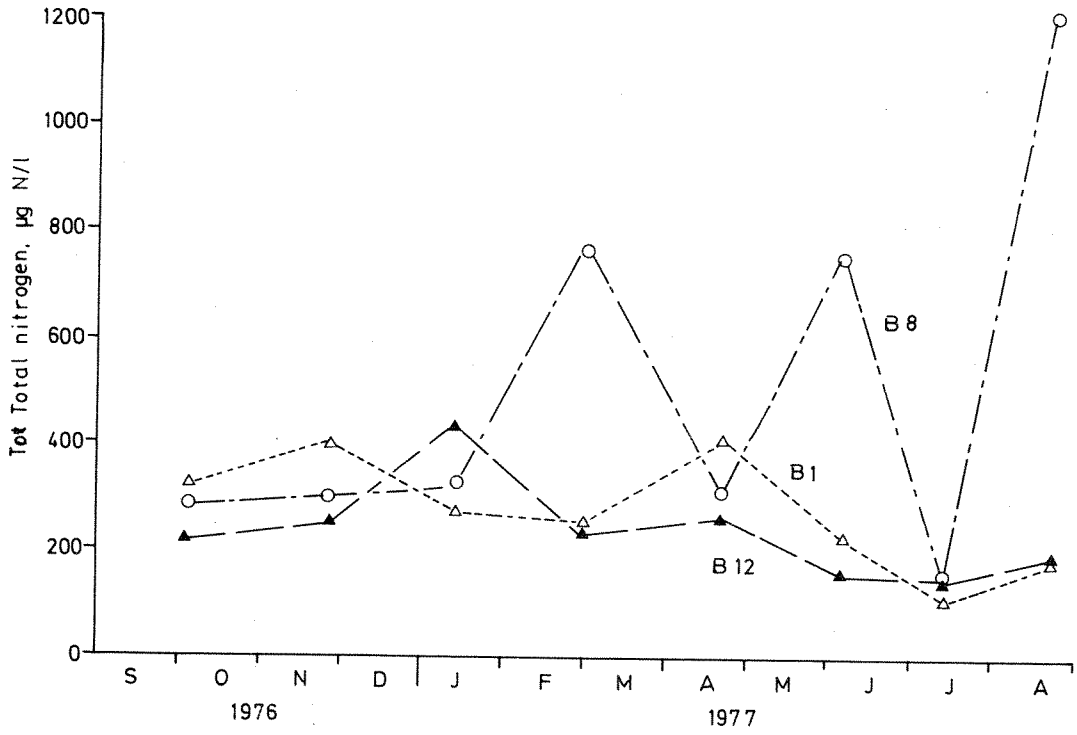



Fig. 5.2 Konsentrasjoner av total nitrogen (µg N/l) i 0-2 m dyp på St B-1, B-8 og B-12.

*Langevåg :*

Konsentrasjonene av total fosfor og ortofosfat i overflaten på st. B3 var med ett unntak (april 1977) klart høyere enn i Breisundet (se figur 5.1 og tabell 5.1).

For fem av åtte prøveserier var også konsentrasjonene av total nitrogen på st. B3 høyere enn i Breisundet. I tidsrommet april - juli var konsentrasjonene av total nitrogen utenfor Langevåg noe lavere. I vannmassen var storparten av nitrogenet enten bundet i partikler eller forelå som ammonium.

Forskjellen mellom total nitrogen konsentrasjonene i Breisundet og utenfor Langevåg skyldes i de fleste tilfeller mengden av organisk bundet nitrogen.

*Aspevågen :*

Sammenlignet med Breisundet var det her klart forhøyede fosforkonsentrasjoner i overflatelaget. Dette gjaldt spesielt for total fosfor.
Av de fire stasjonene i området var fosforkonsentrasjonene høyest i Steinvågen (st. B14) og utenfor Meierikaia (st. B17).

Nitrogenkonsentrasjonene i Aspevågen var gjennomgående like lave eller lavere enn i Breisundet. Det var ingen betydelige forskjeller mellom stasjonene selv om det var tendens til at de høyeste konsentrasjoner opptrådte på st. B14 og st. B17.

*Borgundfjorden med Veddevika :*

For alle de fire stasjonene i dette området (se tabell 5.1 og figur 5.1 var fosforkonsentrasjonene høyere enn i Breisundet. Dette var naturlig nok minst utpreget på st. B7 som lå midtfjords. St. B6 synes i hovedtrekkene å være sammenlignbar med st. B4 og B14 i Aspevågen, også hva nitrogenforbindelser angår.

Fosforkonsentrasjonene i Veddevika (st. B 8 og B 15) viste store variasjoner men var hele tiden høyere enn i Breisundet. I blant ble det målt meget høye konsentrasjoner, spesielt på st. B 15 (nov. 1976, februar/mars 1977, april 1977, juni 1977, august 1977).

Nitrogenprøvene fra Veddevika gav noenlunde samme bilde, med varierende og iblant meget høye konsentrasjoner. Ammonium utgjorde en stor del av nitrogenet.

De høyeste konsentrasjonene av nitrogen og fosfor ble målt i tidsrom med produksjon på sildoljefabrikken og det er rimelig å anta at en betydelig del av stoffene kom derifra. Målingen på st. B 15 i april 1977, da stasjonen klart var påvirket av avløpsvann fra sildoljefabrikken, tyder også på det.

*Mauseidvågen :*

Sammenlignet med Breisundet var fosforkonsentrasjonene i Mauseidvågen høst og vinter høyere. Vår og sommer var forskjellene små. Dette kan skyldes små tilførsler av fosfor, men det er mer sannsynlig at de relativt lave fosforkonsentrasjonene var en følge av at planteplankton tappet overflatelaget for fosfor når planktonet døde og sank til bunns.

Nitrogenkonsentrasjonene var på samme nivå som i Breisundet, eller lavere.

*Åsefjorden :*

Fosforkonsentrasjonene i Åsefjordens overflatelag var markert høyere enn i Breisundet (figur 5.1 og tabell 5.1). De innbyrdes forskjellene mellom stasjonene i Åsefjorden ga ikke noe entydig bilde, med unntak for st. B 16. Denne stasjonen lå nær et større kloakkutslipp innerst i fjorden, og ga hele tiden de høyeste fosforverdiene. Stasjon B 12 lå litt lenger ute i fjorden og her lå konsentrasjonene mer på samme nivå som ellers i fjorden.

Hva nitrogen angår, var konsentrasjonene gjennomgående på samme nivå som i Breisundet, eller lavere. Det var en tendens til at de høyeste konsentrasjonene opptrådte på st. B 12 eller st. B 16, dvs. innerst i fjorden.

Begrensende stoffer for algevekst

Vektforholdet mellom nitrogen og fosfor (N/P-forholdet) i marint planteplankton varierer stort sett omkring 7:1. Blir vektforholdet mellom nitrogen og fosfor i en vannmasse mye større enn 7:1, kan vi regne med at fosfor vil bli først brukt opp av en voksende planktonbestand. Fosfor er da potensielt begrensende for planktonbestanden. Hvis N/P-forholdet er mye mindre enn 7:1, antas nitrogen å være potensielt begrensende.

Ved spørsmål om rensing av kommunal kloakk gir N/P-forholdet nyttige opplysninger. Hvis fosfor viser seg å være potensielt begrensende for planktonveksten, vil kjemisk rensing (fosforfjerning) av avløpsvannet være meget aktuelt. Viser nitrogen seg å være det stoff som vanligvis vil kunne begrense planktonveksten, er verdien av fosforfjerning mer usikker. Et sentralt spørsmål blir da om den reduksjon av eksisterende fosforutslipp som kjemisk rensning kan gi, vil medføre at fosfor siden vil opptre som en begrensende faktor for planktonbestanden.

I vurderingene av N/P-forholdet i overflatelaget skal vi benytte forholdet (nitrat+nitritt+ammonium)/ ortofosfat da dette inkluderer det vesentligste av biologisk tilgjengelig nitrogen og fosfor. Resultatene er gjengitt i tabell 5.3 under betegnelsen UORGN/ORTP (uorganiske nitrogenforbindelser/ ortofosfat).

Vi skal konsentrere oss om forholdene i sommerhalvåret ettersom dette er tidsrommet da planteplanktonproduksjonen er på sitt høyeste og forårsaker redusert siktedyp og organisk belastning på dypvannet.

Som påvist under omtalen av siktedyp (fig. 5.3, 5.4 og 5.5), begynte planktonbestanden for alvor å øke i siste halvdel av mai. N/P-forholdet for april 1977 viser at det forut for denne planktonoppblomstringen var et potensielt fosforunderskudd i overflatelaget i Breisundet/Heissafjorden, utenfor Langevåg og i Aspevågen.

I Åsefjorden, Mauseidvågen og Veddevika synes det gjennomgående å ha vært et visst underskudd av nitrogen relativt til fosfor.

Tabell 5.3. Forholdet mellom UORGN/ORTP i overflatelaget

| Fjordområde | Stasjon | 4.-5.10. 1976 | 24.-26.11. 1976 | 10.-11.1. 1977 | 28.2.-1.3. 1977 | 18.-19.4. 1977 | 6.-7.6. 1977 | 11.-12.7. 1977 | 22.-23.8. 1977 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Breisund - Heissafjord | B 1 | 19 | 30 | 8 | 13 | 32 | >30 | <5 | - |
| | B 2 | < 4 | 46 | <5 | 10 | | >10 | - | - |
| Langevåg | B 3 | 24 | 23 | 4 | 25 | 17 | 27 | - | <5 |
| Aspevåg | B 4 | 5 | 6 | 5 | 6 | 14 | 15 | >15 | <10 |
| | B 5 | 13-15 | 13 | <5 | 9 | 9-11 | - | < 5 | - |
| | B 14 | <6 | 7 | <5 | 7 | 15 | - | < 7 | < 5 |
| | B 17 | | 10 | <4 | 9 | 10 | 27-33 | 8-13 | < 5 |
| Borgundfjord med Veddevika | B 6 | <6 | 14 | <5 | 10 | < 4 | 15-18 | < 3 | <10 |
| | B 7 | <4 | 20 | <4 | 11 | <10 | <10 | <10 | <10 |
| | B 8 | <9 | <7 | <3 | 9 | 7-8 | ca. 21 | 18 | 56-57 |
| | B 15 | - | 7 | <4 | 7 | 2 | 20 | 3 | ca. 100 |
| Mauseidvåg | B 11 | 10 | 7 | - | 10 | 6 | < 8 | <10 | - |
| Åsefjord | B 9 | 8 | 9 | <7 | 8 | <5 | >12 | - | - |
| | B 12 | 7 | 6 | 6 | 8 | 3 | > 8 | >10 | <10 |
| | B 13 | 10-11 | 6 | <5 | 13 | 90-95 | > 8 | >12 | - |
| | B 16 | 16 | 10 | <4 | 5 | 3 | 7-9 | 6-10 | < 3 |

Under det etterfølgende tokt i juni 1977 var det gjennomgående et potensielt fosforunderskudd i hele området. Med unntak for Veddevika, var konsentrasjonene av ortofosfat så lave (stort sett < 2 µg/l) at fosfor sannsynligvis også var en reell begrensende faktor for planktonproduksjonen.

Bortsett fra Veddevika var konsentrasjonene av ortofosfat, nitrat+nitritt og ammonium lave i juli 1977 (se tabellene 5.1 og 5.2. For Breisundet/Heissafjorden/Langevåg/Mauseidvågen og Åsefjorden var konsentrasjonene gjennomgående så lave at både nitrogen og fosfor kunne være i underskudd.

I Aspevågen var N/P-forholdet vekslende uten å gi noe entydig bilde av forholdene. I Veddevika var det potensielt fosforunderskudd på st. B 8, som antas å gi et noenlunde representativt bilde av forholdene i området. På st. B 15 utenfor sildoljefabrikken var det et potensielt nitrogenunderskudd i overflatelaget.

I august 1977 var konsentrasjonene av de aktuelle fosfor- og nitrogenforbindelser lave i hele området, med unntak for Veddevika. I Veddevika var det tydelig et potensielt fosforunderskudd i overflatelaget, mens både fosfor og nitrogen kunne være begrensende for planktonveksten i resten av fjordområdet.

## Algevekstpotensial og klorofyllinnhold

*Algevekstpotensialet* gir et mål på hvor store bestander av en testalge som maksimalt kan produseres i en vannprøve. For en beskrivelse av metodikken henvises til Appendiks 3. Ved forsøkene ble algen *Phaeodactylum tricornutum* benyttet.

*Klorofyll-a* er et fargestoff som finnes i alle grønne planter. Det er nødvendig for plantenes overføring av lysenergi til kjemisk energi. Man regner med at planteplanktonet i gjennomsnitt inneholder 1% klorofyll på tørrvektbasis, og klorofyllanalyser kan gi et brukbart mål på størrelsen av primærproduserende plantebestander. For en beskrivelse av metodikken henvises til Appendiks 2.

Den naturlige årssyklus i alle naturlige vannmiljøer i Norge er at man om vinteren har en liten mengde planteplankton i vannmassene. Lite lys og kraftig turbulens i overflatevannet gjør at planktonet ikke er i stand til å omsette alle de næringsstoffene som tilføres eller frigjøres i de øverste vannmassene. Utover våren øker mengden lys og turbulensen avtar p.g.a. sterkere lagdeling i vannmassene. Dette fører til en stor algeproduksjon, som ofte er kalt våroppblomstringen. Følgen av dette er at næringssaltene omsettes, og i hele sommerperioden kan næringssaltkonsentrasjonene være lave, mens planktonmengden er stor (i forhold til vintersituasjonen). Fluktuasjoner i planktonmengden vil forekomme som følge av veksling mellom forskjellige arter ettersom miljøfaktorene forandres. Tilførselen av næringsstoffer kan være ujevn og forholdet mellom de viktigste vekstbegrensende faktorer (nitrogen og fosfor) kan variere. Utover høsten og vinteren vil lysmangel og liten sjiktning igjen føre til at planktonet ikke kan opprettholde produksjonen og man vil få en nedgang i planktonmassen, og en tilsvarende økning i vekstpotensialet.

I Borgundfjorden ble det utført undersøkelser av overflatelagets vekstegenskaper 8 ganger i løpet av 1976-77, på stasjonene B1, B3, B4, B11 og B12. Prøvene ble tatt som blandingsprøver fra 0-2m dyp. Vi skal omtale resultatene fra hver stasjon etter tur, se tabellene 5.4 og 5.5.

Tabell 5.4. Målinger av klorofyll a (µg/l) i overflatelaget. *

| Fjordområde | Stasjon | 4.-5.10. 1976 | 24.-26.11. 1976 | 10.-11.1. 1977 | 28.2.-1.3. 1977 | 18.-19.4. 1977 | 6.-7.6. 1977 | 11.-12.7. 1977 | 22.-23.8. 1977 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Breisund | B 1 | <0.5 | <0.5 | 0.1 | 1.1 | 1.4 | 1.1 | 1.0 | 2.0 |
| Langevåg | B 3 | 2.5 | <0.5 | <0.1 | 0.6 | 2.1 | 1.8 | 0.6 | 2.3 |
| Aspevåg | B 4 | 5.2 | <0.5 | <0.1 | 0.4 | 2.8 | 2.6 | 2.6 | 2.6 |
| Mauseidvåg | B 11 | 2.9 | <0.5 | - | 0.5 | 1.4 | 3.8 | 1.0 | 2.6 |
| Åsefjord | B 12 | 3.7 | <0.5 | <0.1 | 0.7 | 1.6 | 0.5 | 1.2 | 2.9 |

*) I 1976 ble prøvene analysert ved spektrofotometer, deteksjonsgrense 0.5 µg/l.
I 1977 ble prøvenes klorofyllinnhold bestemt fluorimetrisk, deteksjonsgrense 0.1 µg/l.

Tabell 5.5. Målinger av algevekstpotensial ($10^6$ celler/l) i overflatelaget.

| Fjordområde | Stasjon | 4.-5.10. 1976 | 24.-26.11. 1976 | 10.-11.1. 1977 | 28.2.-1.3. 1977 | 18.-19.4. 1977 | 6.-7.6. 1977 | 11.-12.7. 1977 | 22.-23.8. 1977 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Breisund | B 1 | 12.7 | 68.3 | 51.1 | 151.3 | 31.4 | 25.9 | 9.6 | 13.7 |
| Langevåg | B 3 | 8.0 | 106.9 | 53.8 | 135.3 | 116.7 | 43.7 | 20.0 | 54.0 |
| Aspevåg | B 4 | 17.7 | 157.4 | 58.9 | 124.8 | 70.1 | 21.1 | 70.3 | 42.0 |
| Mauseidvåg | B 11 | 4.6 | 212.3 | - | 355.0 | 167.4 | 27.4 | 36.7 | 28.7 |
| Åsefjord | B 12 | 19.7 | 187.9 | 52.2 | 147.0 | 160.3 | 28.4 | 37.0 | 33.0 |

*Breisundet (st. B 1):*

Vekstpotensialet varierte fra 10 til 150 mill. celler pr. liter med minimumsverdier på sensommeren og maksimum i månedskiftet februar-mars (gjennomsnitt for året 45,5). Klorofyllinnholdet var lavt (under 0.5 µg/l) i oktober -76 til januar -77, og i resten av perioden var det mellom 1 og 2 µg/l med maksimum i august -77 (2.0 µg/l). Gjennomsnitt for sommersesongen var 1.4 µg/l. Maksimumsverdien for vekstpotensialet falt sammen med et klorofyllinnhold på 1.1 µg/l (1. mars -77).

*Langevåg (st. B 3) :*

Vekstpotensialet varierte fra 8 til 135 mill. celler pr. liter med minimum i oktober -76 og maksimum i månedskiftet februar-mars -77. Selv om både minimum og maksimumsverdiene var lavere enn på stasjon B 1, var gjennomsnittsverdien høyere: 67.3 mill. celler pr. liter. Klorofyllverdiene varierte fra under 0.5 µg/l i november -76 og januar -77 til over 2 µg/l i oktober -76, april -77 og august -77. Midtsommers -77 (juli) ble det registrert lavt klorofyllinnhold (0.6 µg/l) sammenfallende med et forholdsvis lavt vekstpotensial. Gjennomsnittsverdien for klorofyllinnhold i sommersesongen (1.7 µg/l) var høyere enn for stasjon B 1.

*Aspevågen (st. B 4) :*

Vekstpotensialet varierte fra 18 til 157 mill. celler pr. liter. Minimum ble målt i oktober -76 med maksimum i november -76. Gjennomsnittsverdien for alle målingene var 70.3 mill. celler pr. liter.

Klorofyllanalysene viste maksimal verdi for algebiomassen i oktober -76 med 5.2 µg klorofyll a/l. Vinterobservasjonene ga lave verdier (< 0.5 µg/l) og i hele sommersesongen var verdiene like over 2.5 µg/l. Dette ga den høyeste gjennomsnittsverdi (2.7 µg/l) for klorofyll i sommersesongen, som ble registrert for hele fjordområdet.

*Mauseidvågen (st. B 11) :*

Vekstpotensialet varierte fra 5 til 355 mill. celler pr. liter. Maksimumsverdien (fra mars -77) var den høyeste som ble målt i hele fjordområdet. Vekstpotensialet i november -76 og april -77 var også høyest ved denne stasjonen. I januar -77 ble det ikke tatt prøver pga. tykk is i området. Gjennomsnittsverdi for hele perioden var 130.6 mill. celler pr. liter (i dette tallet er en beregnet verdi for januar -77 innregnet, dette for å få et gjennomsnittstall som er sammenlignbart med gjennomsnitten fra de andre stasjonene) og således det høyeste for alle fem stasjonene.

Klorofyllanalysene viser store variasjoner i planteplanktonmengden. Det var høy verdi (2.9 µg/l) i oktober -76. Vinteren viste lave verdier (< 0.5 µg/l). Utover våren og sommeren økte planteplanktonmengden (3.8 µg klorofyll a/l i juni) og avtok så til ca. 1.0 i juli. I august var det igjen bygget opp en betydelig planktonmengde (2.6 µg klorofyll a/l).

Gjennomsnittlig for sommersesongen hadde stasjonen det nest høyeste klorofyllinnholdet i vannet (2.2 µg/l).

*Åsefjorden (st. B 12) :*

Vekstpotensialet varierte fra 20 til 190 mill. celler pr. liter. Minimumsverdien stammer fra oktober -76 og maksimum fra november -76. Gjennomsnittsverdien for alle målingene var 83.2 mill. celler pr. liter og stasjonen har dermed det nest høyeste gjennomsnitt for denne parameteren.

Klorofyllverdiene derimot var gjennomgående lave bortsett fra oktober -76 og august -77 (2.9 og 3.0 µg/l). De andre verdiene var fra 1.6 µg/l (april -77) og nedover. Dette gir et gjennomsnitt for sommersesongen på 1.6 µg/l som er litt lavere enn for stasjon B 3.

Som en oppsummering kan sies følgende:

- Alle stasjoner inne i fjordområdet hadde gjennomgående høyere algevekst-potensial og klorofyllinnhold i overflatelaget enn st. B 1 i Breisundet.

- Forskjellene mellom stasjonene var imidlertid relativt små. Mauseidvågen (st. B 11) og Aspevågen (st. B 4) syntes å være de områdene som viste de høyeste verdiene.

## Siktedypet

*Siktedypet* er det dyp hvor en hvit skive med 25 cm diameter såvidt kan skimtes fra overflaten (Secchidyp). Det er et resultat av oppløste og partikulære stoffers innflytelse på vannets gjennomskinnelighet. Blant annet kan store planteplanktonbestander redusere siktedypet betydelig. Siktedypet er målt uten bruk av vannkikkert.

Et krav til akseptabelt badevann er at siktedypet ikke skal underskride 2-3 m (Helsedirektoratet 1976).

Resultatene av siktedypmålingene på alle stasjoner er gjengitt i tabell 5.6. Figur 5.3 viser resultatene fra noen utvalgte stasjoner. Da wiren til siktedypskiva bare rakk til 20m dyp, er resultater bedre enn dette plottet som 20m. Figuren viser de to hovedtrekkene ved målingene: siktedypet varierer mye over året, og siktedypet reduseres betydelig innover i fjordområdet.

Som det fremgår av fig. 5.4 og 5.5, viste siktedypet gjennomgående en klar samvariasjon med klorofyllinnholdet i overflatelaget. Som nevnt gir klorofyll a et mål for planteplanktonbestanden, og årstidsvariasjonene i siktedypet er følgelig hovedsakelig et resultat av variasjoner i planteplanktonbestanden.

Tabell 5.6. Siktedypmålinger (m) i fjordområdet.

| Fjordområde | Stasjon | 4.-5.10. 1976 | 24.-26.11. 1976 | 10.-11.1. 1977 | 28.2.-1.3. 1977 | 18.-19.4. 1977 | 6.-7.6. 1977 | 11.-12.7. 1977 | 22.-23.8. 1977 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Breisund - Heissafjord | B 1 | 11.8 | >20.0 | >20.0 | 14.0 | 13.0 | 8.0 | 7.5 | 9.0 |
| | B 2 | 17.0 | 20.0 | 20.0 | 14.0 | 12.0 | 6.5 | 7.0 | 8.0 |
| Langevåg | B 3 | 12.0 | 12.0 | 19.0 | 15.0 | 11.0 | 6.5 | 6.5 | 7.2 |
| Aspevågen | B 4 | 8.5 | 12.5 | 16.0 | 17.0 | 11.0 | 6.0 | 6.5 | 7.0 |
| | B 5 | 9.0 | 17.0 | 16.0 | 17.0 | 10.5 | 5.5 | 6.5 | 7.0 |
| | B 14 | 8.5 | 12.0 | 16.0 | 16.0 | 11.0 | 6.5 | 6.2 | 6.0 |
| | B 17 | - | 13.0 | 16.0 | 12.5 | 10.0 | 5.5 | 6.0 | 6.0 |
| Borgundfjord | B 6 | 8.5 | 12.5 | 16.0 | 13,0 | 10.0 | 5.7 | 6.0 | 7.0 |
| | B 7 | 12.0 | 16.0 | 17.0 | 14.0 | 11.5 | 7.5 | 8.0 | 7.0 |
| Veddevika | B 8 | 8.0 | 19.0 | 20.0 | 7.0 | 8.5 | 4.5 | 6.5 | 4.0 |
| | B 15 | - | - | - | 5.0 | 7.0 | 3.7 | - | 4.0 |
| Mauseidvåg | B 11 | 7.5 | 13.0 | - | 12.0 | 9.0 | 5.0 | 7.0 | 8.5 |
| Åsefjord | B 9 | 8.0 | 14.5 | 17.0 | 13.0 | 10.0 | 5.5 | 7.8 | 7.0 |
| | B 12 | 7.0 | 12.0 | 16.0 | 12.0 | 9.0 | 5.0 | 7.8 | 6.0 |
| | B 13 | 8.5 | 12.5 | 16.0 | 12.0 | 10.0 | 5.0 | 7.0 | 7.5 |
| | B 16 | 8.0 | 8.5 | 15.0 | 8.5 | 9.0 | 4.5 | 6.5 | 5.0 |

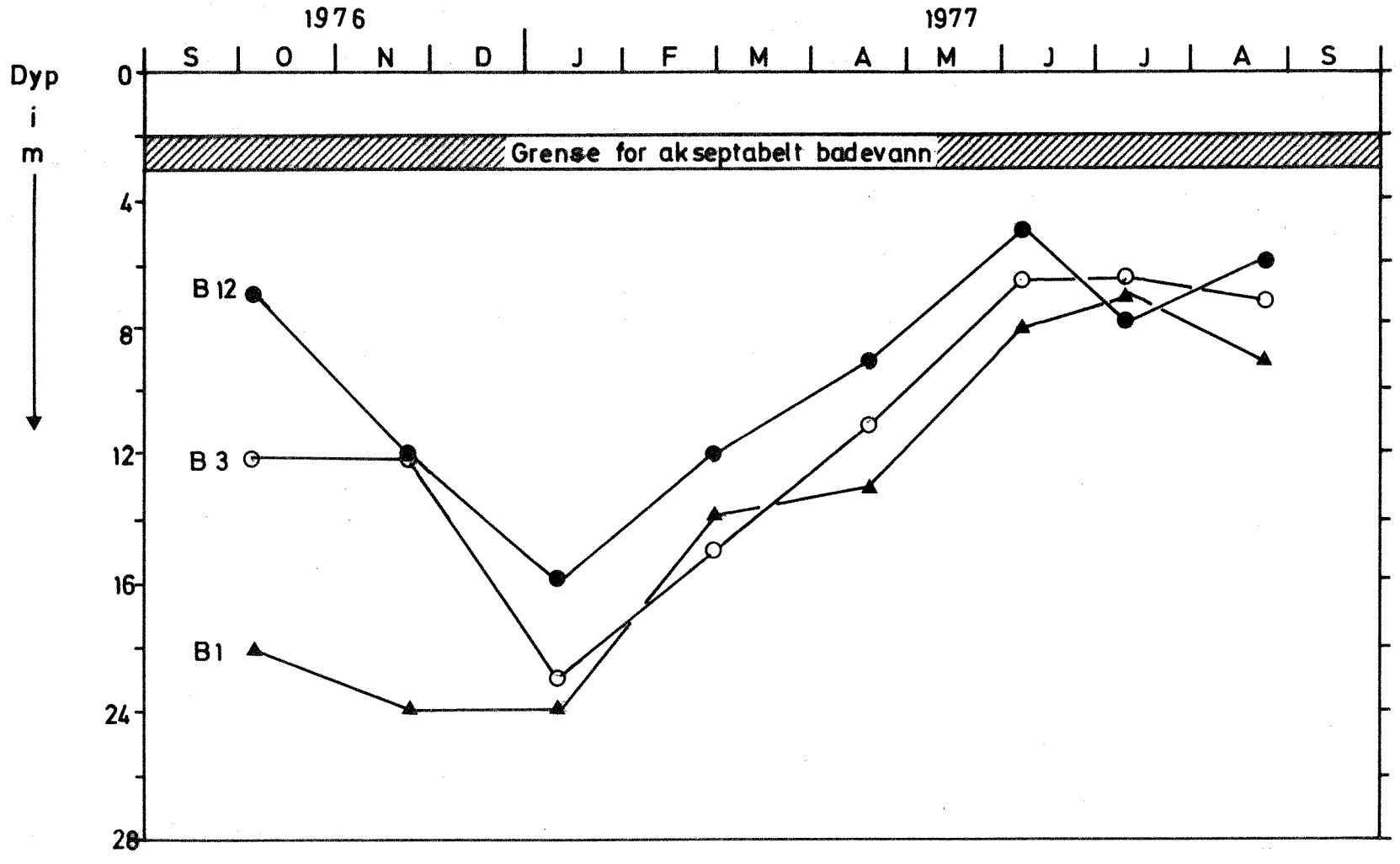



Fig. 5.3 Målinger av siktedyp i Breisundet (st. B1), utenfor Langevåg (st. B3) og utenfor Spjelkavik (st. B12).

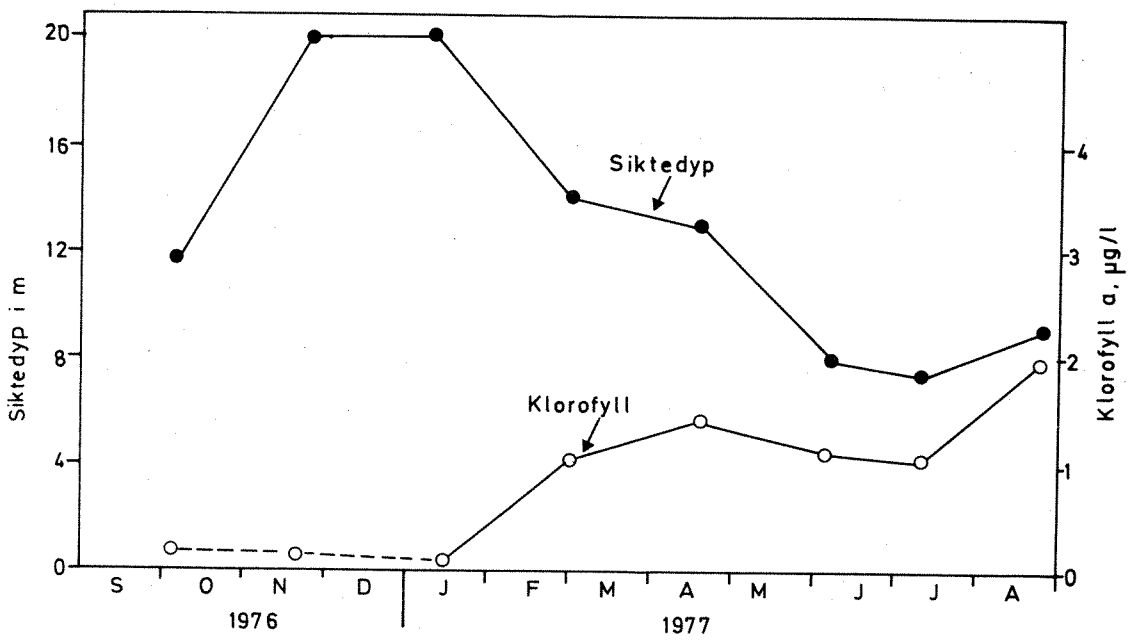



Fig. 5.4 St. B1 Breisundet. Målinger av siktedyp og klorofyll a i 0 - 2 m dyp.

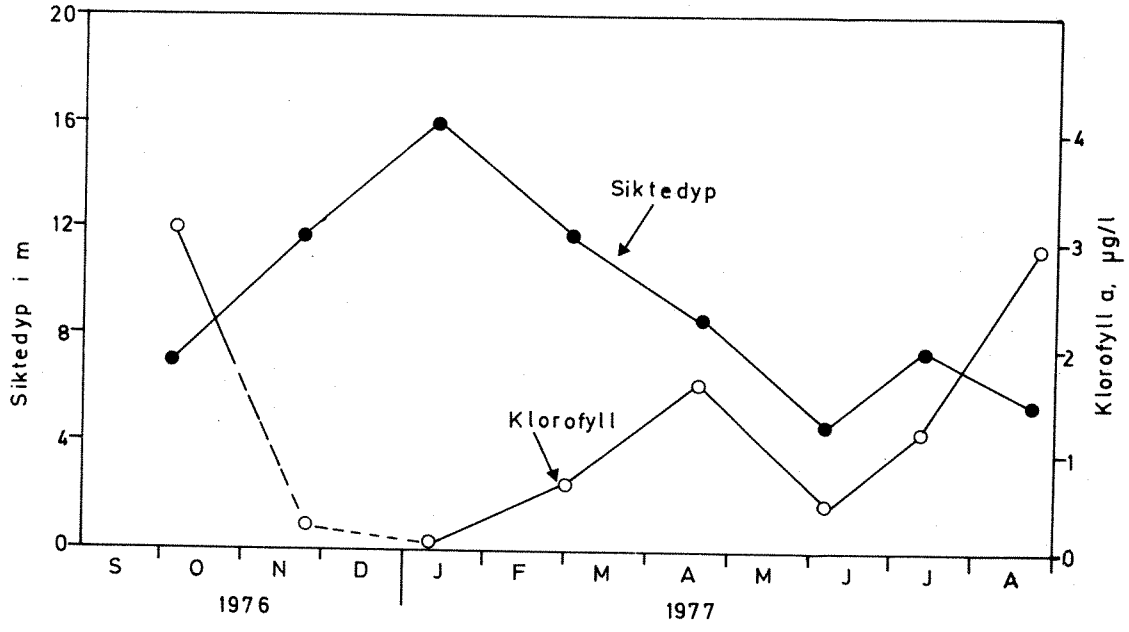



Fig. 5.5 St. B12 Spjelkavik. Målinger av siktedyp og klorofyll a i 0 - 2 m dyp.

Under gunstige vekstforhold kan bestanden av planteplankton vokse meget raskt. Av tabell 5.6 fremgår at siktedypet etter hvert ble redusert i løpet av februar-april, som følge av økende planteplanktonbestand. I tidsrommet 19.4. - 6.6. avtok siktedypet omtrent til det halve, og holdt seg noenlunde på det nivået resten av sommeren.
Siktedypmålinger som Jens L. Molvær i tidsrommet 12.3. - 28.5. med en til to ukers mellomrom utførte på st. B 1 og st. B 3, viste at denne planktonopp-blomstringen fant sted mellom 11.5 og 28.5, hvilket er en sen våroppblomstring på Vestlandet.

Sammenligner vi forskjellene i siktedyp mellom de enkelte stasjonene med for-skjellene i klorofyllinnhold, finner vi ikke noen entydig sammenheng mellom redusert siktedyp og økning i klorofyllkonsentrasjonen, hvilket kan skyldes planktonalgenes fysiologiske tilstand. D.v.s. at like før og under en våropp-blomstring er klorofyllinnholdet i cellene varierende. Sammenligningen er forøvrig vanskelig pga. gjennomgående lave klorofyllkonsentrasjoner og små forskjeller mellom stasjonene.

Vi ser imidlertid også tegn til at tilførsler av partikulært materiale (fra utslipp eller som spredt avrenning fra land) gir en reduksjon av siktedypet innover i fjorden. Måleserien i januar 1977 gav eksempel på dette, da forskjellen i siktedyp mellom st. B 1 i Breisundet og f.eks. st. B 12 utenfor Spjelkavika var mer enn 4m (trolig nærmere 6m). På dette tids-punkt var planktonmengden på et minimum.

Veddevika (st. B 8, st. B 15) var det området hvor det dårligste siktedypet ble målt. Området tilføres en del forurensende stoffer fra husholdnings-kloakk og fra jordbruksavrenning, men som tidligere nevnt er det sannsynlig at utslippene fra sildoljefabrikken har den avgjørende betydning for til-standen her.

Total organisk karbon

*Total organisk karbon (TOC)* gir summen av partikulært og oppløst organisk stoff i vannprøvene og er resultat av tilførsler av organisk stoff til vannmassene, produksjon av plantemateriale i vannmassene på grunnlag av lys og tilgjengelige plantenæringsstoffer og nedbrytning av organisk stoff ved respirasjonsprosesser.

I overflatelaget i norske kystfarvann vil en vanligvis finne konsentrasjoner av total organisk karbon på 1-2 mg C/l. I de fleste tilfelle er også dette variasjonsområdet konsentrasjonene i Borgundfjordens overflatelag har ligget innenfor, dvs. gjennomgående moderate eller lave konsentrasjoner, se tabell 5.7.

Forskjellene mellom stasjonene var små. Det er imidlertid en tendens til at konsentrasjonene på stasjonene B 3, B 8, B 12 og til dels også B 4 ligger litt høyere enn de andre. I en særstilling står st. B 15 som lå relativt nær selve sildoljefabrikken i Veddevika (avstand 100-150 m). Her ble iblant målt høye konsentrasjoner, spesielt 19.4.1977 da overflatelaget synbart var sterkt påvirket av avløpsvann fra fabrikken. Konsentrasjonene på st. B 15 (og st. B 8 noe lenger ut på Veddevika) varierte mye. Her kan varierende produksjonsforhold ved fabrikken ha spilt en betydelig rolle, likeledes at skyen av avløpsvann såpass nær fabrikken vil være av begrenset utstrekning og ikke alltid påvirke forholdene på stasjonene like mye.

Tabell 5.7. Konsentrasjoner av total organisk karbon (mg C/l) i overflatelaget.

| Fjordområde | Stasjon | 4.-5.10. 1976 | 24.-26.11. 1976 | 10.-11.1. 1977 | 28.2.-1.3. 1977 | 18.-19.4. 1977 | 6.-7.6. 1977 | 11.-12.7. 1977 | 22.-23.8. 1977 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Breisund - Heissafjord | B 1 | 1.80 | 2.45 | 1.20 | 1.50 | 1.80 | 1.20 | 1.50 | 1.20 |
| | B 2 | 0.90 | 1.95 | 1.10 | 1.50 | 1.60 | 1.20 | 1.70 | 1.40 |
| Langevåg | B 3 | 1.85 | 2.05 | 2.35 | 2.20 | 2.00 | 1.20 | 1.20 | 1.45 |
| Aspevåg | B 4 | 1.00 | 1.80 | 0.75 | 0.80 | 1.50 | 1.20 | 1.20 | 1.15 |
| | B 5 | 1.40 | 1.90 | 0.70 | 1.40 | 1.40 | 1.20 | 1.60 | 1.25 |
| | B 14 | 1.05 | 1.90 | 1.05 | 1.50 | 1.60 | 1.40 | 1.40 | 1.20 |
| | B 17 | | 1.48 | 1.40 | 1.20 | 1.60 | 1.40 | 1.40 | 1.40 |
| Borgundfjord | B 6 | | 1.50 | 1.15 | 1.90 | 1.70 | 1.50 | 1.40 | 1.30 |
| | B 7 | 1.65 | 2.40 | 1.60 | 1.10 | 1.40 | 1.10 | 1.50 | 1.45 |
| Veddevika | B 8 | 1.80 | 1.45 | 2.35 | 2.20 | 1.40 | 1.60 | 1.40 | 2.00 |
| | B 15 | | 1.65 | 1.25 | 3.20 | 27.80 | 2.00 | 1.50 | 2.90 |
| Mauseidvåg | B 11 | 1.20 | 1.60 | | 1.30 | 1.70 | 1.40 | 1.40 | 1.25 |
| Åsefjord | B 9 | 1.45 | 1.95 | 1.60 | 1.60 | 1.90 | 1.30 | 1.30 | 1.40 |
| | B 12 | 1.70 | 1.15 | 2.45 | 1.50 | 1.30 | 2.70 | 1.60 | 1.50 |
| | B 13 | 1.75 | 1.45 | 1.60 | 1.20 | 1.60 | 1.70 | 1.90 | 1.35 |
| | B 16 | 1.80 | 1.65 | 1.80 | 1.80 | 1.40 | 1.50 | 1.50 | 1.95 |

## 5.3 Dypvannet

Tilstanden i dypvannet vil i hovedsaken være avhengig av vannutskiftningsprosessene. Er vannutskiftningen god, kan dypvannet i et fjordområde tåle en relativt høy belastning med forurensende materiale uten at tilstanden forringes i nevneverdig grad.

### Oksygenforholdene

Som vist i kap. 4 var vannutskiftningen i fjordområdets dypvann i hovedsaken god. Unntakene gjaldt dypbassengene som det finnes flere av. Dette bildet fant vi også når det gjaldt oksygenforhold.

Tilgang på oksygen er som allerede nevnt en forutsetning for at høyerestående organismer skal overleve. Ifølge FAO (1969) overlever ikke de fleste marine organismer oksygenverdier lavere enn 0.8 ml/l. Hos fisk inntreffer visse forandringer bl.a. i blodet mellom 1.7 og 2.1 ml/l. Verdier over 3.5 ml/l anses tilfredsstillende for de fleste arter av fisk og vekster i saltvann. En vil dog påpeke at visse arter er mer ømfindtlige enn andre, og at disse grenseverdier varierer for de ulike arter.

For karakterisering av oksygenforholdene skal vi benytte følgende enkle skala:

| Karakter | Oksygenkonsentrasjon ml/l |
|---|---|
| Råtten | 0 |
| Kritisk | 0-2 |
| Dårlig | 2-3.5 |
| Tilfredsstillende | >3.5 |

I bassenget i Aspevågen var det fra slutten av november 1976 til februar 1977 dårlige til kritiske oksygenforhold, se fig. 4.12 . Lavest målte konsentrasjon var 1.5 ml $O_2$/l (22% metning) i 38 m dyp 10.1.1977. Dette fant da sted i en periode med stagnant dypvann.

Det var noe uventet at man i Heissafjorden (st. B 2) kunne finne et basseng hvor oksygenkonsentrasjonene på slutten av en stagnasjonsperiode var markert redusert, se fig. 5.6 . Bassenget er forholdsvis lite, men en reduksjon fra ca. 5.8 ml $O_2$/l i 100 m dyp 10.1.1977 til 3.6 ml $O_2$/l i samme dyp den 28.2.1977 tyder på en betydelig belastning med nedbrytbart organisk materiale.

Figur 5.6 viser også forholdene lenger innover i fjorden. Dette var trolig umiddelbart før dypvannet i bassengene ved st. B 7 og st. B 9 ble fornyet, og konsentrasjonene er de laveste som ble funnet i undersøkelsesperioden (se også fig. 4.16).

Oksygenkonsentrasjonene nær bunnen på st. B 7 var klart redusert, men forholdene kunne fortsatt sies å være tilfredsstillende.

I Åsefjorden derimot må oksygenforholdene under 85-90 m dyp ved dette tidspunkt karakteriseres som dårlig til kritisk. Laveste konsentrasjon var 1.95 ml $O_2$/l (29% metning) målt i 95 m dyp. Bunndypet her var 103 m og det er sannsynlig at oksygenkonsentrasjonene nærmere bunnen var enda lavere.

Som tidligere nevnt (kap. 4.5 ) viste oksygenkonsentrasjonene fra st. B 11 tydelige tegn til stagnasjon av dypvannet i bassenget utenfor Mauseidvågen. Laveste konsentrasjon på st. B 11 ble målt til 4.3 ml $O_2$/l (ca. 64% metning) i 28 m dyp 26.11.1976 og 12.7.1977. Det må imidlertid bemerkes at det i januar 1977 ikke ble tatt prøver pga. isdekke, og at oksygenkonsentrasjonene da vel mulig var lavere enn under foregående tokt i november 1976.

I august 1977 ble tatt en orienterende prøveserie fra 58 m dyp lenger ut i bassenget. Oksygenkonsentrasjonen var 4.3 ml $O_2$/l (63% metning) mot 4.9 ml $O_2$/l (71% metning) i 28 m dyp på st. B 11.

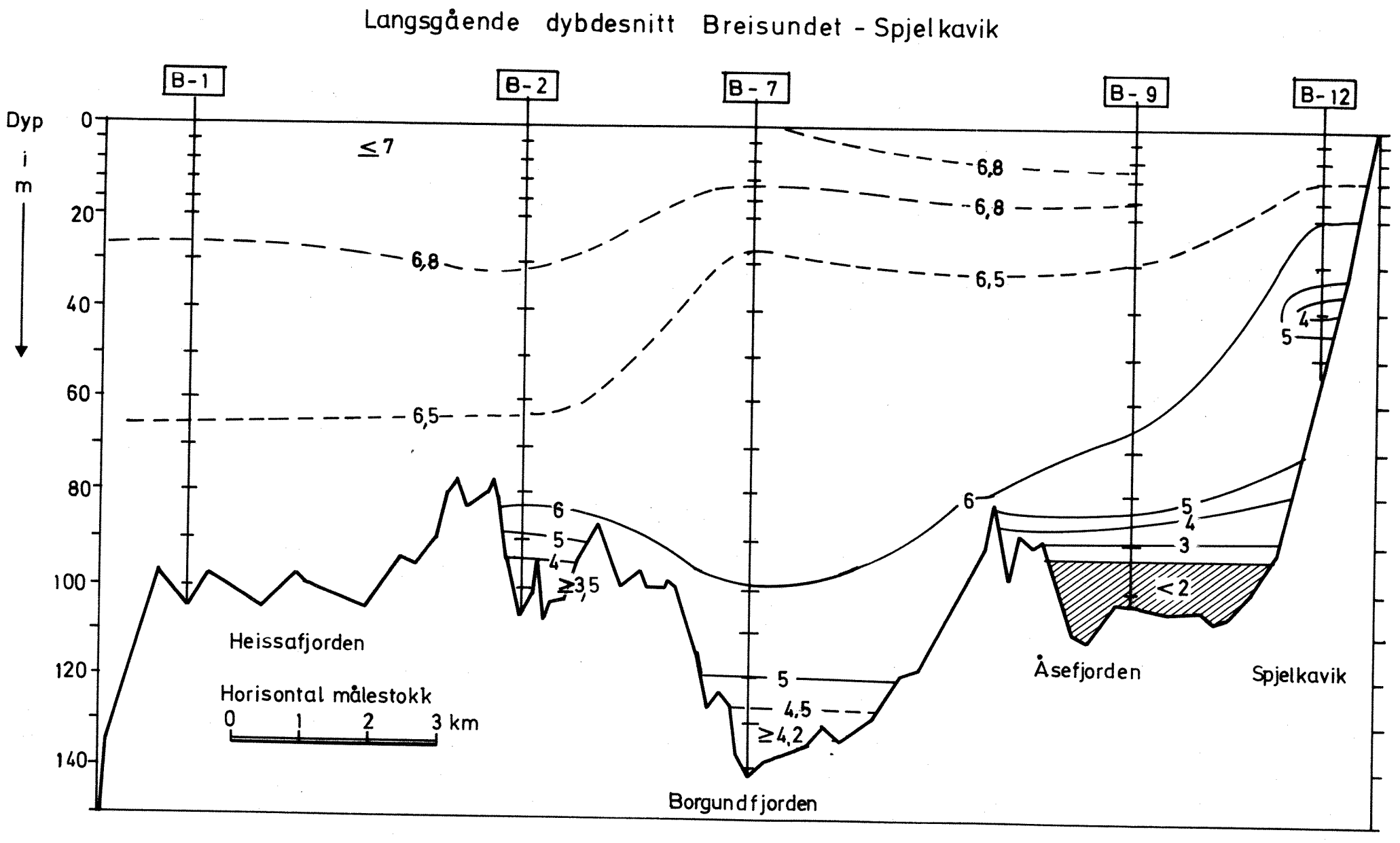



Fig. 5.6. Oksygenmålinger (ml $O_2$/l) 28.2. - 1.3.1977.

Det er således meget sannsynlig at det i dypbassenget utenfor Mauseidvågen periodevis opptrer dårlige oksygenforhold.

Spesielt kan det nevnes at ingen av oksygenprøvene fra Veddevika (st. B 8) eller Langevåg (st. B 3) var lavere enn 5.5 ml $O_2$/l. Oksygenforholdene her var således tilfredsstillende, som er i samsvar med at begge disse områder har god vannutskiftning.

Fosfor og nitrogen

Konsentrasjoner av ortofosfat og nitrat+nitritt i dypvannet i Breisundet (st. B 1), utenfor Langevåg (st. B 3), Aspevågen (st. B 4) og i Åsefjorden (st. B 9) er vist på figurene 5.7-5.14. Variasjonene er gjennomgående store fra tokt til tokt, og det er sannsynlig at en hyppigere prøvetakingsfrekvens hadde gitt et mer nyansert bilde. Som vi skal se er det imidlertid liten grunn til å anta at dette ville endre på konklusjonene.

Det er et rimelig utgangspunkt at konsentrasjonene i dypvannet på st. B 1 i Breisundet representerer noenlunde upåvirkede forhold. Vi ser i første omgang bort fra vannmassene i de tidligere omtalte dypbassengene. Sammenlignes fosforkonsentrasjonene på st. B 3, st. B 4 og st. B 9, ser vi stor likhet såvel mht. nivåer som til variasjoner fra tokt til tokt.
Det samme gjelder for nitrat+nitritt, og også for ammonium. Man kan dermed konkludere med at dypvannet holdt noenlunde bakgrunnsnivåer for fosfor- og nitrogenforbindelser i de områder hvor vannutskiftningen var god.

I de mer avstengte dypbassengene var situasjonen en annen, med akkumulering av ortofosfat og nitrat+nitritt i de stagnante periodene. Her ble målt tildels høye konsentrasjoner. Dette gjelder både for Aspevågen (fig. 5.11 og 5.12) og for Åsefjorden (fig. 5.13 og 5.14). Det samme var tilfelle for Mauseidvågen (st. B 9) hvor f.eks. ortofosfatkonsentrasjonene økte med en faktor på 2-3 fra 16 m til 28 m dyp (terskel på ca. 15 m dyp).

Hvor markert de relativt avstengte vannmassene skiller seg fra de overliggende vannmasser fremgår også av fig. 5.15 og 5.16, som viser situasjonen mot slutten av en stagnant periode.

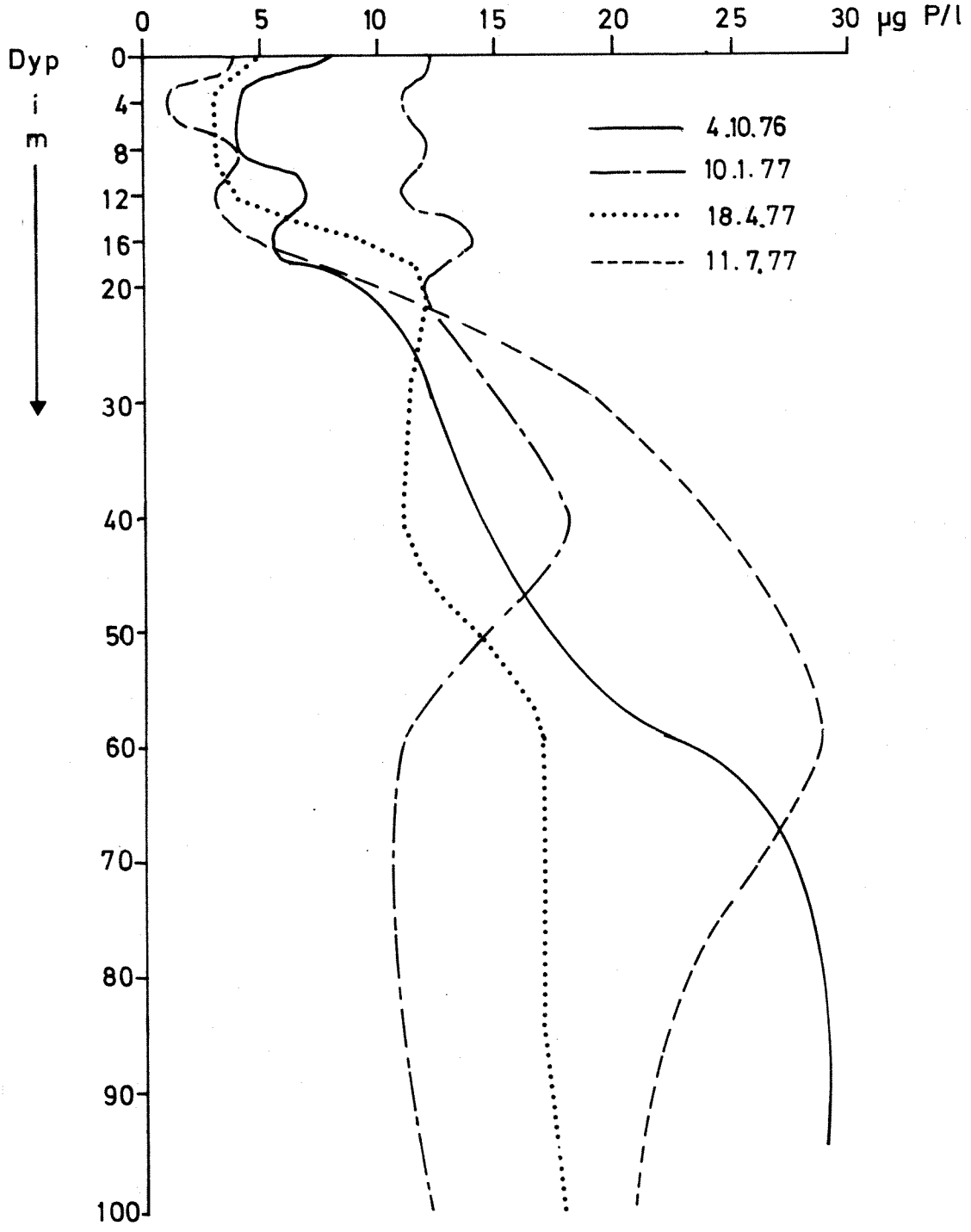



Fig. 5.7 St B1 Konsentrasjoner av ortofosfat (µg P/l)

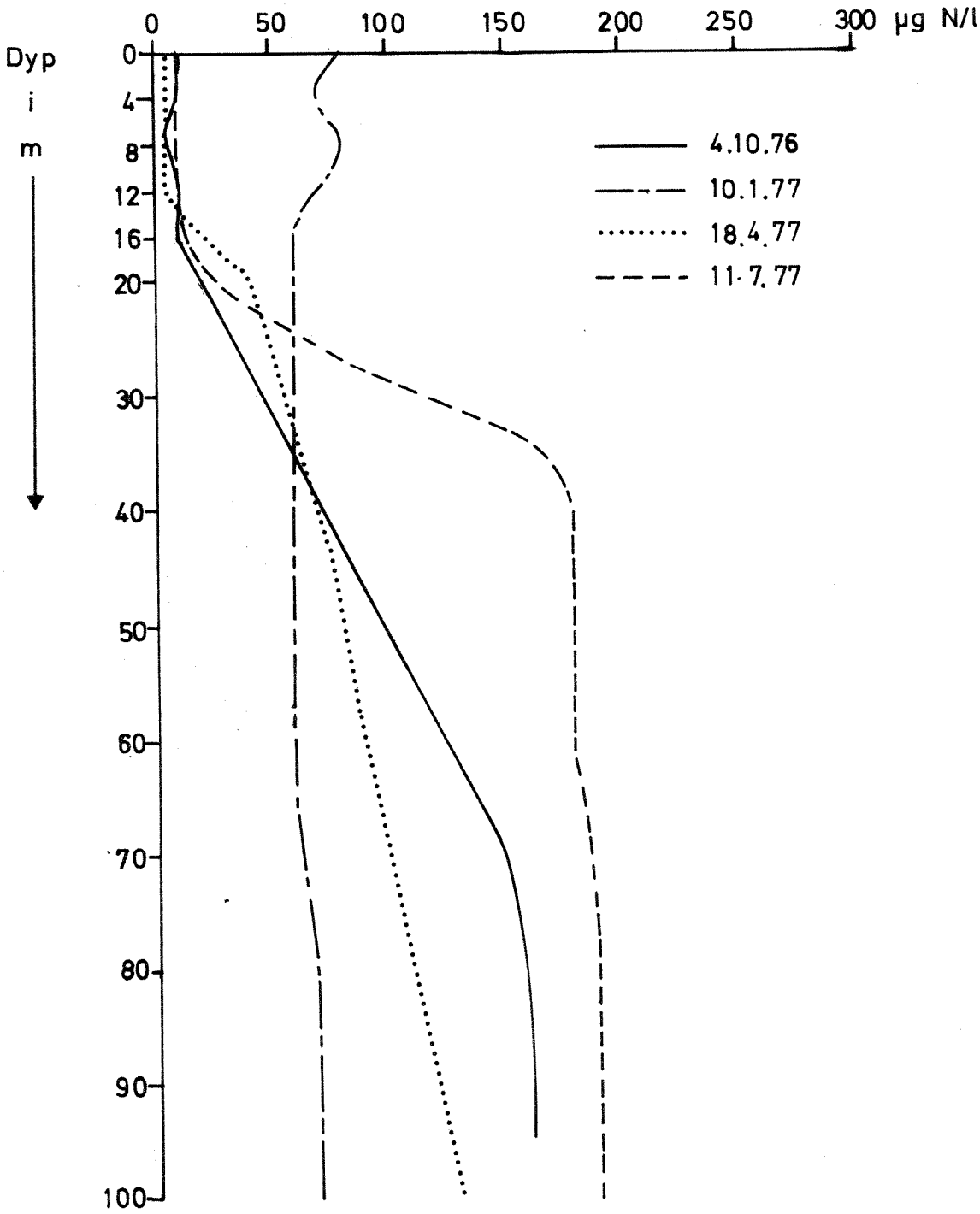



Fig. 5.8 St B1. Konsentrasjoner av nitrat + nitritt (µg N/l)

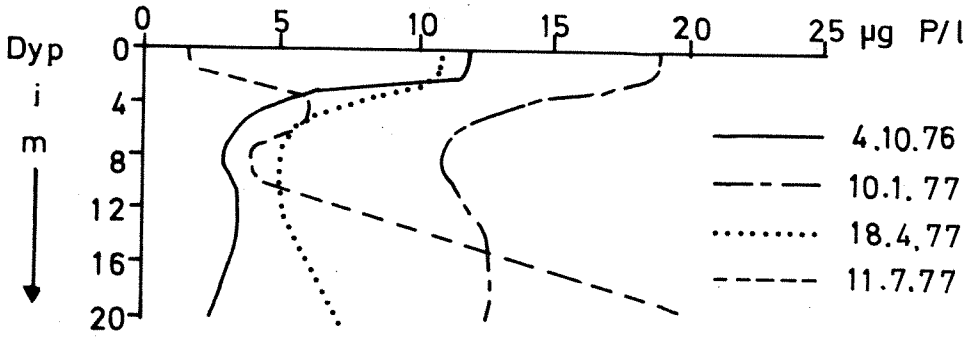



Fig. 5.9. St. B 3. Konsentrasjoner av ortofosfat (µg P/l)

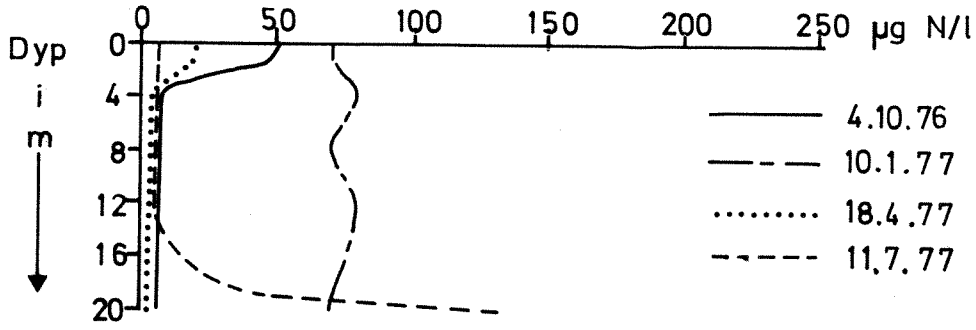



Fig. 5.10. St. B 3. Konsentrasjoner av nitrat + nitritt (µg N/l)

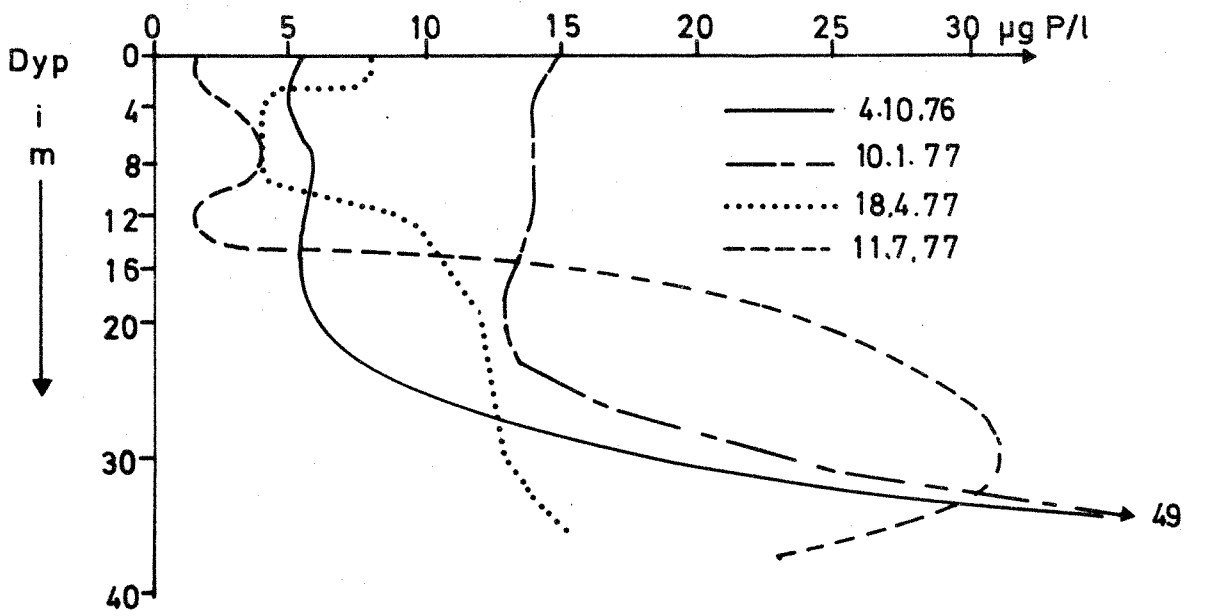



Fig. 5.11. St. B4, Aspevågen. Konsentrasjoner av ortofosfat (µg P/l).

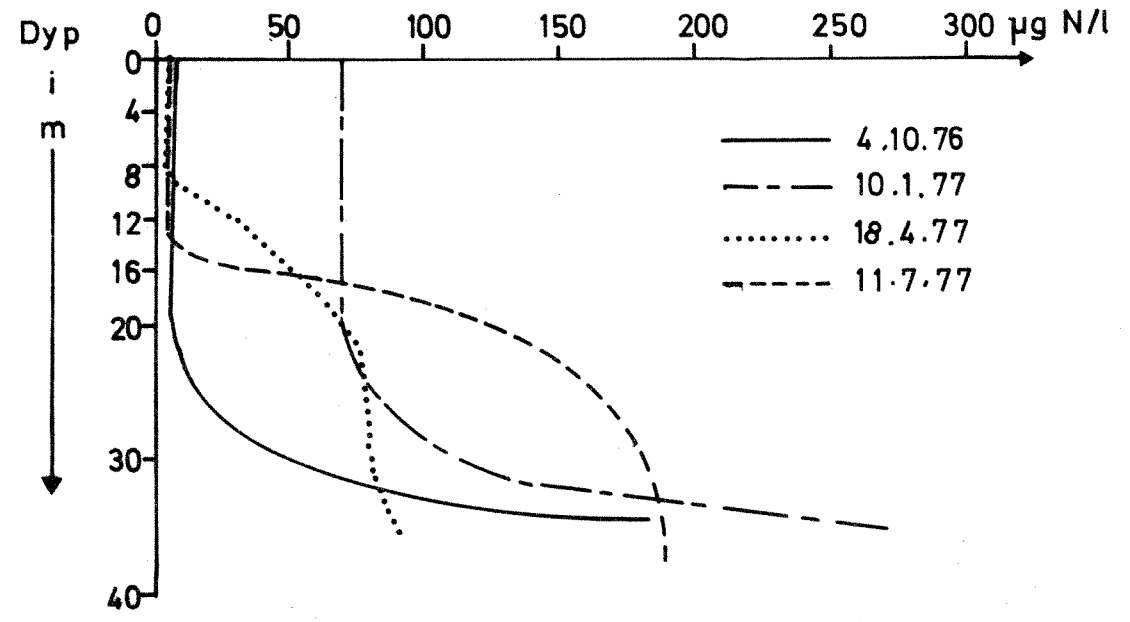



Fig. 5.12. St. B4, Aspevågen. Konsentrasjoner av nitrat + nitritt (µg N/l).

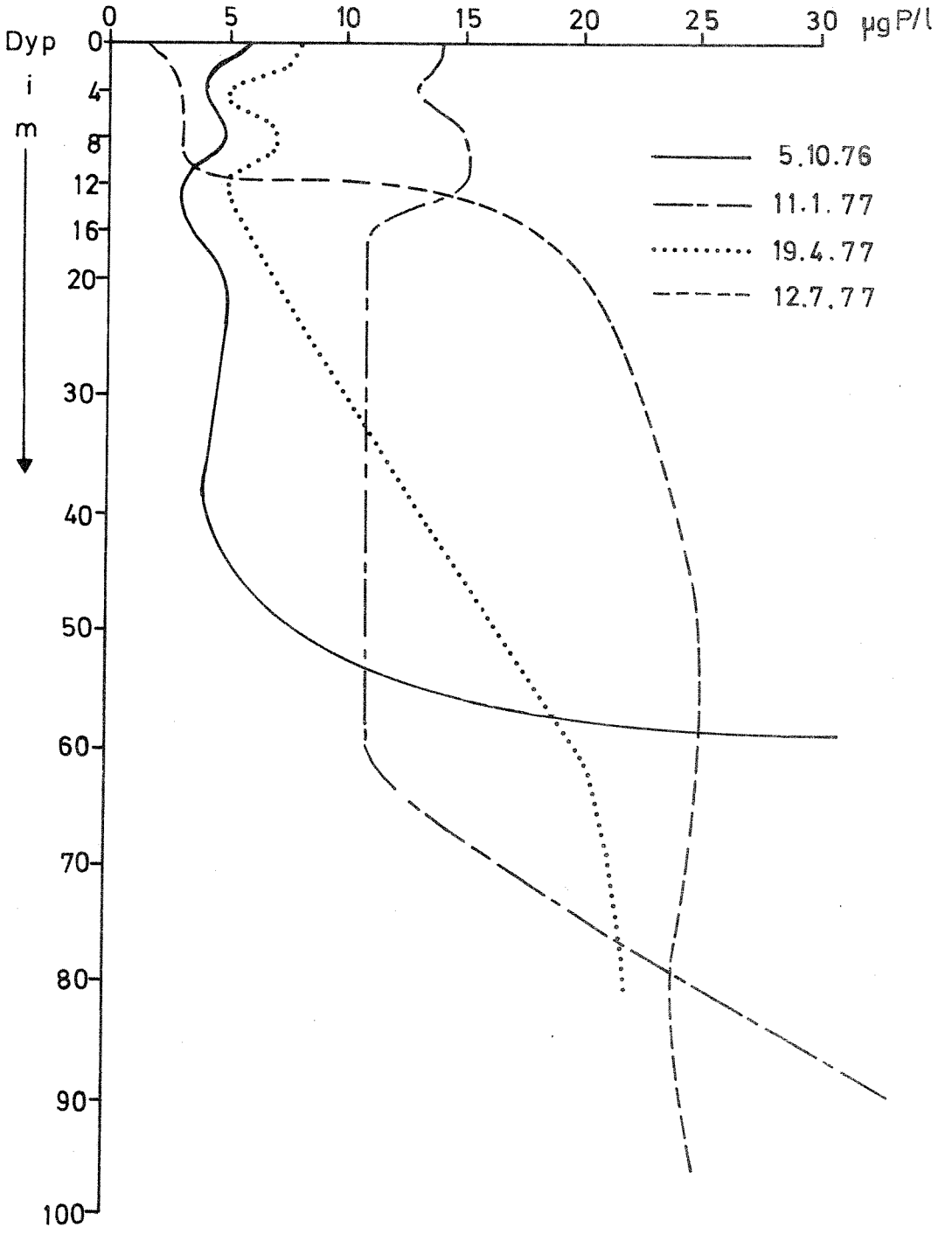



Fig. 5.13 St B9. Konsentrasjoner av ortofosfat (µg P/1)

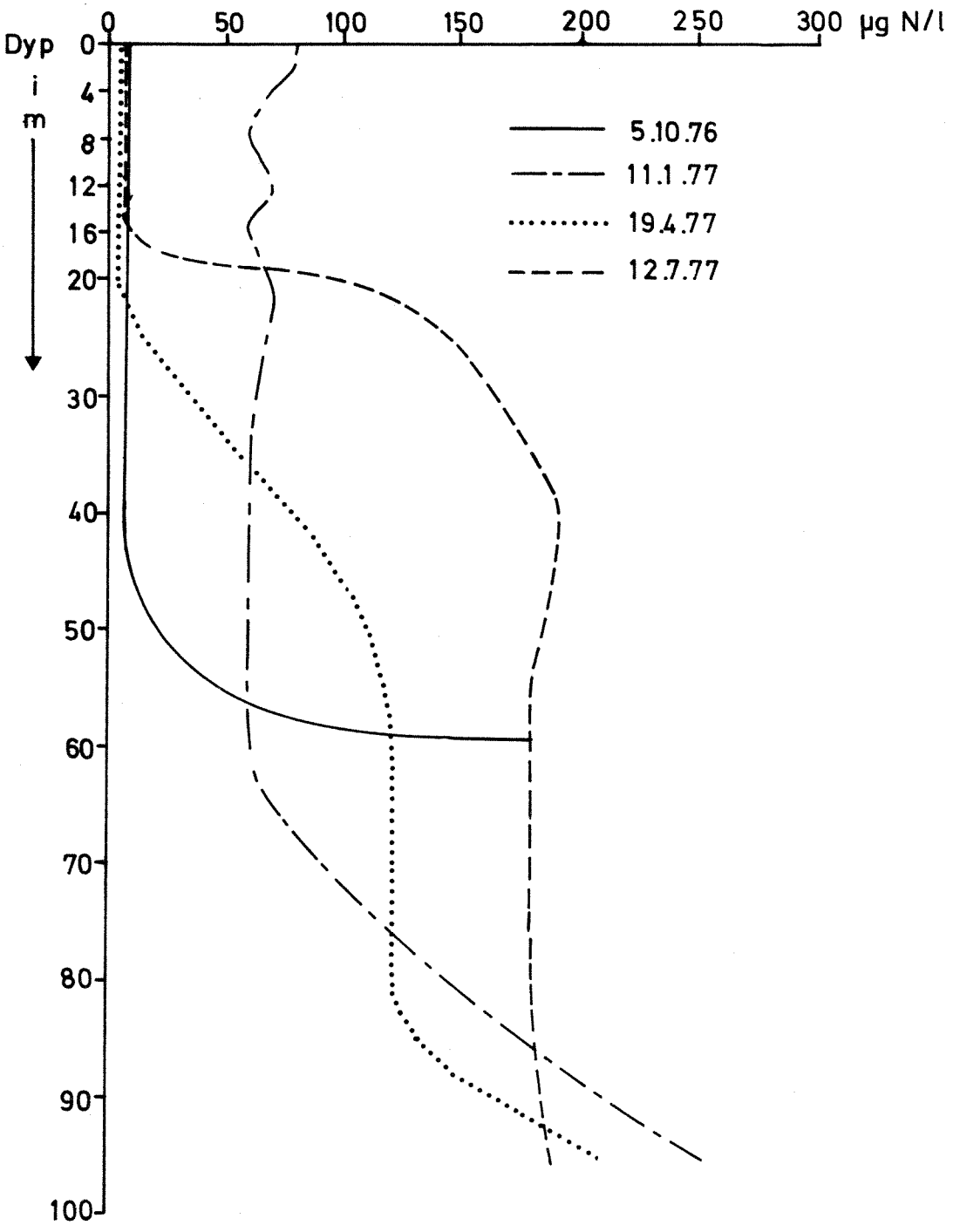



Fig. 5.14 St B9. Konsentrasjoner av nitrat+nitritt (µg N/l)

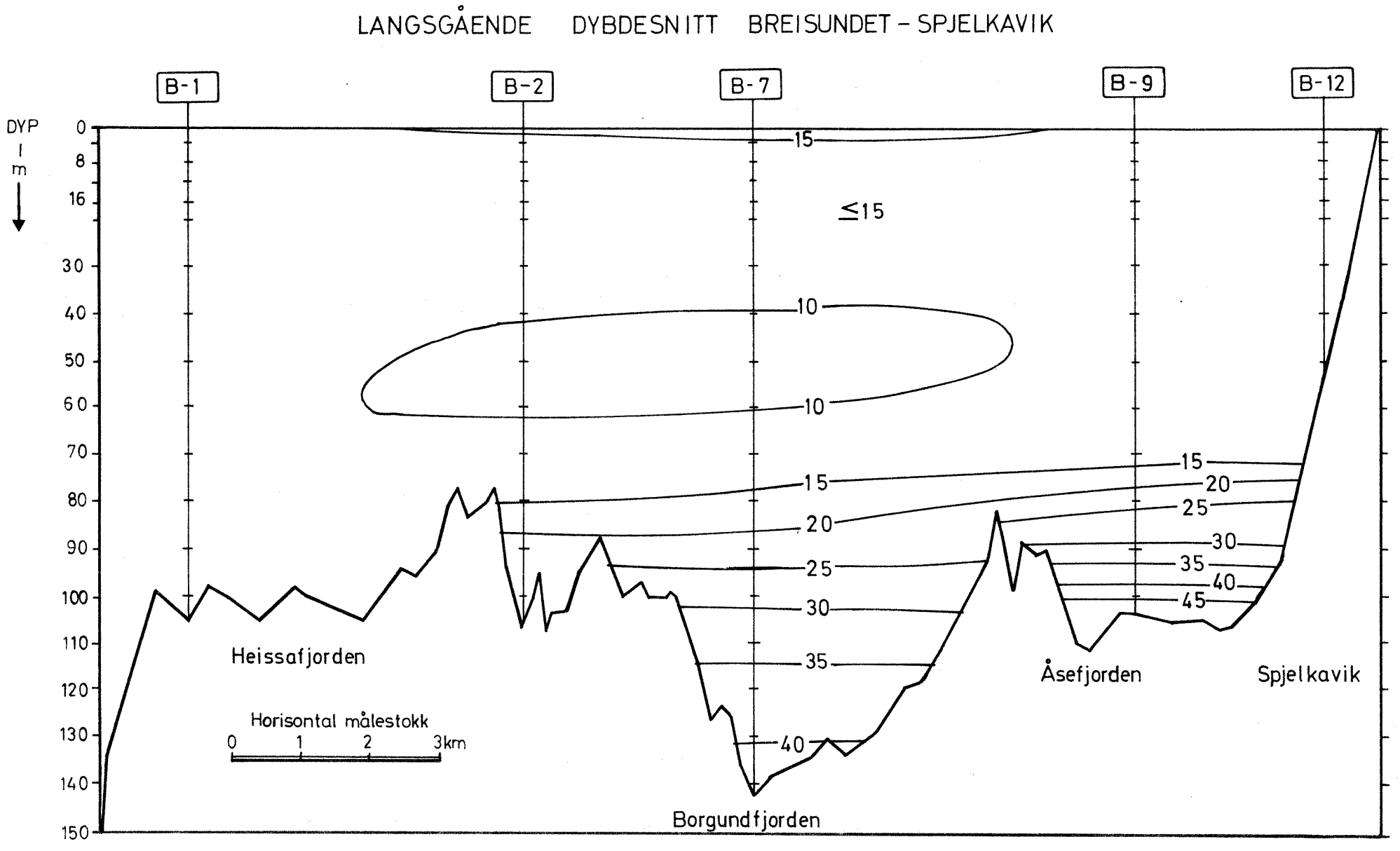



Fig. 5.15 Ortofosfat (µg P/l) 10 - 11.1.1977

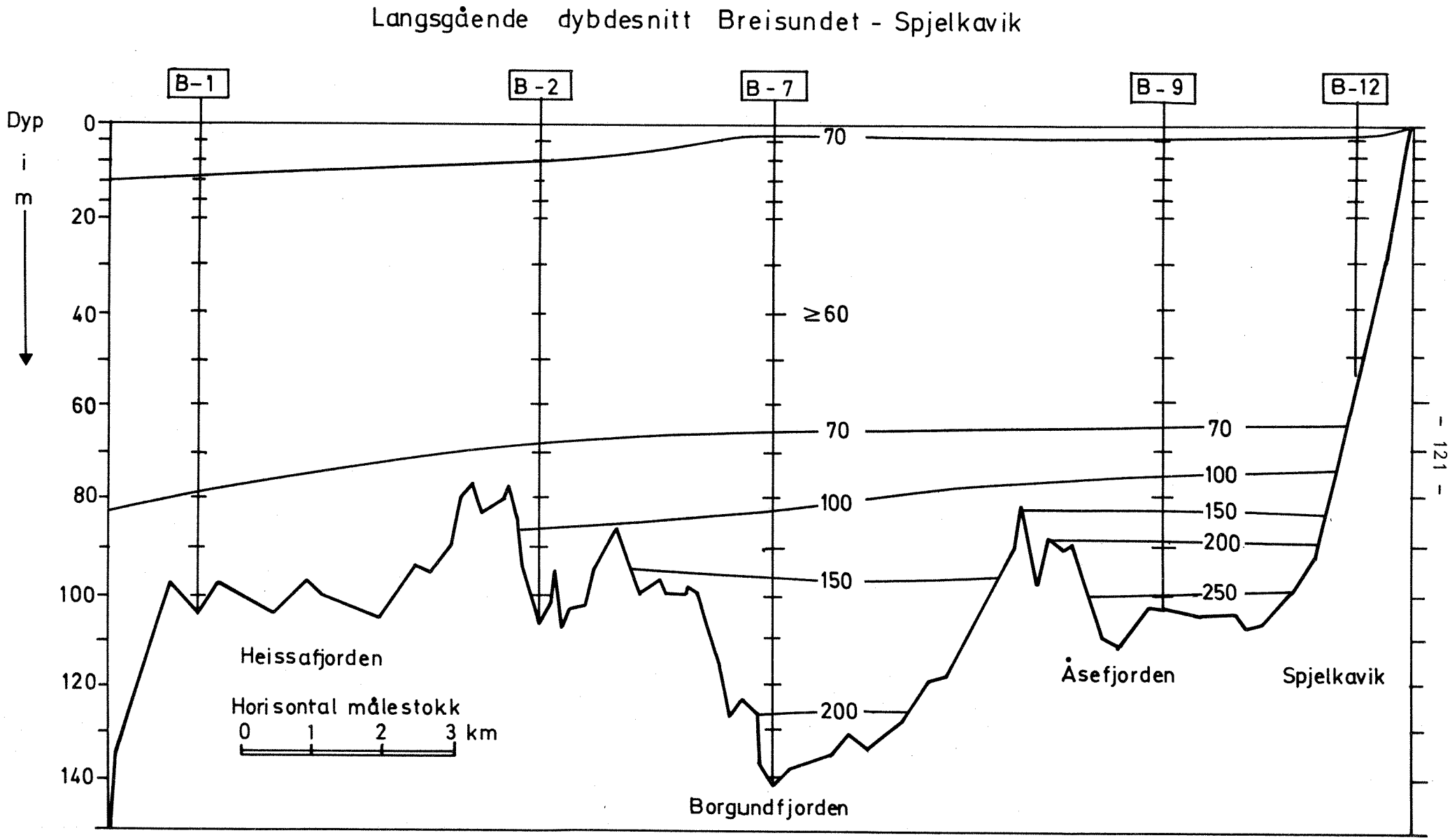



Fig. 5.16. Målinger av nitritt + nitrat (µg N71) 10.-11.1.1977.

## 5.4 Metaller i vannmassen.

Metaller ble analysert på 5 stasjoner (Fig. 4.1) i Borgundfjorden i oktober 1976 og januar 1977 (Tabell 5.8. I tillegg ble ekstra prøver for kvikksølv-analyser tatt i mai 1977 (Tabell 5.9).

Konsentrasjonen av metaller i fjordvann varierer vanligvis betydelig og det er derfor vanskelig å etablere et bakgrunnsnivå. Tilførsel av ferskvann, mengde partikler i vannmassen, planktonproduksjon og kjemiske prosesser er med på å fastsette konsentrasjonsnivået av de fleste spormetallene.

Datamaterialet for metaller i vannmassen i Borgundfjorden er spinkelt (kun 2 tokt) og resultatene må derfor betraktes som orienterende.

Analysene av kvikksølv som ble utført i oktober 1976 og januar 1977 er ikke korrekte, da det senere ble oppdaget en kontamineringskilde i gamle plast-flasker som prøvene ble oppbevart på. I mai 1977 ble det derfor tatt ekstra prøver på nye plastflasker og konsentrasjonene varierte mellom 0.05 og 0.09 µg/l (ppb). Dette er nivåer som må betraktes som normale for kystvann. Vi kan således ikke spore noen kvikksølvforurensning av vannmassene, til tross for at det ble påvist noe høyere nivå enn normalt i sedimentene spesielt i Aspevågen. Når det ikke er tilfelle tyder dette på god vannutskif-ting og kort oppholdstid av vannmassen. En alternativ forklaring er at kvikksølvet i sedimentet stammer fra tidligere utslipp som nå har opphørt.

Konsentrasjonene av bly lå stort sett lavere enn 1 µg/l, mangan lavere enn 50 µg/l, kadmium lavere enn 0.2 µg/l, krom lavere enn 1 µg/l og kopper og nikkel lå lavere enn 2 µg/l. Dette innebærer at ingen av de nevnte metallene opptrådte i konsentrasjoner høyere enn det man vanligvis finner i uforurenset kystvann. Sink viste derimot noe høyere konsentrasjoner i januar i forhold til oktober, spesielt i Aspevågen og utenfor Langevåg. Om dette skyldes spo-radiske utslipp eller om det er naturlige årsaker som ligger til grunn, kan ikke fastslås. Det bør også påpekes at kopper også var noe høyere i disse prøvene.

Tabell 5.8. Metaller i vannmassene i Borgundfjorden (ppb = µg/l)

| Stasjon | Dyp (m) | Dato | Pb | Mn | Zn | Cr | Cd | Cu | Ni |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| B 1 | 0-2 | 4.10.76 | < 1 | < 50 | 2.4 | < 1 | < 0.2 | 0.4 | < 1 |
| | 95 | " | < 1 | < 50 | 3.3 | < 1 | < 0.2 | 0.6 | 2.4 |
| B 3 | 0-2 | " | < 1 | < 50 | 3.4 | < 1 | < 0.2 | 0.3 | < 1 |
| | 20 | " | < 1 | < 50 | 2.0 | < 1 | < 0.2 | 0.4 | 1.6 |
| B 4 | 0-2 | " | < 1 | < 50 | 2.7 | < 1 | < 0.2 | 0.4 | 1.2 |
| | 35 | " | < 1 | < 50 | 1.2 | < 1 | < 0.2 | 0.3 | < 1 |
| B 11 | 0-2 | 5.10.76 | < 1 | < 50 | 2.8 | < 1 | 0.2 | 0.5 | < 1 |
| | 25 | " | < 1 | 50 | 3.2 | < 1 | < 0.2 | 0.5 | 1.4 |
| B 12 | 0-2 | " | < 1 | 60 | 1.2 | < 1 | < 0.2 | <0.2 | < 1 |
| | 55 | " | < 1 | < 50 | 1.7 | < 1 | < 0.2 | 0.3 | 1.2 |
| B 1 | 0-2 | 10.1.77 | < 1 | < 50 | 6.3 | < 1 | < 0.2 | 1.1 | < 1 |
| | 100 | " | < 1 | < 50 | 4.8 | < 1 | < 0.2 | 0.8 | 1.7 |
| B 3 | 0-2 | " | < 1 | < 50 | 11.1 | < 1 | < 0.2 | 1.4 | 1.5 |
| | 20 | " | < 1 | < 50 | 17.7 | < 1 | < 0.2 | 2.5 | 2.9 |
| B 4 | 0-2 | " | < 1 | < 50 | 4.4 | < 1 | < 0.2 | 1.5 | 1.5 |
| | 38 | " | < 1 | < 50 | 9.5 | < 1 | < 0.2 | 1.2 | 1.6 |
| B 12 | 0-2 | 11.1.77 | < 1 | < 50 | 3.3 | < 1 | < 0.2 | 1.3 | 1.2 |
| | 55 | | < 1 | < 50 | 2.6 | < 1 | < 0.2 | 1.3 | 1.7 |
| Arit. gjennomsnitt for | | okt. 76 | < 1 | < 51 | 2.4 | < 1 | < 0.2 | <0.4 | <1.3 |
| Arit. gjennomsnitt for | | jan. 77 | < 1 | < 50 | 7.5 | < 1 | < 0.2 | <1.4 | <1.6 |

Tabell 5.9. Kvikksølv i vannmassene i Borgundfjorden (ppb = µg/l) (mai 1977)

| Stasjon | Dyp (m) | Hg |
|---|---|---|
| B 1 | 0-2 | 0.07 |
| | 100 | 0.06 |
| B 3 | 0-2 | 0.07 |
| | 20 | 0.07 |
| B 4 | 0-2 | 0.05 |
| | 38 | 0.05 |
| B 11 | 0-2 | 0.06 |
| | 28 | 0.06 |
| B 12 | 0-2 | 0.08 |
| | 50 | 0.09 |
| Arit.gj.snitt | | 0.07 |

## 5.5 Sammenfattende vurdering av resultatene fra de hydrokjemiske undersøkelsene.

Resultatene fra de hydrokjemiske undersøkelsene kan sammenfattes som følger:

1. Konsentrasjonene av fosfor i overflatelaget viste i hovedtrekkene en klar økning innover i fjordområdet.

   Foruten Veddevika, hvor spesielt høye konsentrasjoner ble funnet i perioder med produksjon på sildoljefabrikken, var det både i Aspevågen, Mauseidvågen og Åsefjorden markert høyere fosforkonsentrasjoner enn i Breisundet. Dette må i hovedsaken skyldes utslipp fra land.
   Med unntak for områdene med periodevis stagnant dypvann (Åsefjorden, Aspevågen og Mauseidvågen) var fosforkonsentrasjonene i dypvannet lave. I de nevnte områdene var det en markert økning i fosforkonsentrasjonene mot bunnen.

2. De i særklasse høyeste konsentrasjonene av nitrogen ble funnet i Veddevika i perioder med produksjon på sildoljefabrikken. Utenfor Langevåg (st. B3) og i Aspevågen (st. B17) var det i blant tegn til en viss belastning med nitrogen. I den resterende del av undersøkelsesområdet var konsentrasjonene lave.

   Som for fosfor var konsentrasjonene i dypvannet gjennomgående lave, med unntak for områdene med stagnante vannmasser.

3. Undersøkelsene av begrensende stoffer for algevekst viste at det ved begynnelsen av planktonoppblomstringen i mai 1977 var et potensielt fosforunderskudd i overflatelaget i Breisundet, ved Langevåg og i Aspevågen.

   I Åsefjorden, Veddevika og Mauseidvågen synes det å ha vært et potensielt nitrogenunderskudd i vannmassen. I tidsrommet juni - august kunne fosfor antas å være en begrensende faktor for planktonproduksjonen i fjordområdet, selv om også nitrogen til tider kan ha vært i underskudd.

4. Målinger av siktedyp viste at dette avtok betydelig innover i fjordområdet, både sommer og vinter. Dette var trolig i hovedsaken et resultat av tilførsler av partikulært materiale til vannmassene.

   I hele området var det stor forskjell i siktedyp mellom sommer og vinter. Målinger av vannmassenes klorofyllinnhold viste at dette skyldtes en større planteplanktonbestand i sommerhalvåret.

   Dårligst siktedyp ble målt i Veddevika.

5. Konsentrasjonene av total organisk karbon i overflatelaget var stort sett moderate eller lave. Veddevika skilte seg ut med periodevis meget høye konsentrasjoner, noe som i hovedsaken skyldtes avløpsvann fra sildoljefabrikken.

6. Med unntak for dypbassengene med dårlig vannutskiftning, var oksygenforholdene i dypvannet tilfredsstillende. Dårlige til kritiske oksygenforhold ble påvist nær bunnen i Aspevågen og i Åsefjorden. Det er sannsynlig at det i dypbassenget utenfor Mauseidvåg i perioder også vil være dårlige oksygenforhold.

   I et mindre basseng i Heissafjorden ble det påvist betydelig reduserte oksygenkonsentrasjoner, uten at oksygenforholdene i undersøkelsesperioden kunne karakteriseres som dårlige.

# 6. BUNNSEDIMENTUNDERSØKELSER

## 6.1 Innledning.

Analysene av sedimentene omfattet bly (Pb), kadmium (Cd), sink (Zn), kvikksølv (Hg), total nitrogen (tot-N), total fosfor (tot-P) og organisk materiale på 8 stasjoner i Borgundfjorden (Fig. 6.1). Et antall av 22 prøver (2 cm segmenter) er analysert.

Sedimenter er velegnet i forurensningsstudier da deres kjemiske sammensetning kan gi informasjon om spredning av forurensningsstoffer fra en bestemt kilde og dessuten belyse den historiske utviklingen mht. forurensning. Mens prosesser i vannmassen skjer raskt, vil tilsvarende prosesser i sedimentene skje mye langsommere, slik at tidsgradienter er nyttige i sedimentundersøkelser.

## 6.2 Visuell betraktning av sedimentene.

En generell beskrivelse av sedimentkjernene er gitt i Tabell 6.1.

Hovedtrekkene viste at i Borgundfjorden var sedimentene grove og sandige på de ytterste stasjonene (Å6 og 7) og sterkt organiskholdig innerst i fjorden (Å1, 2 og 3). Dette tyder på kraftige vannbevegelser og erosjon av bunnen ytterst, mens finmaterialet kan avsettes i de mere skjermede områdene innerst.

Det ble påvist hydrogensulfid ($H_2S$) på stasjonene Å1 og Å5. Dette tyder på at vannutskiftningen i relasjon til den organiske belastningen er dårlig i Åsefjorden og Aspevågen.

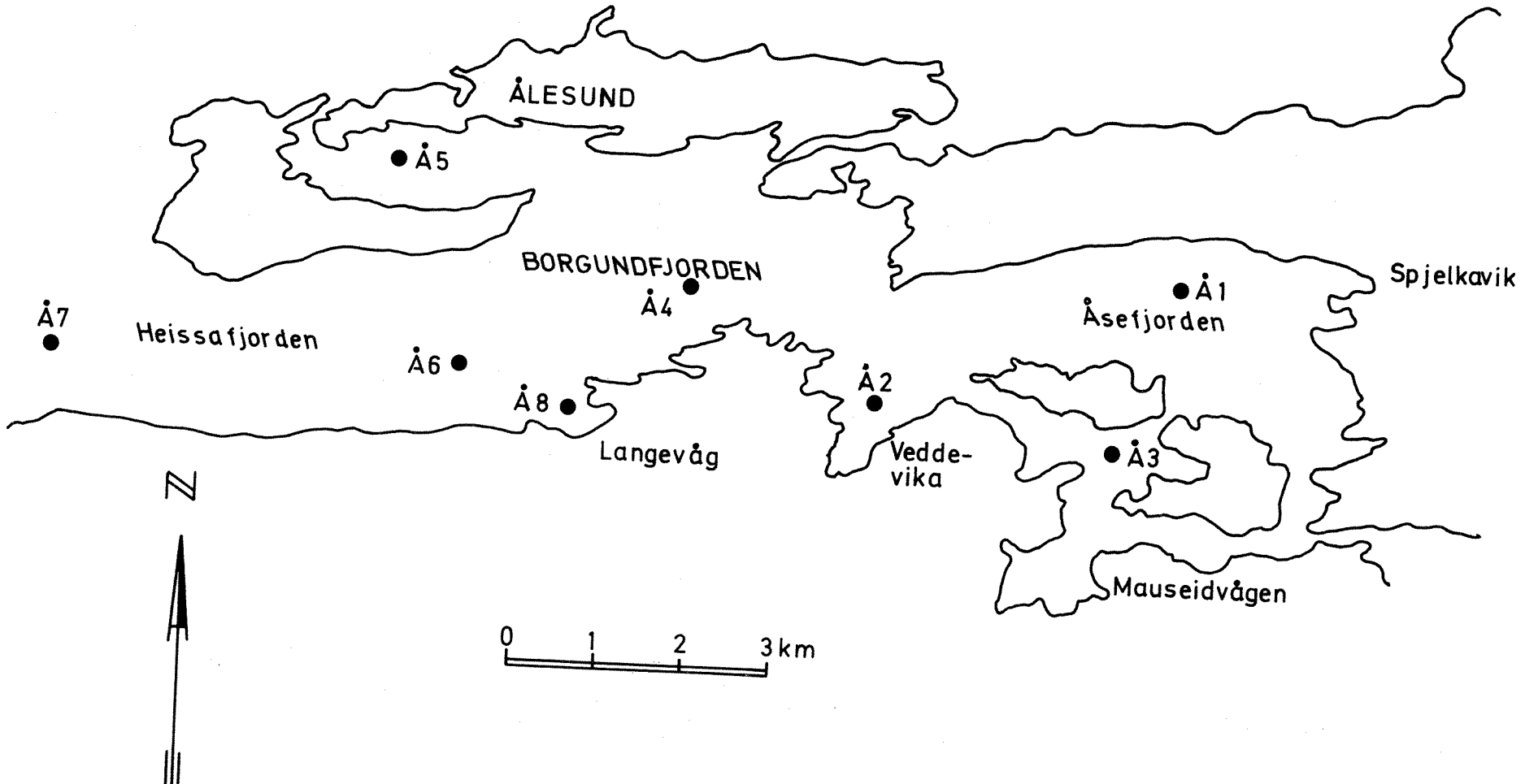



Fig.6.1 Sedimentstasjoner i Borgundfjordområdet

Tabell. 6.1. Beskrivelse av sedimentkjerner.

| Stasjon m. | Vanndyp (m) | Kjernelengde (cm) | Beskrivelse |
|---|---|---|---|
| Å1 | 101 | 49.5 | Sorte, organiskholdige sedimenter, med lukt av $H_2S$ dypere enn 17 cm. |
| Å2 | 38 | 33 | Homogen silt med brun overflate. |
| Å3 | 56 | 22 | Homogen silt med brun overflate. Mye organisk materiale. |
| Å4 | 135 | 35 | Brun silt med noe skjell-fragmenter, Noe sandig. |
| Å5 | 39 | 17 | 16 cm sort, $H_2S$-holdig slam med noe stein og grovt materiale. Under-liggende brunlig sand. |
| Å6 | 103 | 22 | Fin, siltig sand. |
| Å7 | 103 | 9 | Fin sand. |
| Å8 | 25 | - | Organiskrike sedimenter. |

## 6.3 Metaller og organisk materiale i sedimentene.

Sedimentene som er avsatt i våre fjorder har et naturlig innhold av metaller og organisk materiale. Konsentrasjonene som disse stoffene opptrer i vil avhenge av opphavsmaterialets sammensetning og de kjemiske og biologiske prosessene som skjer etter at sedimentene er avsatt. Finkornige sedimenter (f.eks. leire) har vanligvis et høyere naturlig innhold av metaller og organisk materiale enn grove sedimenter (f.eks. sand). For å vurdere disse stoffenes innhold i sedimentene må vi således ta i betraktning sedimentenes kornstørrelse. Under oksygenfrie (anoksiske) forhold dannes ofte hydrogensulfid og metallene kan anrikes i sedimentene som metallsulfider. Derfor har anoksiske sedimenter ofte et noe høyere naturlig bakgrunnsnivå enn oksiske sedimenter.

Dette er alle naturlige faktorer som vi må ta i betraktning når det skal foretas en vurdering av forurensningen av bunnsedimentene i Borgundfjorden. I Tabell 6.2 er resultater av sedimentanalyser fra andre norske fjorder gjengitt, og i tabell 6.3 er resultatene fra Borgundfjorden vist. Fig. 6.2 viser konsentrasjonene av bly, sink og kvikksølv i overflatesedimentene i Breisundet, Aspevågen og Åsefjorden.

Tabell 6.2 Metaller og organisk materiale i sedimentene i Borgundfjorden og andre norske fjorder (ppm, unntatt Fe og org.mat. i %)

| Lokalitet | Referanse | Hg | Zn | Pb | Cd | Org.mat. |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Karmsundet | NIVA, 1978c | 0.02-5.01 | 15-600 | 4-290 | 0.4-3.6 | 2.99-23.22 |
| Frierfjorden | NIVA, 1976b | 0.11-12.8 | 65-870 | 8-704 | 1.5-26.3 | 2.41-37.24 |
| Ranafjorden | NIVA, 1977a | - | 45 1665 | 11-865 | - | 0.7-8.1 |
| Bekkelags-bassenget, Oslofjorden | NIVA, 1977 c | 0.12-19.6 | 98-1320 | 26-900 | - | 3.3-28.0 |
| Gandsfjorden | NIVA, 1978a | 0.08-1.0 | 72-245 | 23-127 | - | 3.9-7.3 |
| Byfjorden, Stavanger | NIVA, 1978a | 0.05 0.50 | 31-57 | 11-38 | - | 4.9-6.3 |
| Hafrsfjorden | NIVA, 1978a | 0.05-0.29 | 80-365 | 26-98 | - | 21.8-24.7 |
| Iddefjorden | NIVA, 1978b | 0.03-2.37 | 102-1880 | 35-1335 | 0.26-14.63 | 6.0-35.2 |
| Borgundfjorden | dette ar-beidet | <0.02-2.14 | 21-2996 | 6-348 | 0.14-1.30 | 1.2-20.9 |

TABELL 6.3 METALLER OG ORGANISKE KOMPONENTER I SEDIMENTER FRA BORGUNDFJORDEN (TØRT SEDIMENT)

| Stasjon | Dyp (cm) | ppm Pb | ppm Cd | ppm Zn | ppm Hg | % tot-N | % tot-P | % org.mat. | N/P |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Å1 | 0-2 | 58.3 | 0.47 | 122 | 0.08 | 0.843 | 0.186 | 18.2 | 4.5 |
| | 2-4 | 51.5 | 0.28 | 97 | 0.03 | 0.926 | 0.155 | 19.1 | 6.0 |
| | 4-6 | 58.5 | 0.57 | 117 | 0.04 | 1.003 | 0.171 | 18.7 | 5.9 |
| | 6-8 | 59.2 | 1.27 | 117 | 0.04 | 0.954 | 0.159 | 19.6 | 6.0 |
| | 8-10 | 52.3 | 0.63 | 104 | 0.04 | 0.980 | 0.129 | 18.9 | 7.6 |
| | 10-12 | 49.0 | 0.98 | 104 | <0.02 | 0.907 | 0.165 | 18.1 | 5.5 |
| | 12-14 | 47.0 | 0.35 | 102 | <0.02 | 0.860 | 0.159 | 18.8 | 5.4 |
| | 14-16 | 32.9 | 0.48 | 88 | <0.02 | 0.878 | 0.134 | 17.9 | 6.6 |
| Å2 | 0-2 | 78.8 | 1.24 | 152 | 0.61 | 1.133 | 0.401 | 20.9 | 2.8 |
| Å3 | 0-2 | 60.4 | 1.30 | 110 | 0.57 | 0.800 | 0.176 | 13.8 | 4.5 |
| Å4 | 0-2 | 29.0 | 0.22 | 64 | 0.17 | 0.390 | 0.126 | 8.5 | 3.1 |
| Å5 | 0-2 | 348 | 0.85 | 2996 | 2.14 | 0.173 | 0.121 | 6.3 | 1.4 |
| Å6 | 0-2 | 18.8 | 0.21 | 37 | 0.20 | 0.171 | 0.135 | 2.7 | 1.3 |
| | 2-4 | 21.4 | 0.25 | 42 | 0.14 | 0.178 | 0.115 | 2.2 | 1.5 |
| | 4-6 | 19.7 | 0.64 | 33 | 0.11 | 0.162 | 0.140 | 2.6 | 1.2 |
| | 6-8 | 13.2 | 0.14 | 32 | 0.09 | 0.162 | 0.115 | 3.0 | 1.4 |
| | 8-10 | 12.3 | - | 30 | 0.09 | 0.158 | 0.130 | 3.2 | 1.2 |
| | 10-12 | 15.7 | 0.33 | 30 | 0.06 | 0.164 | 0.130 | 3.4 | 1.3 |
| | 12-14 | 15.0 | 0.22 | 24 | 0.03 | 0.146 | 0.125 | 3.3 | 1.2 |
| | 14-16 | 6.0 | 0.21 | 24 | <0.02 | 0.130 | 0.140 | 2.9 | 0.9 |
| Å7 | 0-2 | 8.1 | 0.21 | 21 | 0.04 | 0.083 | 0.115 | 1.2 | 0.7 |
| Å8 | 0-2 | 35.0 | 0.60 | 98 | 0.04 | 0.614 | 0.125 | 12.1 | 4.9 |

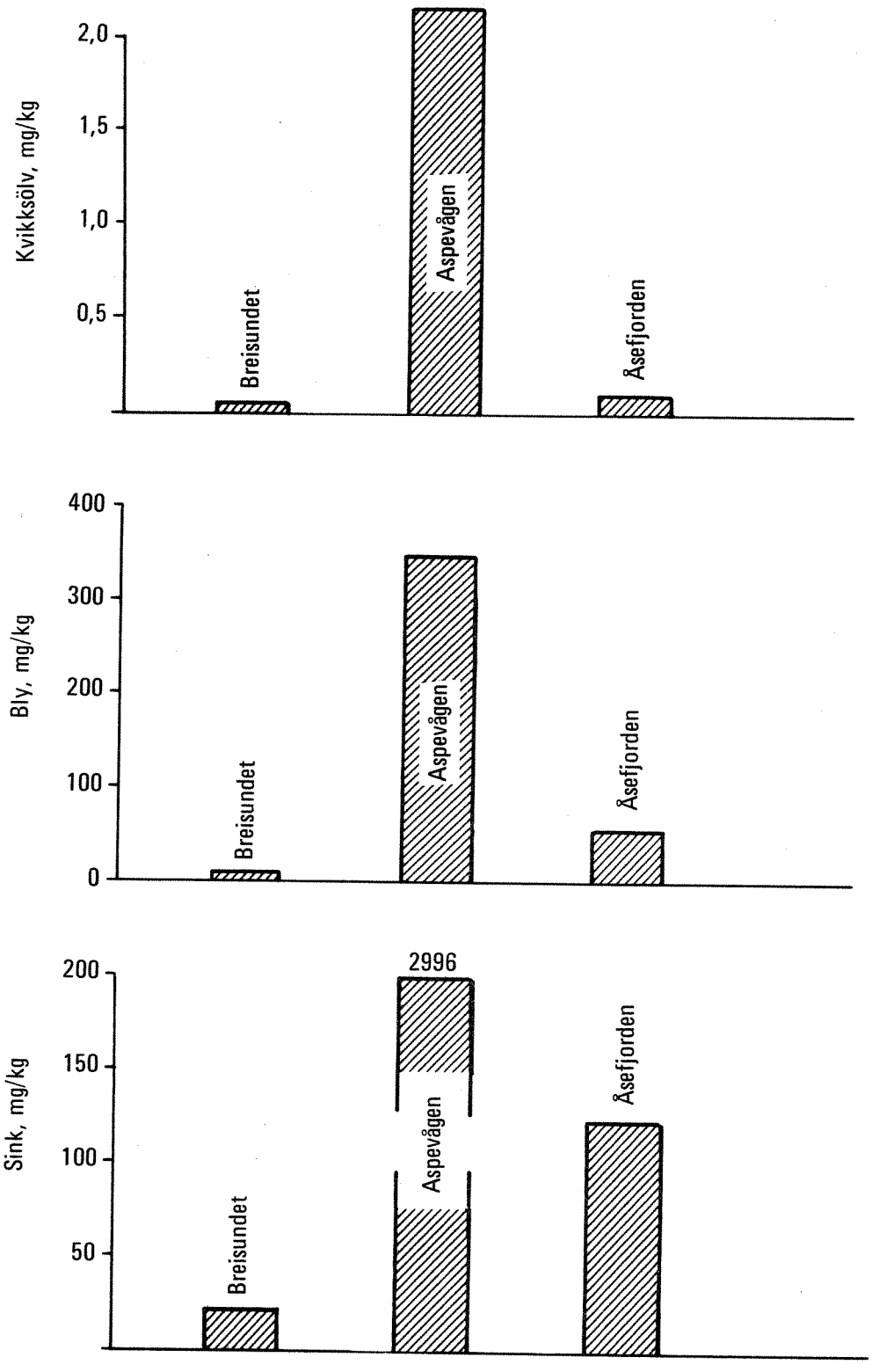



Fig. 6.2. Konsentrasjoner av kvikksølv, bly og sink i sedimentene (0-2 m dyp) på stasjonene i Breisundet, Aspevågen og Åsefjorden.

Bly (Pb).

Konsentrasjonene av bly varierte mellom 6 og 348 ppm (tørrvekt). De laveste konsentrasjonene ble påvist i de sandige sedimentene ytterst i fjorden (Å6 og Å7). Her var gjennomsnittskonsentrasjonen 14 ppm. Dette må betraktes som et naturlig bakgrunnsnivå for bly i sandige sedimenter. Lengst inne i Åsefjorden (Å1) varierte blykonsentrasjonene mellom 32.9 og 59.2 ppm i de øvre 16 cm av sedimentkjernen (Tabell 6.3). Her var imidlertid sedimentene svært finkornige og organiske (17.9 - 19.6 % org.mat.). Det kan imidlertid antydes at de øvre 10 cm av kjernen er noe influert av bly fra forurensning (> 50 ppm). De lokalitetene som klart viser forurensning av bly er i første rekke havnebassenget i Ålesund (Å5) og i noen grad Veddevika (Å2) og Mauseidvågen (Å3).

Kadmium (Cd).

Kadmiumkonsentrasjonene varierte mellom 0.14 og 1.3 ppm (Tabell 6.3). Også dette er noe større variasjonsbredde enn man vanligvis finner i uforurensede sedimenter (0.2 - 0.5 ppm). De laveste konsentrasjonene ble som forventet målt på stasjonene Å4, Å6 og Å7 (0.14 - 0.64 ppm). Høyest var konsentrasjonene i overflatesedimentene på stasjon Å2 og 3, men også i havnebassenget (Å5) og i Åsefjorden (Å1) ble det målt konsentrasjoner over det normale.

Sink (Zn).

Sink er et annet metall som ofte er tilstede i forurensede sedimenter. I Borgundfjorden varierte konsentrasjonene mellom 21 og 2996 ppm. Den store variasjonsbredden tilsier at det må foreligge en betydelig forurensningspåvirkning mht. sink. I de sandige sedimentene ytterst i fjorden varierte verdiene mellom 21 og 42 ppm. Dette er normalt for den type sedimenter.

I Åsefjorden var konsentrasjonen 3-4 ganger høyere (88-122 ppm). Dette må også sies å være normalt, da disse sedimentene inneholder ca. 6 ganger mere organisk materiale enn ytterst i fjorden. På stasjon Å2 og spesielt Å5 er det imidlertid tegn på tilførsler av sink via forurensning, fig. 6.2. Konsentrasjonen av sink i overflatesedimentene i havnebassenget (2996 ppm) er betydelig høyere enn hva som er målt i en rekke forurensede fjorder i Sør-Norge (Tabell 6.2). Det bør imidlertid påpekes at dette kun er en enslig prøve, men da samme prøve også inneholder høye konsentrasjoner av andre metaller (Tabell 6.3), er det grunn til å anta at sinkverdien er reell.

Kvikksølv (Hg).

Vanligvis er kvikksølv det metallet som blir viet mest oppmerksomhet i det marine miljø. Dette skyldes den toksiske virkningen av kvikksølv, spesielt hvis det foreligger som metylkvikksølv (organisk bundet).

Ytterst (Å7) og innerst (Å1) i fjorden varierer konsentrasjonene mellom <0.02 og 0.08 ppm. Dette betraktes som bakgrunnsnivåer i marine sedimenter. På de øvrige stasjonene (bortsett fra Å8) er det en viss belastning av kvikksølv. Fig. 6.3 viser at på stasjon Å6 er det en klar oppkonsentrering av kvikksølv mot overflaten og at konsentrasjonen i de øverste 2 cm av sedimentet er 10 ganger høyere enn ca. 15 cm nede i sedimentet. Dette tyder på at tilførslene av kvikksølv har økt de siste årene, selv om konsentrasjonen i overflaten fortsatt er meget liten. Økningen kan ikke skyldes en større tilførsel av organisk materiale, ettersom dette innholdet er relativt konstant og lavt i sedimentkjernen fra stasjon Å6 (Fig. 6.3).

Den høyeste konsentrasjonen av kvikksølv ble målt i havnebassenget (Å5) og det er mye som tyder på at kontamineringskilden for de fleste metallene analysert (bly, sink og kvikksølv) ligger i nærheten av Ålesund bykjerne.

Organisk materiale.

Målinger av glødetap gir et omtrentlig bilde av mengden organisk materiale i sedimentene. Tabell 6.3 viser at konsentrasjonene av organisk materiale varierte betydelig (1.2-20.9%). Lavest var konsentrasjonen som ventet i de sandige sedimentene ytterst i Borgundfjorden (Å7). Den største opphopingen av organisk materiale ble påvist i Veddevika (20.9%, Å2) og i Åsefjorden (Å1).

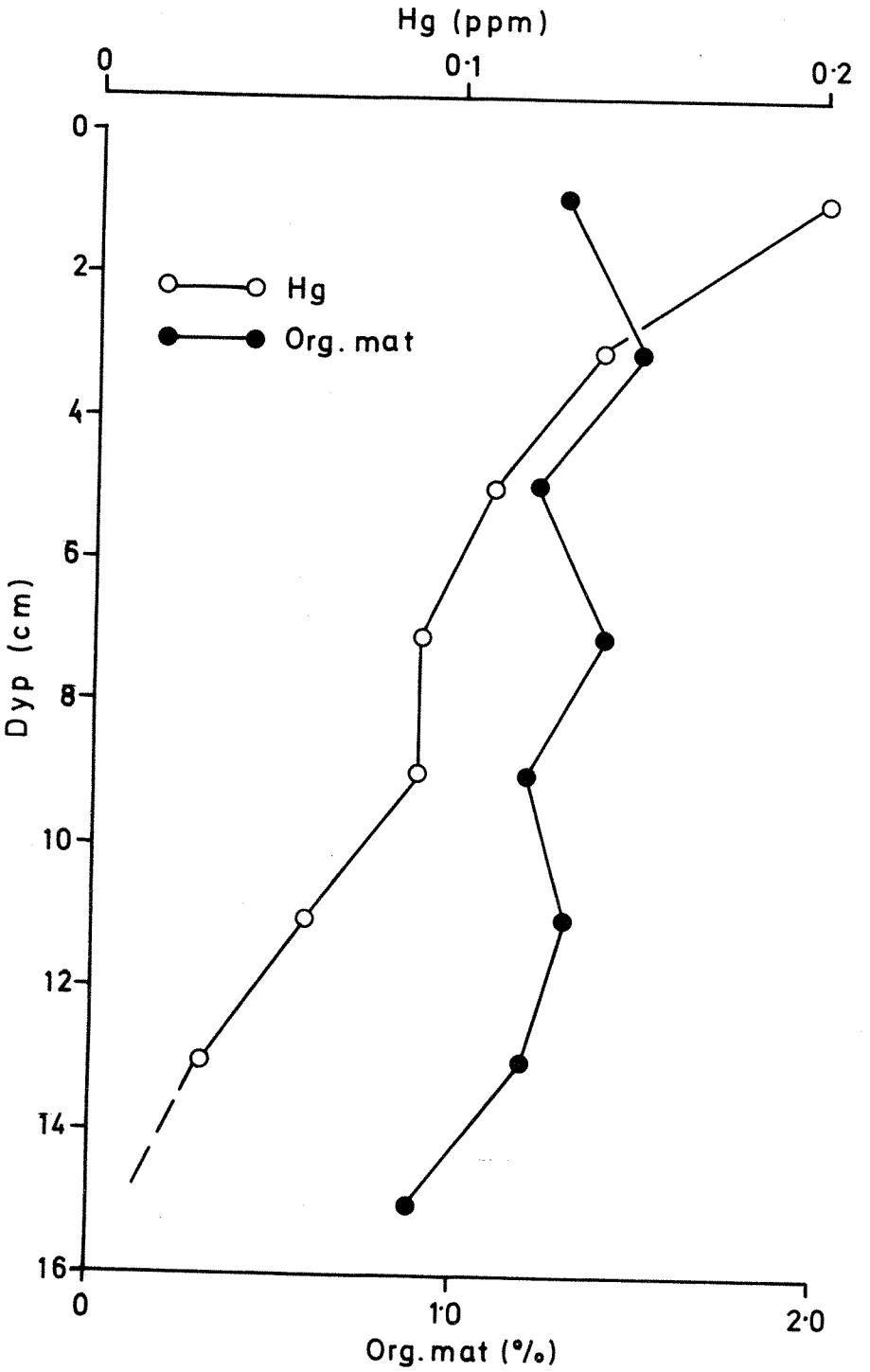



Fig. 6.3 Vertikal fordeling av kvikksølv (Hg) og organisk materiale på St A6.

Det ble imidlertid ikke påvist hydrogensulfid på noen av disse lokalitetene, bortsett fra de dypeste delene av sedimentkjernen på stasjon Ål (se Tabell 6.1). I havnebassenget var sedimentene sorte og oksygenfrie (råtne), men det relativt beskjedne innholdet av organisk materiale (Tabell 6.3) skyldes tilstedeværelsen av grus og sand.

Total nitrogen (tot-N):

Konsentrasjonene av total nitrogen i sedimentprøver fra Borgundfjorden varierte mellom 0.083 og 1.133%. Til sammenligning ble det målt konsentrasjoner mellom 0.095 og 0.923% i sedimenter utenfor et renseanlegg i Oslofjorden (NIVA, 1977). De største mengdene av nitrogen ble målt i prøver med høyeste innhold av organisk materiale. Fig. 6.4 viser at det er et tilnærmet liniært forhold mellom total nitrogen og organisk materiale i sedimentene. Dette betyr at nitrogenet foreligger hovedsaklig i organisk form i sedimentet (se også NIVA, 1977) og at det utgjør ca. 5% av det organiske materialet.

Total fosfor (tot-P).

Variasjonsbredden for fosfor (0.115 - 0.401%) var noe mindre for nitrogen og Fig. 6.5 viser at korrelasjonen mellom fosfor og organisk materiale er dårligere enn mellom nitrogen og organisk materiale (Fig. 6.4). Dette kan tilsi at sammensetningen av organisk materiale med hensyn til fosfor varierer fra lokalitet til lokalitet, eventuelt at fosfor i tillegg til å være organisk bundet også foreligger i uorganiske forbindelser (f.eks. jern/kalsiumfosfat).

Ser vi på forholdstallene mellom nitrogen og fosfor i sedimentene (Tabell 6.3), varierte disse mellom 0.7 og 7.6. Høyest var forholdstallet i de sterkt organiskholdige sedimentene i de indre deler av Borgundfjorden. Årsaken til dette kan være at uorganiske fosforforbindelser unnviker de reduserende sedimentene og frigis til vannmassen. En alternativ forklaring kan være at det organiske materialet som avsettes i Åsefjorden, Mauseidvågen, Veddevika og utenfor Langevåg har et karakteristisk høyt innhold av nitrogen. Det bør påpekes at utslipp fra fisketilvirkningsindustri har et typisk høyt innhold av nitrogen (nitrogen/fosfor-forhold: 9.4, s. 33).

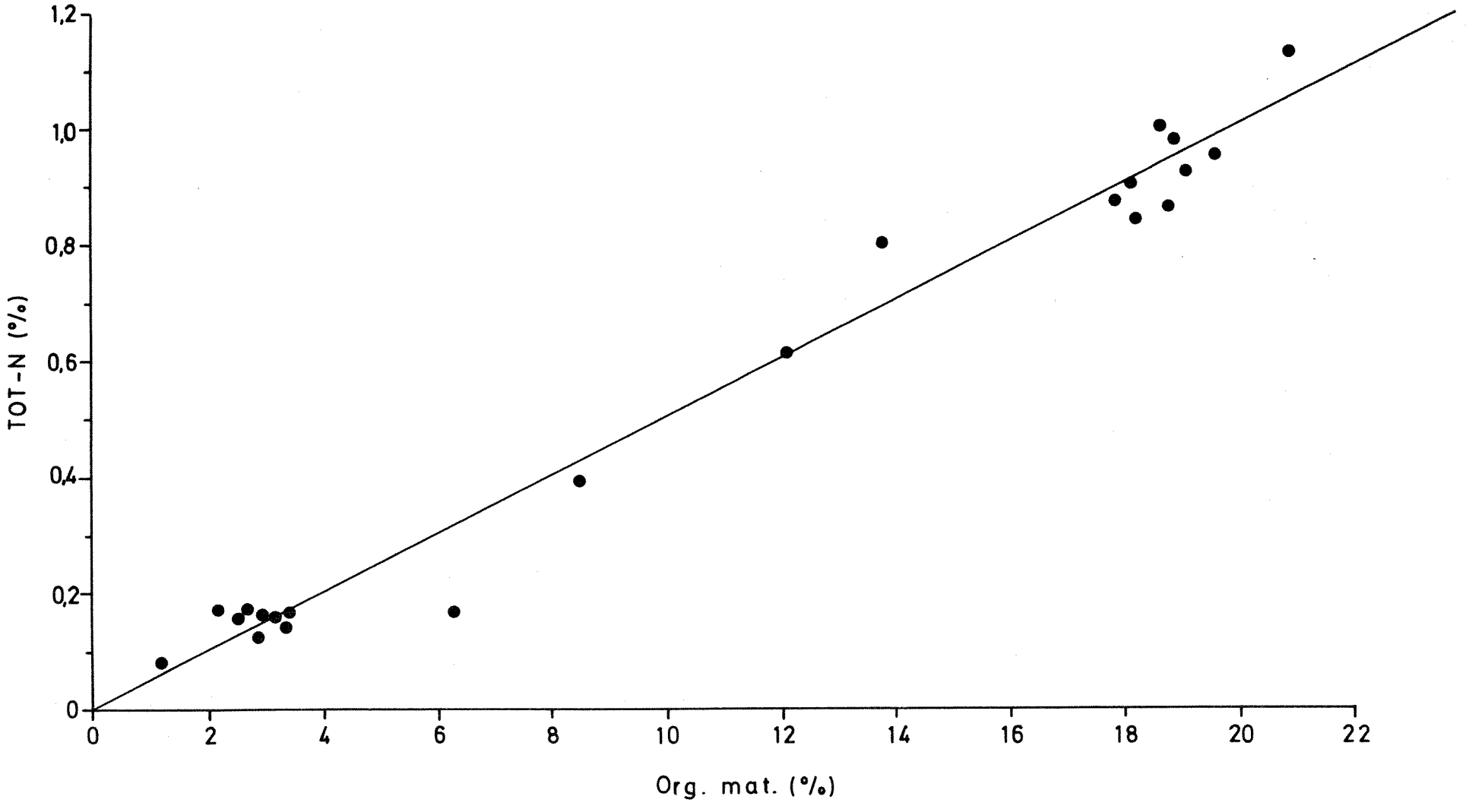



Fig. 6.4. Forholdet mellom total nitrogen (tot-N) og organisk materiale i sedimentene fra Borgundfjorden.

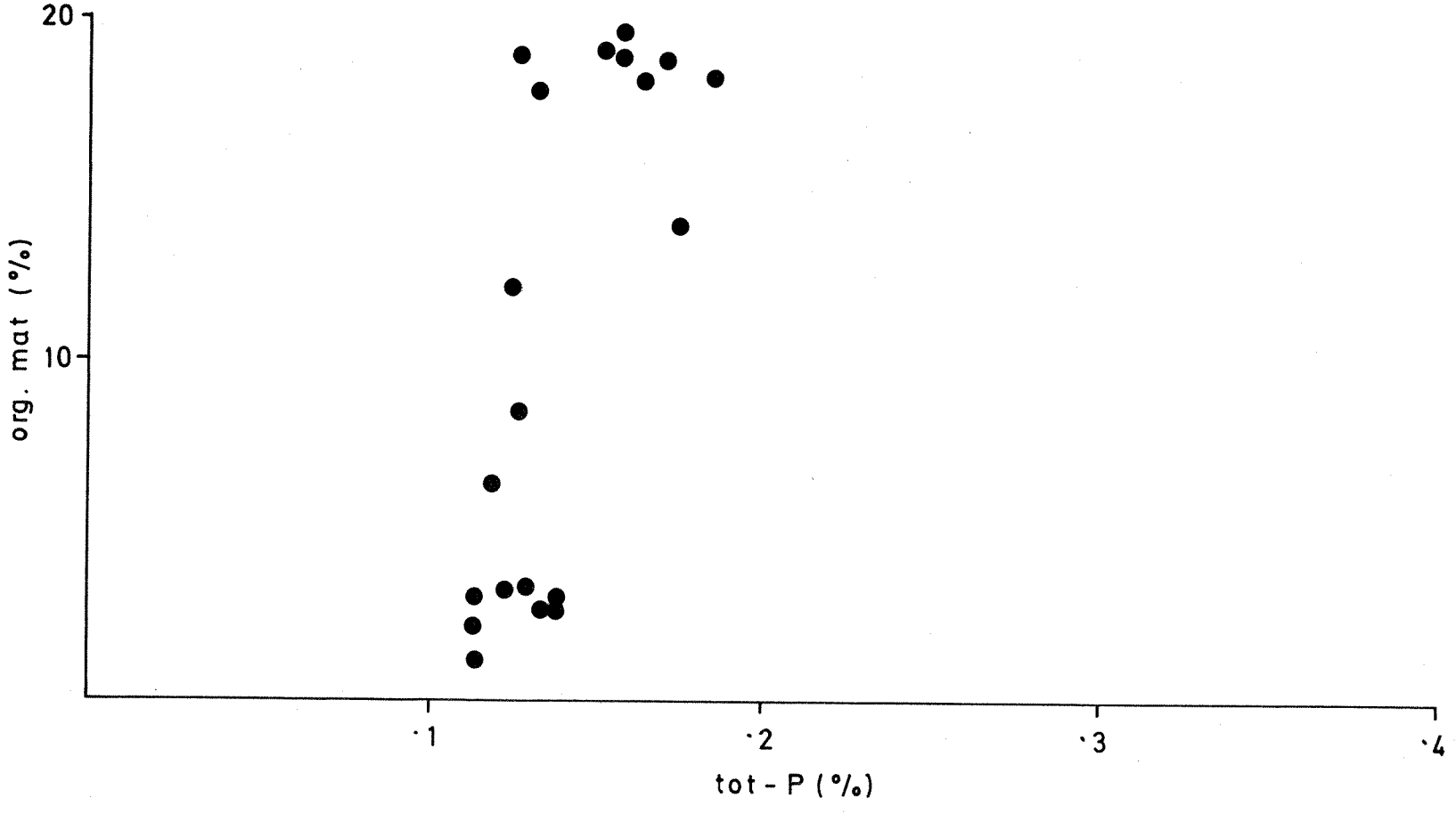



Fig. 6.5. Forholdet mellom total fosfor (tot-P) og organisk materiale i sedimentene i Borgundfjorden.

## 6.4 Sammenfattende vurdering og tolkning av resultatene fra sedimentundersøkelsen.

Basert på analyser av 8 sedimentkjerner (22 prøver) fra Borgundfjorden for bly, kvikksølv, kadmium, sink, nitrogen, fosfor og organisk materiale kan følgende betraktninger gjøres:

1. Sedimentenes tekstur (fysiske konsistens) varierer i undersøkelsesområdet. I ytre del av Borgundfjorden (Heissafjorden) er sedimentene grove (sandige) og består hovedsaklig av materiale av mineralsk opprinnelse. I havnebassenget (Aspevågen) er sedimentene sterkt organiskholdige (råtten slam), men med betydelig innhold av grus og sand. Utenfor Langevåg, Veddevika, Mauseidvågen og Åsefjorden er sedimentene preget av stort innhold av organisk materiale.

2. Sedimentenes innhold av metaller viser stor variasjon. I Heissafjorden (Å6 og 7) er nivået av samtlige metaller som normalt å betrakte. I det øvrige undersøkelsesområdet er det en varierende grad av metallpåvirkning. Åspevågen viser forurensing av bly, sink og kvikksølv. Det er ellers klart at sedimentene i Veddevika (Å2) og Mauseidvågen (Å3) viser noe høyere konsentrasjoner av bly, kadmium og kvikksølv.

3. Opphopingen av organisk materiale i sedimentene er størst i Veddevika, Åsefjorden og Mauseidvågen. Utslipp fra fiskeforedlingsfabrikker må antas å bidra til denne akkumuleringen.

4. Sedimentenes innhold av nitrogen og fosfor viser at nitrogen hovedsakelig er organisk bundet, mens fosfor i noen grad også er assosiert med uorganisk materiale. Forholdet mellom nitrogen og fosfor indikerer at de organiske sedimentene i de indre deler av Borgundfjorden har et høyere nitrogeninnhold i forhold til fosfor, enn sedimenter avsatt i ytre deler av fjorden. Årsaken kan være at det organiske materialet i sedimentene i f.eks. Veddevika er mere influert av utslipp fra fiskeforedlingsbedrifter (høyt nitrogeninnhold) enn sedimentene f.eks. i Heissafjorden.

# 7. FASTSITTENDE ALGER OG HARDBUNNSFAUNA

## 7.1 Innledning

Hvilke arter som forekommer i et område, og deres mengde gjenspeiler på en integrerende måte den biologiske påvirkningen fra miljøfaktorene på stedet. Organismesamfunnenes artssammensetning kan derfor brukes til å påvise og beskrive forurensningseffekter.

Sammensetningen av organismesamfunnene i et område er opprinnelig bestemt av naturlige miljøfaktorer. Endringer i samfunnene kan skyldes naturlige miljøforandringer, forskjellige former for sivilisatorisk påvirkning eller en kombinasjon av disse faktorer. For å kunne bruke organismer som indikatorer på forurensningsbelastning, trengs det kunnskaper om deres krav til miljøet og deres respons på endringer i dette. Ved å studere utvalgte organismer over lengre tid, vil en kunne få økende kunnskaper på dette felt, og således lettere kunne relatere virkninger til årsaker.

Fastsittende alger og lite mobile dyr er velegnede organismegrupper til forurensningsbiologiske studier. De kan ikke unnvike de forskjellige påvirkninger forårsaket av kloakkvann eller industriutslipp til fjorden. Flerårige alger og hardbunnsfauna vil derfor kunne gjenspeile hvordan tilstanden har vært de siste årene. Undersøkelsen av gruntvannsorganismene ble utført ved dykkerregistreringer. Noen av formålene ved denne metoden var å få kjennskap til den vertikale fordelingen av arter i relasjon til naturlige miljøforhold, samt påvise eventuelle forurensningspåvirkninger.

Det er imidlertid viktig å ha klart for seg at overvåkning av organismesamfunnene (tang, tare, rur, snegl o.a.) over flere år vil gi en større sikkerhet for at dataene er representative for det undersøkte området. Registreringer i år med ekstreme miljøforhold (sterk kulde/varme etc.) vil kunne gi feilaktige opplysninger om vannkvaliteten i de øvre vannmasser.

Noen algologiske data fra tidligere undersøkelser i Borgundfjorden er ikke kjent. Imidlertid har Viig (1919) undersøkt rød- og brunalgefloraen i omegnen av Ålesund. I følge Arvidsson (1936) har N. Wille besøkt Ålesund i 1902 og gjort en del algefunn der. I de senere år har Nerland (1973) utført et hovedfagsarbeid, hvor hensikten var å studere den fastsittende algevegetasjon i relasjon til økologiske forhold i bl.a. Ellingsøyfjorden, som ligger like nord for Borgundfjorden. Deler av dette hovedfagsarbeidet er publisert (Wiik & Nerland 1972).

I Møre og Romsdal er kysten av Nordmøre best undersøkt (Ekman 1857, Grenager 1952, 1954, Juel 1966). Dessuten er det publisert en artsliste over algevegetasjonen utenfor Molde (Grenager 1955).

## 7.2 Materiale og metoder

Tang- og tarevegetasjonen er kartlagt på 8 lokaliteter i undersøkelsesområdet, se fig. 7.1. Sammen med lite bevegelige dyreorganismer ble den fastsittende algevegetasjonen registrert ned til maksimalt 30m dyp eller dypeste voksested for algene.

Kartleggingen av algevegetasjonen til artens dypeste voksested ble gjennomført 2.-5. august 1976. Toktet 18.-20. juli 1977 omfattet en registrering av tang og tare ned til ca. 4m dyp. Alle feltundersøkelser av algevegetasjonen ble utført med froskemannsutstyr.

Ved dykkingen ble det registrert først og fremst iøynefallende arter eller arter som danner tette bestander. Selve registreringen foregikk her ved hjelp av observasjon på stedet og notering på plastplate med fettstift. Artene ble karakterisert som enkeltfunn, spredt, vanlig eller dominerende over dyp. Området som ble undersøkt var maksimalt ned til 30 m dyp, som var maksimaldyp for NIVAs dykkere i Borgundfjordprosjektet. På st. A 2 og A 3 ble registreringene innlest på bånd ved bruk av helmaske. Denne teknikken sviktet på st. A 1. Således ble resten av registreringen utført som skissert ovenfor.

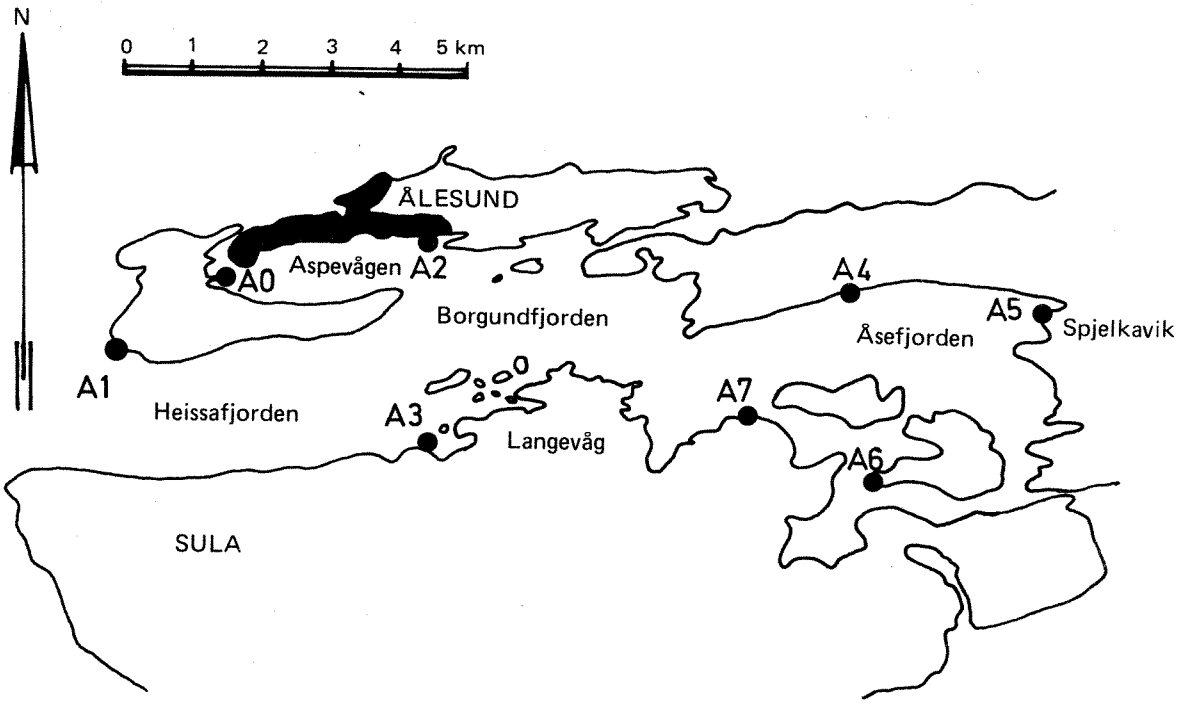



Fig. 7.1 Lokalisering av biologistasjoner

En av metodens svakheter ligger i vanskeligheten med å finne en fremgangsmåte som kan kombinere mengden av inntrykk med faktiske dokumenterbare opplysninger, helst kvantitativt/målbare resultater, uten å berøve dykkeren et av hans største fortrinn: bevegelsesfriheten og observasjonsevnen in situ. (i feltet).

Sikten i vannet kan spille en rolle for i hvilken grad småarter som lever nede i sedimentet, er registrert. Om ikke den nevnte metoden gir uttrykk for artssammensetningen, og samfunnet som helhet gir den et generelt bilde av forekomsten av større individer.

Lett gjenkjennelige arter ble registrert på stedet. Eksemplarer av de øvrige arter ble samlet inn og konservert i 2-4% formalinopplösning og senere identifisert på laboratoriet.

Til orienterende metallanalyser ble det samlet inn to algeprøver av samme årsklasser fra hver av de to stasjonene A0 og A5. Prøvene på begge stasjoner besto av *Ascophyllum nodosum* (grisetang) og *Fucus vesiculosus* (blæretang). Det ble analysert på metallene krom (Cr), mangan (Mn), jern (Fe), nikkel (Ni), kopper (Cu), sink (Zn), kadmium (Cd), kvikksølv (Hg) og bly (Pb). Prøvene besto av et større antall hele planter, og hver prøve utgjorde omtrent 300 til 700 g våtvekt ettersom algemengden varierte. Algeprøvene ble snarest mulig frosset i plastposter.

Metallanalysene er utført på Sentralinstitutt for industriell forskning. Prøvene er tørket ved 50°C eller frysetørret og homogenisert i porselenskulemølle. Det er foretatt en anrikning av nikkel, kopper, kadmium og bly ved hjelp av ekstraksjon før analysen etter at prøvene først var dekomponert med en blanding av svovelsyre og salpetersyre. De øvrige analyser er utført etter dekomponering i "bombe" (oppslutningskar) og direkte analyse. Alle analyser er utført ved atomabsorpsjon. Kvikksølv ble bestemt flammeløst etter dekomponering i lukket teflonkar (dekomponeringsbombe).

Det ble også utført orienterende analyser av klorerte hydrokarboner i blåskjell og taskekrabbe. Stoffene besto av de persistente (lite nedbrytbare) organiske stoffene pentaklorbensen (5CB), hexaklorbensen (HCB), heptaklorstyren (HCS), oktaklorstyren (OCS) og polyklorerte bifenyler (PCB).

Analysene ble utført for om mulig å påvise om industrien i området tilførte fjorden disse miljøfremmede mikroforurensningene, som kan akkumuleres i fettvevet av f.eks. fisk 100.000 - 10 millioner ganger vannets konsentrasjon.

Prøver av *Mytilus edulis* (blåskjell) fra 1 m dyp og *Cancer pagurus* (taskekrabbe) fra 10-12 m dyp ble samlet inn ved st. A 5.
De mottatte prøvene ble renset og innmaten tatt ut for analyse.
Krabbe- og blåskjellprøvene ble analysert på vått materiale.

For beskrivelse av analysen og kvantifiseringen henvises til NIVA (1977b).

## 7.3 Resultater - botanikk (tang og tare)

Sammensetningen av den fastsittende algevegetasjonen (tang og tare) viste ingen store gradienter fra ytre til indre lokaliteter i undersøkelsesområdet. Størst var forskjellen i 1-2m dyp.

I tabell 7.1 er det stilt opp alle algefunn av gruppene rødalger, brunalger og grønnalger. Artsantallet for hver algegruppe samt totalsummen av arter er ført opp for hver stasjon. I hele området ble det funnet 109 arter, fordelt med 59,38 og 12 arter på henholdsvis rød-, brun- og grønnalger. I tabellen er det brukt en mengdemessig gradering, hvor 1, 2 og 3 betyr henholdsvis sjelden, vanlig og assosiasjonsdannende. Assosiasjon er her brukt som en generell, ikke-kvantitativ term om algesamfunn, hvor én eller noen få arter dominerer (Børgesen 1905). Hvor det ikke er tatt noe standpunkt til den mengdemessige gradering, er det brukt x i tabellen.

For å kunne gi en kvalitativ vurdering av stasjonenes algesamfunn, er det i tabell 7.1 angitt den prosentvise fordeling av de tre nevnte algegrupper. Sammenligninger mellom stasjoner kan bare gjøres under relativt like fysiske betingelser som fast underlag og bølgeeksponering.

Grønnalgene er en algegruppe som delvis kan favoriseres under miljøforhold som økt ferskvannstilrenning og forurensningsbelastning i form av organisk stoff

og/eller næringssalter. Erfaringsmessig vil rene kystfarvann langs norskekysten med saltholdighetsnivåer over 25-30$^{o}$/oo oppvise forholdstall mellom rød-, brun- og grønnalgearter som normalt er 45±10: 35±10: 15±5 (Bokn in press).

I undersøkelsesområdet var den prosentvise fordeling 54.1, 34.9 og 11.0 for henholdsvis rødalger, brunalger og grønnalger, se tabell 7.1. Figur 7.2. gjengir den innbyrdes likhet mellom stasjonene med hensyn til artssammensetningen.

Den parvise likhet mellom stasjonene er regnet ut ved indeksen $L = 1000 \cdot \frac{2c}{a+b}$, hvor a = antall arter på stasjon a, b = antall arter på stasjon b, og c = antall felles arter. Indeksen går fra 0 (ingen arter felles) til 1 000 (alle arter felles). L-verdiene er presentert i matrisen over diagonalen. Feltet under diagonalen er speilbilde av feltet over diagonalen, men anskueliggjort ved skraveringer i stedet for tall.

For å kunne dele inn stranden i soner er det brukt forskjellige betegnelser, hvorav de vanligste er supralittoralsonen, littoralsonen og sublittoralsonen. Både fysiske og biologiske tilstander har vært benyttet som kriterier. I dette arbeidet er supralittoralsonen definert som det området av stranden som ligger mellom algevegetasjonens øvre grense og øvre grense av *Balanus balanoides* (strandrur) eller nedre grense av den svarte skorpelaven *Verrucaria maura*. Littoralsonen strekker seg ned til øvre grense av *Fucus serratus* (sagtang), mens sublittoralsonen defineres ned til algevegetasjonens nedre grense.

Registreringen av de fastsittende algers dypeste voksested er en metode som gir indikasjoner på vannets klarhet over tid (se Haugen 1975, Sears and Cooper 1978).

Lokalitet A1 ligger mest bølgeeksponert til, se 7.19. Den ligger vestvendt på Stavsneset på Heissa. I tabell 7.1 er alle arter registrert på de forskjellige lokalitetene listet opp. På fig. 7.3 er det illustrert estimert mengde og dybdeintervall for de vanligste artene på stasjon A1. Slike figurer foreligger for alle de åtte undersøkte lokaliteter. Algesamfunnene på stasjon A1 bærer preg av sterk bølgeeksponering. Ingen av de vanlige fucaceene (blæretang, grisetang etc.) ble observert. *Fucus vesiculosus f. evesiculosus* (blæreløs blæretang) var imidlertid vanlig. Sammen med vanlig forekomst av *Ceramium*

| | A1 | A2 | A3 | A4 | A5 | A6 | A7 | A0 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| A1 | | 510 | 425 | 419 | 392 | 412 | 446 | 364 |
| A2 | | | 475 | 571 | 647 | 515 | 714 | 591 |
| A3 | | | | 434 | 425 | 400 | 444 | 364 |
| A4 | | | | | 686 | 640 | 713 | 527 |
| A5 | | | | | | 619 | 714 | 614 |
| A6 | | | | | | | 673 | 627 |
| A7 | | | | | | | | 694 |
| A0 | | | | | | | | |

0 – 500

501 – 1000

$$L = 1000 \cdot \frac{2c}{a - b}$$

a = antall arter på stasjon a
b = antall arter på stasjon b
c = felles arter

Fig. 7.2 Stasjonenes innbyrdes likhet m.h.t. de fastsittende algers artssammensetning.

*shuttleworthianum*, *Corallina officinalis f. compacta*, *Alaria esculenta* (butare) og fingertareformen *Laminaria digitata f. stenophylla* skulle denne artssammensetningen av tang og tare gi en god karakteristikk av et område med sterk vannbevegelse.

Bunntypen i hele det undersøkte vertikalområdet besto av fjell, hvor *Laminaria hyperborea* (stortare) dominerte, se fig. 7.21. Nedre grense for algevekst ble funnet å være dypere enn 30m, mens siktedypet ble målt med Secchiskive til 14m sikt.

Lokalitet A2 ligger like nord for Bålholmen i Aspevågen, fig. 7.22. Littoral- og øvre del av sublittoralsonen var karakterisert av mye fastsittende alger, lite dyr, men mye fast søppel. Stasjonen er middels (lett) bølgeeksponert. Av fig. 7.4 fremgår det at grønnalgene *Enteromorpha* spp. (tarmgrønske) og *Cladophora* spp. (grønndusk) var dominerende i såvel supralittoral - som i littoralsonen, sammen med fucaceene *F. spiralis* (spiraltang) og *F. vesiculosus* (blæretang). I øvre del av sublittoralsonen dominerte *F. serratus* (sagtang), *Laminaria hyperborea* (stortare) og *Chorda filum* (martaum).

Omkring 2m dyp ble det funnet et skille i florasammensetningen (jfr. fig. 7.4) og på 4m dyp endret underlaget karakter fra stor stein til fjell.

Den eneste algen som dominerte vegetasjonen fra 8-10m dyp og dypere var *L. saccharina* (sukkertare). Dette vitner om den avtagende bølgeeksponeringen fra ca. 3m til ca. 8m dyp (jfr. fig. 7.4).

Nedre grense for fastsittende alger var dypere enn 25m.

Lokalitet A0 ligger innerst i Aspevågen ved Skardbø, fig. 7.24. Ved undersøkelsene i 1976 gikk froskemennene ut fra kaianlegget og startet således undersøkelsen dypere enn fucaceenes dypeste voksested. Undersøkelsene i 1977 ble mer konsentrert om de øverste metrene lengst inne i Skardbøvika. Dette er således forklaringen på hvorfor fucaceene bare ble registrert i 1977, jfr. fig. 7.4.

I supralittoralsonen på et lite skjær nær båtslipp var *Pelvetia canaliculata* (sautang) assosiasjonsdannende. Likeledes var *Fucus vesiculosus* (blæretang) og *Ascophyllum nodosum* (grisetang) dominerende i littoralsonen. I sublittoralsonen ned til ca. 3m dyp dannet *F. serratus* (sagtang) en stor assosiasjon. *Ectocarpus siliculosus* (vanlig brunsli) vokste epifyttisk på de fleste fucaceene, som til dels var overgrodd av ovennevnte epifytt, jfr. fig. 7.5.

Funn av *Furcellaria lumbricalis* (svartkluft) *f. aegagropila* på ca. 3-7m dyp og fravær av stortare og fingertare viser at lokaliteten er beskyttet. I 5-12m dyp var *Laminaria saccharina* (sukkertare) assosiasjonsdannende. Algevegetasjonens nedre grense ble funnet på 18m dyp. I dette dyp (15-18m) var rødalgen *Antithamnion plumula* den vanligste.

Lokalitet A3 ligger ved Moldvær i Sula kommune, fig. 7.25. Stasjonen skilte seg fra de øvrige stasjoner i fjorden i flere henseender. Ned til ca. 3m dyp besto underlaget av stein og fjell. Fra dette dyp besto bunnen av sand og helningen var svært liten, jfr. fig. 7.6. Sand er et dårlig substrat for de fleste fastsittende alger, og således var artsantallet markert lavere enn på de øvrige stasjoner. Dominerende art var den marine blomsterplanten *Zostera marina* (ålegress), se fig. 7.26. Lokaliteten hadde også en sterkt varierende eksponeringsgrad. På utsiden av moloen var *Alaria esculenta* (butare) vanlig, mens grisetang var vanlig på innsiden. Noen fremtredende grønnalgevegetasjon ble ikke funnet. De vanligste algene fra 1m dyp var *Laminaria digitata* (fingertare), 1-4m dyp og *L. hyperborea* (stortare) fra 4m dyp og dypere. Noen nedre grense for algevegetasjonen ble ikke registrert pga. den tidligere omtalte langgrunne. Siktedypet ble målt til 8m.

Øst for st. A3 ved Langevåg havn ble det registrert en betydelig grønnalgevekst i tilknytning til et kloakkutslipp, se fig. 7.27.

Lokalitet A4 ligger ytterst på molo ved Åsestranda. Graden av bølgeeksponering er lett, og helningsgraden av stranden varierer fra 10-30°. I de øverste metre består bunnen av fjell. Dette substratet avløses av sand, men går snart over til en blanding av sand og fjellknauser.

Såvel i 1976 som i 1977 var en del av stranden på utsiden av moloen vegetasjonsløs, fig. 7.28. På innsiden dominerte imidlertid fucaceene littoralsonen, fig. 7.29. Sautang var vanlig i supralittoralsonen, mens en assosiasjon av spiraltang dannet overgangen mellom supralittoral- og littoralsone. Blæretang og grisetang dannet en blandingsassosiasjon ned til 1m dyp. Her i fra og ned til 1½m dyp var sagtang assosiasjonsdannende.

Grønnalgevegetasjonen var sparsom. *Enteromorpha* spp. (tarmgrønske) ble bare registrert i 1976, mens *Cladophora* spp. (grønndusk) ble observert i mindre mengder både sommeren 1976 og 1977.

Iøynefallende var den tette populasjonen av *Bonnemaisonia hamifera (Traillielle*-stadiet) fra ½ til ca. 20m dyp. Særlig rikelig var veksten mellom 1 og 10m dyp. I omtrent samme dybdeintervall var sukkertare assosiasjonsdannende, jfr. fig. 7.7.

Nedre grense for algevegetasjonen var ca. 30m dyp, se fig. 7.30. Siktedypet ble målt til 7.5m.

Lokalitet A5 ligger nordvendt på Nesholmen i Spjelkavika, se fig. 7.8. Stasjonen er lett eksponert for bølgevasking. Helningsgraden er moderat ned til ca. 12m dyp, og substratet består av fjell og stein.

På større dyp besto bunnen av mudder, og helningsgraden avtok.

I supralittoralsonen dannet sautang assosiasjon. Spiraltang vokste mer spredt, mens både blæretang og grisetang var assosiasjonsdannende. Sistnevnte alge var mest dominerende, jfr. fig. 7.8, og den dannet blandingsassosiasjon med sagtang, som vokste ned til ca. 2m dyp, se fig. 7.32.

Som undervegetasjon i fucacéassosiasjonene dannet *Cladophora rupestris* (vanlig grønndusk) og *Audouinella purpurea* egne assosiasjoner, jfr. fig. 7.8. Grønnalgene tarmgrønske og grønndusk var ikke noe dominerende innslag i floraen, men begge slektene ble registrert som vanlige fra littoralsonen, se fig. 7.31, og ned til ca. 17m dyp.

Mellom 4 og 17m dyp var sukkertare assosiasjonsdannende. *Bonnemaisonia hamifera (Traillielle*-stadiet) var også her vanlig dominerende, men dominansen var ikke så utpreget som på stasjon A4. Nedre grense for algevegetasjonen var dypere enn 20m, og siktedypet ble 4. august 1976 målt til 6m.

Lokalitet A6 ligger på sydvestsiden (Ha) av Hankøya (Tørla) og vender mot syd. Stasjonen er godt beskyttet for bølgeslag, hvilket avspeiles i florasammensetningen. Grisetang var helt dominerende fra ca. 0.2 til ca. 1.5m dyp, se fig. 7.35. De øvrige fucaceer over sublittoralsonen var mer sparsomt forekommende, men må dog karakteriseres som vanlige. Fra ca. 1 til 2m dyp dannet sagtang en assosiasjon. Like under den sistnevnte art var *Codium fragile* (pollpryd) dominerende ned til ca. 15m dyp, jfr. fig. 7.9.

Mellom 10 og 20m dyp dannet brunalgen *Spermatochnus paradoxus* og *Laminaria hyperborea* f. *cucullata* assosiasjoner. *Cladophora* spp. (grønndusk) var vanlig fra littoralsonen og ned til ca. 18m dyp. *Enteromorpha* spp. (tarmgrønske) ble imidlertid ikke registrert i noen av årene 1976 og 1977.

Tabell 7.1. Registrerte arter av rød-, brun- og grønnalger.
(Tegnforklaring - se s. 154). Nomenklatur følger Parke & Dixon (1976).

| RØDALGER R | A0 | A1 | A2 | A3 | A4 | A5 | A6 | A7 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| *Ahnfeltia plicata* | | 1 | 1 | | | | | |
| *Antithamnion boreale* | | | | x | | | 1 | |
| *Antithamnion plumula* | 2 | | | | 2 | | 2 | 1 |
| *Audouinella purpurea* | | x | | 2 | 3 | | | |
| *Audoninella* spp. | | | x | x | | x | | x |
| *Bonnemaisonia asparagoides* | | | | | | | 1 | 1 |
| *B. hamifera (Trailliella*-stadiet) | 2 | 2 | 2 | | 3 | 3 | 2 | 2 |
| *Callithamnion corymbosum* | | | x | | | x | | x |
| *Callithamnion cf. tetragonum* | | x | | | | | | |
| *Callophyllis cristata* | x | 2 | 2 | | | | 2 | 2 |
| *C. laciniata* | | 2 | | | | | | |
| *Ceramium rubrum* | 1 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 |
| *C. secundatum* | | x | | x | | | | |
| *C. shuttleworthianum* | | 2 | | | | | | |
| *C. strictum* | 1 | | 1 | | | | 1 | x |
| *Ceramium* sp. | | | | | | 2 | | x |
| *Chondrus crispus* | | 1 | x | | 2 | 2 | 2 | 2 |
| *Chylocladia verticillata* | 2 | | | | | x | | 2 |
| *Corallina officinalis* | | | | 2 | 2 | 1 | 2 | |
| *C. officinalis f. compacta* | | 2 | | | | | | |
| *Cruoria pellita* | 1 | 2 | x | | | x | 2 | 2 |
| *Cystoclonium purpureum* | x | 2 | 1 | | | | | x |
| *Delesseria sanguinea* | 2 | 2 | x | | 2 | x | | 2 |
| *Dilsea carnosa* | | 2 | x | | 2 | | | x |
| *Dumontia incrassata* | | 2 | | | | | | |
| *Erythrotrichia carnea* | | | x | | | x | | x |
| *Furcellaria lumbricalis* | | | | | x | x | | |
| *F. lumbricalis f. aegagropila* | 3 | | | | | | | |
| *Gigartina stellata* * | 2 | 2 | 3 | 2 | 2 | 2 | 2 | x |
| *Gracilaria verrucosa* | | | | | | | 2 | |
| *Griffithsia corallinoides* | | | | | | x | | |
| *Hildenbrandia rubra* | 2 | x | 2 | | 1 | x | 2 | 1 |

* Ikke reg. i 1976 på st. A0 og A7.

Tabell 7.1 forts.

| RØDALGER forts. .. | R | A0 | A1 | A2 | A3 | A4 | A5 | A6 | A7 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| *Lithothamnium* sp. | | x | x | 1 | | 2 | x | | x |
| *Membranoptera alata* | | | 2 | x | | | 1 | | |
| *Nemalion helminthoides* | | | | | | | | | 1 |
| *Odonthalia dentata* | | 2 | 2 | | 2 | x | | | 2 |
| *Palmaria palmata* | | | 2 | 2 | 2 | 2 | | | x |
| *Phycodrys rubens* | | 2 | 2 | x | | x | 2 | 2 | 2 |
| *Phyllophora crispa* | | | | | | x | x | 1 | 2 |
| *P. pseudoceranoides* | | 2 | 2 | 2 | | 2 | 2 | 2 | 2 |
| *P. truncata* | | | | 1 | | x | 1 | | |
| *Phymatolithon lenormandii* | | 2 | 3 | | | 1 | 2 | 2 | 2 |
| *P. cf. polymorphum* | | | | | | | 3 | 1 | |
| *Plocamium cartilagineum* | | | x | | | | | | 1 |
| *Polyides rotundus* | | | | | | 1 | | | |
| *Polysiphonia brodiaei* | | | 2 | | x | | | | |
| *P. elongata* | | | | x | | 1 | | 2 | 2 |
| *P. lanosa* | | | | | | x | | | 2 |
| *P. nigrescens* | | x | | | | | | | |
| *P. urceolata* | | x | x | 1 | x | | x | 2 | x |
| *P. violacea* | | | | | | 1 | x | 2 | 1 |
| *Polysiphonia* sp. | | | x | | | | | | |
| *Porphyra purpurea* | | 2 | | x | | 1 | 2 | | 1 |
| *P. umbilicalis* | | | 2 | 2 | 1 | | | | |
| *Porphyropsis coccinea* | | | | | | | | 1 | |
| *Ptilota plumosa* | | | 2 | | 2 | x | 2 | 2 | 1 |
| *Rhodomela confervoides* | | 1 | 2 | 1 | 2 | | 1 | 1 | 2 |
| *R. lycopodioides* | | | x | | | | | | |
| **Total Rødalger** | R | 21 | 33 | 26 | 13 | 25 | 28 | 24 | 34 |

Tabell 7.1 forts.

| BRUNALGER | B | A0 | A1 | A2 | A3 | A4 | A5 | A6 | A7 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| *cf. Acrothrix gracilis* | | | 1 | | | | | x | |
| *Alaria esculenta* | | | 3 | 1* | 2 | | | | |
| *Ascophyllum nodosum* | | 3 | | | 2** | 3 | 2 | 3 | 2 |
| *Asperococcus fistulosus* | | | | 1 | | 1 | | 2 | 1 |
| *A. turneri* | | 2 | | | | 2 | | 2 | 2 |
| *Chorda filum* | | 2 | | 3 | 1 | 2 | 2 | 2 | 2 |
| *Chordaria flagelliformis* | | | 2 | 2 | 1 | 1 | 1 | | 1 |
| *Desmarestia aculeata* | | 2 | | x | | 1 | 1 | 1 | 2 |
| *D. viridis* | | 2 | | | | | 1 | 2 | |
| *Dictyota dichotoma* | | | | | | x | | | |
| *Ectocarpus fasciculatus* | | | | x | 2 | 2 | | | |
| *E. siliculosus* | | 2 | | 2 | | | 2 | 1 | 2 |
| *Elachista fucicola* | | | x | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 |
| *Fucus serratus* | | 3 | | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 2 |
| *F. spiralis* | | 2 | | 3 | | 3 | 2 | 2 | 1 |
| *F. vesiculosus* | | 3 | | | 2 | 3 | 3 | 2 | 1 |
| *F. vesiculosus f. evesiculosus* | | | 2 | | | | | | |
| *Giffordia* sp. | | | | | | | | | x |
| *Halidrys siliquosa* | | | 2 | | | 2 | 1 | 1 | |
| *Himanthalia elongata* | | | 2 | | | | | | |
| *Laminaria digitata* | | | | 2 | 3 | 3 | 1 | | 3 |
| *L. digitata f. stenophylla* | | | 3 | | | | | | |
| *L. hyperborea* | | | 3 | 3 | 3 | | | | 3 |
| *L. hyperborea f. cucullata* | | | | x | | x | 3 | 2 | x |
| *L. saccharina* | | 3 | 1 | 3 | | 3 | 3 | 2 | 2 |
| *Leathesia difformis* | | | 2 | | | | | 2 | |
| *Litosiphon laminariae* | | | x | | | | | | |
| *L. pusillus* | | | | | | x | x | | x |
| *Mesogloia vermiculata* | | | | | | x | x | | |
| *Pelvetia canaliculata* | | 3 | | | | 2 | 3 | 2 | 3 |
| *Pilayella littoralis* | | | x | x | | | | | |
| *Scytosiphon lomentaria* | | | 2 | | 1 | 2 | | 2 | 1 |

* ett eks. i 1977

** innsiden av neset

Tabell 7.1 forts.

| BRUNALGER forts. .. | B | A0 | A1 | A2 | A3 | A4 | A5 | A6 | A7 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| *Spermatochnus paradoxus* | | | | | | 2 | | 2 | 2 |
| *Sphacelaria bipinnata* | | | | | x | | | | |
| *S. cirrosa* | | | | x | | x | | | |
| *S. plumosa* | | 2 | | x | | | | | x |
| *Spongonema tomentosum* | | | x | 1 | 2 | 2 | | 2 | |
| *Stictyosiphon tortilis* | | | | x | | | 2 | | |
| Total Brunalger | B | 12 | 15 | 19 | 13 | 23 | 18 | 20 | 21 |

Tabell 7.1 forts.

| GRØNNALGER | G | A0 | A1 | A2 | A3 | A4 | A5 | A6 | A7 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| *Chaetomorpha melagonium* | | | 2 | | | | | | |
| *Cladophora rupestris* | | | | | | 1 | 3 | | 2 |
| *Cladophora* sp. | | 2 | | 3* | 2 | 2 | 3 | 2 | 3 |
| *Codium fragile* | | 1 | | 1 | | 2 | | 3 | 2 |
| *Derbesia marina* | | | | | | x | | | |
| *Enteromorpha compressa* | | 2 | | 2 | 2 | | 2 | | 2 |
| *Enteromorpha* sp. | | 1 | | 3 | 1 | 2 | 2 | | 2 |
| *Monostroma grevillei* | | | | x | | | | | |
| *Prasiola stipitata* | | | 2 | | | 2 | | | |
| *S. centralis* | | | 2 | | | | | | |
| *Ulva lactuca* | | | | 2 | | | 1 | | 2 |
| Total Grønnalger | G | 4 | 3 | 6 | 3 | 6 | 5 | 2 | 6 |
| Total R, B, G | | 37 | 51 | 51 | 29 | 54 | 51 | 46 | 61 |
| | % R | 56.8 | 64.7 | 51.0 | 44.8 | 46.3 | 54.9 | 52.2 | 55.7 |
| | % B | 32.4 | 29.4 | 37.2 | 44.8 | 42.6 | 35.3 | 43.5 | 34.4 |
| | % G | 10.8 | 5.9 | 11.8 | 10.4 | 11.1 | 9.8 | 4.3 | 9.9 |
| Total på alle stasjoner | R | | | | 59 | | | | |
| | B | | | | 38 | | | | |
| | G | | | | 12 | | | | |
| | Total | | | | 109 | | | | |
| | % R | | | | 54.1 | | | | |
| | % B | | | | 34.9 | | | | |
| | % G | | | | 11.0 | | | | |
| Nedre grense for algevegetasjon (m) | | 18 | >30 | >25 | ? | 30 | >20 | >26 | >28 |
| Secchi-dyp (m) august 1976 | | | 14 | | 8 | 7.5 | 6 | 7.5 | 7 |

* Bare registrert i 1977.

Tegnforklaring:

1 = sjelden

2 = vanlig

3 = assosiasjonsdannende (dominerende)

x = tilstedeværende

Nedre grense for algevegetasjonen var dypere enn 26m. Det ble funnet flere arter på dette dyp, jfr. fig. 7.9. Siktedypet ble målt til 7.5m.

Lokalitet A7 ligger ved Kavlesundet, se fig. 7.1 og 7.36. Stasjonen vender mot nord og er lett/middels eksponert for bølgeslag. Imidlertid tyder algevegetasjonen på at lokaliteten er utsatt for sterk strøm mellom 2 og 5m dyp. I de øverste 6m består bunnen av fjell og rullestein, helningen er moderat. Mellom 6 og ca. 17m erstattes det faste underlaget med skjellsand og helningsvinkelen blir slakk. Fra ca. 17m dyp øker helningen igjen, og rullestein blir igjen vanlig.

I supralittoralsonen dannet sautang assosiasjon. Spiral- og blæretang vokste spredt, mens grisetang og sagtang var mer vanlig. Grønnalgen tarmgrønske var vanlig i øvre del av sublittoralsonen. På større dyp vokste den mer spredt. Grønndusk derimot var vanlig i et større vertikalintervall, og var assosiasjonsdannende mellom 7 og 17m dyp, jfr. fig. 7.10.

*Bonnemaisonia hamifera* (*Trailliella*-stadiet) dannet en ekstra tett populasjon under sagtang-beltet. Mellom 2 og 4m dyp dannet stortare en tett skog. På noe større dyp ble stortaredominansen overtatt av sukkertare. Mellom 15-25m dyp dominerte rødalgen *Phycodrys rubens* (eikeving).

På denne lokaliteten ved Kavlesundet ble det registrert det største artsantallet av fastsittende alger, jfr. tab. 7.1. Dypeste voksested for alger var dypere enn 28m. Ved dette dyp ble det registrert flere arter, jfr. fig. 7.10. Siktedypet i august 1976 ble målt til 7m.

## 7.4 Resultater - zoologi (lite mobile dyr).

Gruntvannsfauna ble undersøkt ved dykking (vha. SCUBA) på åtte lokaliteter, se fig. 7.1. Undersøkelse i 1976 ble foretatt 2.-4. august og resultatene er fremstilt i tabell 7.2 og fig. 7.11 til fig. 7.18. Disse stasjonene ble igjen besøkt 18.-20. juni 1977. Registreringen ble gjennomført ved "skindiving" ned til ca. 3m. Disse dataene er notert ved * i de samme figurene. Sammenligning mellom disse 2 årene kan bare gjøres for de 2-3 øverste m av vannsøylen.

*Lokalitet A 1*

Øverst i fjærebeltet ble det registrert *Balanus balanoides* (fjærerur) fig. 7.20, *Patella vulgata* (albuskjell) og *Nucella lapillus* (purpursnegl) som vanlig. I tillegg til disse artene, i 1977 ble det også registrert *Littorina littorea* (vanlig strandsnegl) og *Mytilus edulis* (blåskjell). Fra ca. 1 m og nedover var det flere arter av sjøstjerner, særlig *Henricia sanguinolenta*. *Cancer pagurus* (taskekrabbe) og *Gibbula cinerea* (toppsnegl) var også vanlig, se fig. 7.11.

*Lokalitet A 2*

Nær vannkanten var *Patella vulgata*, *Mytilus edulis* og *Littorina littorea* vanlig. I 1977 ble *Balanus balanoides* også registrert i store mengder. Fra ca. 2 m og nedover er artslisten ufullstendig, se fig. 7.12. Men det kan allikevel påpekes at det var en stor forekomst av *Ophiocomina nigra* (svartstjerne), mellom 4 og 10m dyp, se fig. 7.23.

*Lokalitet A 0*

Organismene på denne lokalitet var svært nedslammet fra 4-6 m dyp. Flere arter av faunaen kan således være oversett, og gruntvannsfaunaen på st. A-0 ble registrert ved hjelp av en annen teknikk (annen dykker). *Ophiocomina nigra* (svartstjerne) var registrert som vanlig fra 4 til 15 m, se fig.7.13. Dette er likt funnet på A 2 (se fig.7.12).

*Lokalitet A 3*

På fjellbunn fra 0-3 m fantes det *Littorina saxatilis* (strandsnegl), *Balanus balanoides*, *Nucella lapillus* og *Patella vulgata*. Det var sandbunn fra ca. 3m og nedover og flere arter som var tilpasset til denne bunntypen ble funnet, bl.a. *Arenicola marina* (fjæremark) og *Ensis ensis* (knivskjell), se fig. 7.14.

*Lokalitet A 4*

I 1976 ble det registrert *Balanus balanoides* (fjærerur), *Patella vulgata* (albuskjell), *Mytilus edulis* (blåskjell) og *Nucella lapillus* (purpursnegl) i de øvre metre. I 1977 ble det i tillegg til disse artene registrert *Littorina littorea* (vanlig strandsnegl), *L. obtusata*, *Ophiocomina nigra* (svartstjerne), *Pomatoceros triqueter* (trekantmark), *Spirorbis* sp. (posthornsmark) og *Membranipora* sp. (mosdyr). Den siste arten var særlig dominerende i forbindelse med forekomsten av *L. saccharina* (sukkertare), se fig.7.15.

*Lokalitet A 5*

*Balanus balanoides*, *Patella vulgata* og *Littorina saxatilis* var igjen vanlig i de øvre metre. Fra vannkanten og nedover til ca. 4 m var *Spirorbis* sp. dominerende. Under vannkanten var flere arter registrert som vanlig, bl.a. *Asterias rubens*, *Membranipora* sp. og *Pomatoceros triqueter*. Det var mudderbunn fra ca. 15 m og nedover. Bunnen her var nedslammet og dekket med flekker av litt grov marin sopp og bakterier, fig. 7.33. Det ble også registrert noen individer av *Ophiodromus flexuosus* (børstemark), se fig. 7.16.

*Lokalitet A 6*

Her var det en rik sammensetning av arter. *Balanus balanoides* var dominerende fra 0-1m, se fig. 7.34 og 7.35,og fra ca. 1 til 5m var *Spirorbis* sp. dominerende. Andre vanlige arter var *Membranipora* sp., *Clavelina lepadiformis* (sjøpung), *Asterias rubens*, *Pomatoceros triqueter* og *Martasterias glacialis* (sjøstjerne). *Ophiocomina nigra* (svartstjerne) var igjen betegnet som dominerende fra ca. 9m til 20m, se fig. 7.17.

*Lokalitet A 7*

Faunalisten her var forholdsvis rik. *Balanus balanoides* var dominerende i øvre del av fjæra. *Patella vulgata* og *Littorina saxatilis* var også vanlig. *Ophiocomina nigra* var registrert som dominerende fra ca. 6m til 20m dyp, fig. 7.37. Andre vanlige arter nederst i fjæra var *Gibbula cinerea* (toppsnegl), *Echinus esculentus* (sjøpiggsvin), *Martasterias glacialis* og *Henricia sanguinolenta*, se fig. 7.18.

Tabell 7.2. Registrerte arter av virvelløse, lite mobile dyr, samt heterotrof vekst.

| Gruntvannsfauna | A0 | A1 | A2 | A3 | A4 | A5 | A6 | A7 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Heterotrof vegetasjon og bakterier | | | | | | 2 | | |
| Porifera (svamper) | | | | | | | | |
| *Geodia baretti* | | 1 | | | | | | |
| *Halichondria panicea* | | x | | | | | x | |
| *Sycon* sp. | | | | | 1 | | | |
| Cnidaria (nesledyr) | | | | | | | | |
| *Tealia felina* | | 1 | | | | | | |
| *Alcyonium digitatum* | | | | x | | | 1 | |
| Polychaeta (Mangebørsteormer) | | | | | | | | |
| *Ophiodromus flexuosus* | | | | | | 2 | | |
| *Arenicola marina* | | | | 2 | x | 2 | | |
| *Pomatoceros triqueter* | 2 | | | | (2) | 2 | 2 | 1 |
| *Hydroides norvegica* | | | | | 1 | | 1 | |
| *Spirorbis* sp. | 2 | | | | x | 3 | 3 | 2 |
| Gastropoda (snegler) | | | | | | | | |
| *Patella vulgata* | | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 |
| *Patina pellucida* | | 1 | | | | | | |
| *Gibbula cineraria* | | 2 | | 1 | 1 | | | 1 |
| *Calliostoma milligranum* | | | | | | | | 1 |
| *Littorina obtusata* | | | | | (1) | | | |
| *Littorina saxatilis* | | (3) | | 2 | | 2 | | 2 |
| *Littorina littorea* | (2) | | 2 | | (3) | | 1 | |
| *Turitella terebra* | | | | | | | 1 | |
| *Bittium reticulatum* | | | | | | | | 1 |
| *Trivia arctica* | | 1 | | | | | | 1 |
| *Nucella lapillus* | | 2 | | 2 | 2 | | 1 | |
| *Onchidoris muricata* | | | | | x | | | |
| Bivalvia (muslinger) | | | | | | | | |
| *Modiolus modiolus* | | | | | | | 2 | |
| *Mytilus edulis* | | (3) | 2 | (2) | 2 | | 1 | 1 |
| *Chlamys* sp. | | | | | 1 | | | |
| *Chlamys varia* | | | | | | | | 1 |
| *Pecten maximus* | | | | | | | | 1 |

Tabell 7.2 forts.

| Gruntvannsfauna | A0 | A1 | A2 | A3 | A4 | A5 | A6 | A7 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| *Cyprina islandica* | | | | | | | | x |
| *Dosina exoleta* | | | | | | | x | |
| *Ensis ensis* | | x | | 1 | | | | |
| Crustacea (krepsdyr) | | | | | | | | |
| *Balanus balanoides* | (2) | 2 | (3) | 2 | 2 | 2 | 3 | 3 |
| *Munida sarsi* | | x | | | 1 | | | |
| *Cancer pagurus* | 1 | 2 | | x | 1 | 2 | | 1 |
| *Carcinus maenas* | | | | | | | | 1 |
| *Hyas* sp. | 1 | | | | | | | |
| Bryozoa (mosdyr) | | | | | | | | |
| Bryozoa indet. | | | | x | | | | |
| *Membranipora* sp. | | 1 | | 2 | 2 | 2 | 2 | 1 |
| *Sertella beaniana* | | x | | | | | | |
| Asteriodea (sjøstjerner) | | | | | | | | |
| *Astropecten irregularis* | | | | 2 | 1 | 2 | | 2 |
| *Hippasteria phrygiana* | | x | | | | | | |
| *Henricia sanguinolenta* | | 2 | | 1 | | 1 | | 2 |
| *Solaster endeca* | | 1 | | x | 1 | | x | 1 |
| *Stichastrella rosea* | | | | | | | | x |
| *Asterias rubens* | 1 | 1 | | 2 | 1 | 2 | 2 | 1 |
| *Leptasterias mülleri* | | x | | | | | | |
| *Martasterias glacialis* | | | | | 1 | 2 | 2 | 2 |
| Ophiuroidea (slangestjerner) | | | | | | | | |
| *Ophiotrix fragilis* | | | | | | | x | |
| *Ophiocomina nigra* | 2 | | 3 | 1 | (1) | | 3 | 3 |
| *Ophiura albida* | | | | | | | 2 | |
| Echinoidea (sjøpiggsvin) | | | | | | | | |
| *Psammechinus miliaris* | | | | 2 | | | | |
| *Echinus esculentus* | | | | | | | 2 | 2 |
| *Echinus acutus* | | | | | | | 1 | |
| *Echinus esculentus* x *acutus* | | | | | | | 1 | |
| Ascidiacea (sjøpunger) | | | | | | | | |
| *Clavelina lepadiformis* | | | | x | x | | 2 | |
| *Ciona intestinalis* | | | | | | 1 | | 1 |

Tabell 7.2 forts.

| Gruntvannsfauna | A0 | A1 | A2 | A3 | A4 | A5 | A6 | A7 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| *Corella paralellogramma* | | | | | 1 | x | 1 | 2 |
| *Ascidiella* sp. | | | | | | | 1 | |
| *Ascidia mentula* | | | | | | | 1 | 1 |

Tegnforklaring:

1 = sjelden
2 = vanlig
3 = dominerende
x = tilstedeværende
( ) = registrert kun i 1977.

## 7.5 Resultater - metallanalyser

Resultatene fra metallanalysene, som var av orienterende art, finnes i tabell 7.3.

Tabell 7.3. Analyseresultater av metallinnholdet i fire tangprøver fra stasjonene A0 og A5 (µg/g = ppm tørr vekt). Prøvene ble innsamlet 2.-5. august 1976.

| | | Hg | Cr | Zn | Mn | Fe | Cu | Cd | Pb | Ni |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| *Ascophyllum nodosum* (grisetang) | A 5 | 0.04 | < 4 | 390 | 25 | 100 | 9 | 1.2 | 3.0 | 5.0 |
| --- " --- | A 0 | 0.08 | 10 | 550 | 20 | 170 | 75 | 1.2 | 16 | 7.0 |
| *Fucus vesiculosus* (blæretang) | A 5 | 0.02 | < 4 | 300 | 70 | 260 | 13 | 1.0 | 6.3 | 11.1 |
| --- " --- | A 0 | 0.07 | 16 | 570 | 30 | 620 | 52 | 0.8 | 11 | 29.6 |

## 7.6 Resultater - klorerte hydrokarboner

Resultatene fra analyser av persistente organiske forbindelser (klorerte hydrokarboner), som var av orienterende art, finnes i tabell 7.4.

Tabell 7.4. Analyseresultater av innholdet av 5 klorerte hydrokarboner: 5CB, HCB, HCS, OCS og PCB (se s. 143) i én blåskjell- og én taskekrabbeprøve fra st. A 5. Verdiene er oppgitt i µg/g våtvekt. Prøvene er innsamlet 4. august 1976.

| | 5CB | HCB | HCS | OCS | PCB |
|---|---|---|---|---|---|
| Blåskjell (*Mytilus edulis*) | i.p. | 0,0003 | i.p. | i.p. | 0,01 |
| Taskekrabbe (*Cancer pagurus*) | 0,0004 | 0,001 | i.p. | i.p. | 0,05 |

Beregnet i µg/g våtvekt

i.p. = ikke påvist

\- = ikke bestemt

## 7.7 Diskusjon:

Av de 8 undersøkte lokalitetene i Borgundfjorden var det to stasjoner A1 og A3 som skilte seg noe ut fra de øvrige, jfr. fig. 7.2. St. A1 ligger ytterst i fjorden på Stavsneset på Heissa, og er eksponert for kraftige bølgeslag fra vest, se fig. 7.19 og 7.20. Denne miljøfaktoren er sannsynligvis den avgjørende faktoren som skiller floraen på st. A1 fra vegetasjonen på de øvrige stasjoner. St. A2 var her et unntak.

Sammensetningen av floraen på st. A3 i Langevåg var ulik vegetasjonen på alle de andre stasjoner, jfr. fig. 7.2. I tillegg var artsantallet av de fastsittende alger på st. A3 lite (48-78%) i forhold til antallet på de øvrige syv lokaliteter. Årsaken til denne forskjellen kan trolig forklares med ulikheten i bunntype og bunnens helningsvinkel, se fig. 7.26 og 7.6. På st. A3 var det kun fast underlag ned til ca. 3m dyp. Fra dette dyp besto bunnen hovedsaklig av sand, som er et dårlig substrat for tang og tare, og følgelig blir arts- og individantallet fattig.

På de øvrige 6 stasjoner (A0, A2, A4, A5, A6 og A7) viste sammensetningen av algevegetasjonen større likhet enn forholdet var for de to andre lokaliteter, jfr. fig.7.2. De fysiske forhold på de seks ovenfornevnte stasjoner var ikke ulike. Bølgeeksponeringsgraden (som er en meget subjektiv bedømmelse) varierte fra beskyttet til lett/middels. Ingen av disse lokalitetene kan karakteriseres som middels eller sterkt eksponert. Bunntypen besto av fast substrat som fjell og/eller stein over 10-12m dyp på de aller fleste stasjonene. På større dyp fantes større forskjeller i bunnens beskaffenhet på de ulike stasjoner.

De fleste marine arter er avhengig av en viss saltholdighet i vannet. I løpet av undersøkelsen er det ikke målt saltholdighet under 29$^{o}$/oo i Borgundfjorden. En kan således se bort fra lav saltholdighet som noen barriere for algevegetasjonen på de undersøkte stasjoner.

Stasjon A2 var eneste lokalitet som hadde en viss likhet med den sterkt bølgeeksponerte st. A1, jfr. fig. 7.2. Dette kan tyde på god vannbevegelse ytterst i Aspevågen. Tilstedeværelse av *Laminaria hyperborea* (stortare) er også med

til å bekrefte en slik antagelse. St. A2 var imidlertid skjemmet av mye fast søppel ned til 3-5m dyp. Algene var noe nedslammet men syntes ellers å være friske og i god vekst. Sammensetningen av faunaen i området var spesielt dominert av *Ophiocomina nigra* (svartstjerne). Årsaken til dette ligger antageligvis i forbindelse med forurensning fra et kloakkutslipp i nærheten. Ellers var bunnen nokså nedslammet og forsøplet, fig. 7.23.

Av fig. 7.4 fremgår det at de ettårige grønnalgene *Enteromorpha* spp. (tarmgrønske) og *Cladophora* spp. (grønndusk) var et dominerende innslag i floraen ned til ca. 1 m dyp. Grønndusk ble imidlertid ikke registrert ved undersøkelsen i 1976. Slike store endringer i den ettårige, hurtigvoksende grønnalgevegetasjonen fra år til år er ikke uvanlig(NIVA, 1977b, Klavestad 1978, Bokn & Lein 1978). Da saltholdigheten er høy, kan en slik dominans av tarmgrønske og grønndusk tyde på gode næringsforhold ved lokaliteten, dvs. forhøyede konsentrasjoner av nitrogen- og fosforforbindelser i overflatevannet.

St. A0 innerst i Aspevågen, fig. 7.1 , hadde algesamfunn som tydet på en beskyttet lokalitet. Funn av *Furcellaria lumbricalis* f. *aegagropila* fra ca. 2 til 7m bekrefter denne antagelse (Lein & Wiik 1973). I littoralsonen var *Fucus vesiculosus* (blæretang) og *Ascophyllum nodosum* (grisetang) dominerende. De ettårige grønnalgene tarmgrønske og grønndusk var vanlige over et større dyp, fig. 7.5, men biomassen var adskillig mindre enn på st. A2. Dette kan tyde på en mindre næringssaltpåvirkning innerst i Aspevågen i forhold til utløpet (st. A2).

Artsantallet av fastsittende alger var noe redusert i forhold til de øvrige stasjoner (unntatt st. A3), og algenes dypeste voksested var grunnere enn ved de fleste andre undersøkte lokaliteter, tabell 7.1. De fleste fucaceene var overgrodd av epifytter. Særlig var *Ectocarpus siliculosus* (vanlig brunsli) dominerende. Noen større nedslamming av algene ble ikke funnet, men fra ca. 13m dyp og dypere besto bunnen stort sett av muddermasse.

Ingen av stasjonene A 4, A 5, A 6 og A 7 bar preg av dominerende grønnalgevekst i littoralsonen. Grønndusk og tarmgrønske vokste i moderate mengder, fig. 7.7, 7.8, 7.9 og 7.10. Sammensetningen av den fastsittende algevegetasjonen på de fire stasjonene indikerte tilfredsstillende vannkvalitet i de øverste

vannmassene av fjorden, fig. 7.29, 7.32, og 7.35. Noen forklaring på den kraftige veksten av en *Cladophora*-art på st. A 6, fig. 7.9, mellom 7 og 17m dyp kan i dette tilfelle vanskelig gis. Fra 15m dyp og dypere på stasjon A 5, fig. 7.15, ble børstemarken *Ophiodromus flexuosus* registrert. Denne arten er kjent for å tåle særlig lave oksygenkonsentrasjoner og lever ofte ned i mot grensen for hydrogensulfid (NIVA 1978d. 1979). Dette var forøvrig den eneste lokaliteten hvor *Ophiodromus* ble registrert.

Det store artsantallet av tang og tare på st. A 7, tabell 7.1, og tett individantall av alger som begunstiges av vannbevegelse, slik som *Laminaria hyperborea* (stortare), tyder på sterk strøm mellom 2 og 5 m dyp i området.

## 7.8 Konklusjoner:

Tilstanden i de øvre vannmasser i Borgundfjorden synes å være tilfredsstillende. Dette utsagn bygger på undersøkelsen av tang- og tarevegetasjonen på 8 lokaliteter i området. Bare små lokale effekter i nærsonen på noen få av stasjonene er registrert.

Som nevnt er det forventede forhold mellom rød- (R), brun- (B) og grønnalgearter (G) lik $45 \pm 10$: $35 \pm 10$: $15 \pm 5$ i fjordområder med lite ferskvannstilsig og liten eller ingen forurensningspåvirkning (Bokn in press). Tabell 7.1 viser at Borgundfjorden sett under ett hadde R: B: G: = 54.1 : 34.9 : 11.0, og forholdstallene på hver av de undersøkte områder viste følgende intervaller R : B : G : = 44.8 - 64.7 : 29.4 - 44.8 : 4.3 - 11.8.

Rent tallmessig viser ovenstående forholdstall at ingen av de undersøkte stasjonene hadde algesamfunn som kunne indikere noen belastning på overflatevannet. Imidlertid viste resultatene fra ytre del av Aspevågen (st. A2) at dette området bar tegn på utslipp av næringssalter, bl.a. kloakkvann og/eller ferskvann. Den store mengden av ettårige grønnalger kunne tyde på det, fig. 7.4 og tabell 7.1.

St. A0, som også ligger i Aspevågen, hadde ikke så store grønnalgesamfunn som st. A2, men en viss nedslamming av organismene og nedre grense for algevegetasjon allerede på 18m dyp kan tyde på noe høyere midlere partikkelholdig innhold i vannmassene, Haugen (1975) og Sears & Cooper (1978), inne i Aspevågen.

Ingen av de øvrige seks stasjonene hadde fastsittende algesamfunn som indikerte noen påviselig forurensningsbelastning på de øverste vannmassene i Borgundfjorden. Imidlertid vil vi påpeke at det ikke er opprettet noen biologiske prøvetakingsstasjoner i Veddevika og innerst i Mauseidvågen.

Faunaen i de øverste 10-15 m av vannsøylen var stort sett lik på alle lokalitetene. Dyresamfunnene syntes ikke å være påvirket av noen form for forurensninger. Dette bildet er helt i samsvar med de konklusjoner som ble trukket av algematerialet. Under 10-15 m dyp var det imidlertid tegn på forurensningsvirkninger. I Aspevågen var organismene nedslammet, og på den beskyttede stasjonen i Spjelkavika ble det funnet indikasjoner på dårlige oksygenforhold, muligens antydninger til hydrogensulfid ($H_2S$) i sedimentet.

Resultatene fra metallanalysene av 4 tangprøver på stasjonene i Aspevågen (St A0) og Spjelkavika (St A5) (tabell 7.3) viser at det er en viss tilførsel av metaller i Aspevågen.

Tang fra st. A0 inneholdt høyere metallkonsentrasjoner for 4-5 av elementene, Cr, Zn, Cu, Pb og Ni. Sammenlignet med naturlige metallkonsentrasjoner inneholdt tangen 2-3x høyere nivåer for Cr, 5-6x for Zn, 5-8x for Cu, 2-3x for Pb og 1-3x for Ni.

Prøvene fra st. A5 viste naturlige bakgrunnsverdier for åtte av ni metaller. Kun sink (Zn) viste noe høye konsentrasjoner (3-4x naturlig nivå) innerst i Borgundfjorden.

Konsentrasjonene av metallene mangan, jern, kadmium og kvikksølv ble ikke funnet å være høyere enn antatte bakgrunnsverdier.

Metallinnholdet i fire tangprøver (få prøver) på to lokaliteter tyder på en moderat eller svak metallbelastning av de øverste vannmassene i Aspevågen. Konsentrasjonene av kopper (Cu), bly (Pb) og muligens krom (Cr) bør overvåkes over flere år.

De to mest risikobetonte metallene kvikksølv (Hg) og kadmium (Cd) viste imidlertid lave konsentrasjoner. Disse to metaller er av stor giftighet for levende organismer ved forhøyede konsentrasjoner. Tabell 7.3 viser imidlertid at tangen i Aspevågen inneholdt 2-3 (4) x høyere konsentrasjoner av Hg enn tilsvarende prøvemateriale fra Spjelkavika (se fig. 7.1).

Analyseresultatene av klorerte hydrokarboner i blåskjell og taskekrabbe fra Spjelkavika viste lave verdier, jfr. tabell 7.4. Ingen av verdiene anses å ligge over antatte bakgrunnsnivåer i de analyserte dyreorganismer. PCB-konsentrasjonene avspeiler sannsynligvis den globale PCB-påvirkning av miljøet, se tabell 7.4.

Fig. 7.3. Vertikalutbredelse av de vanligste tang- og tarearter på st. A1, 3. og 7. august 1976. I tillegg bygger utbredelsen i de to øverste metre på registreringer 18. juli 1977.

Tegnforklaring:

● Enkeltfunn — Spredt → Vanlig ⟹ Dominerende

Eksponeringsgrad: Sterk

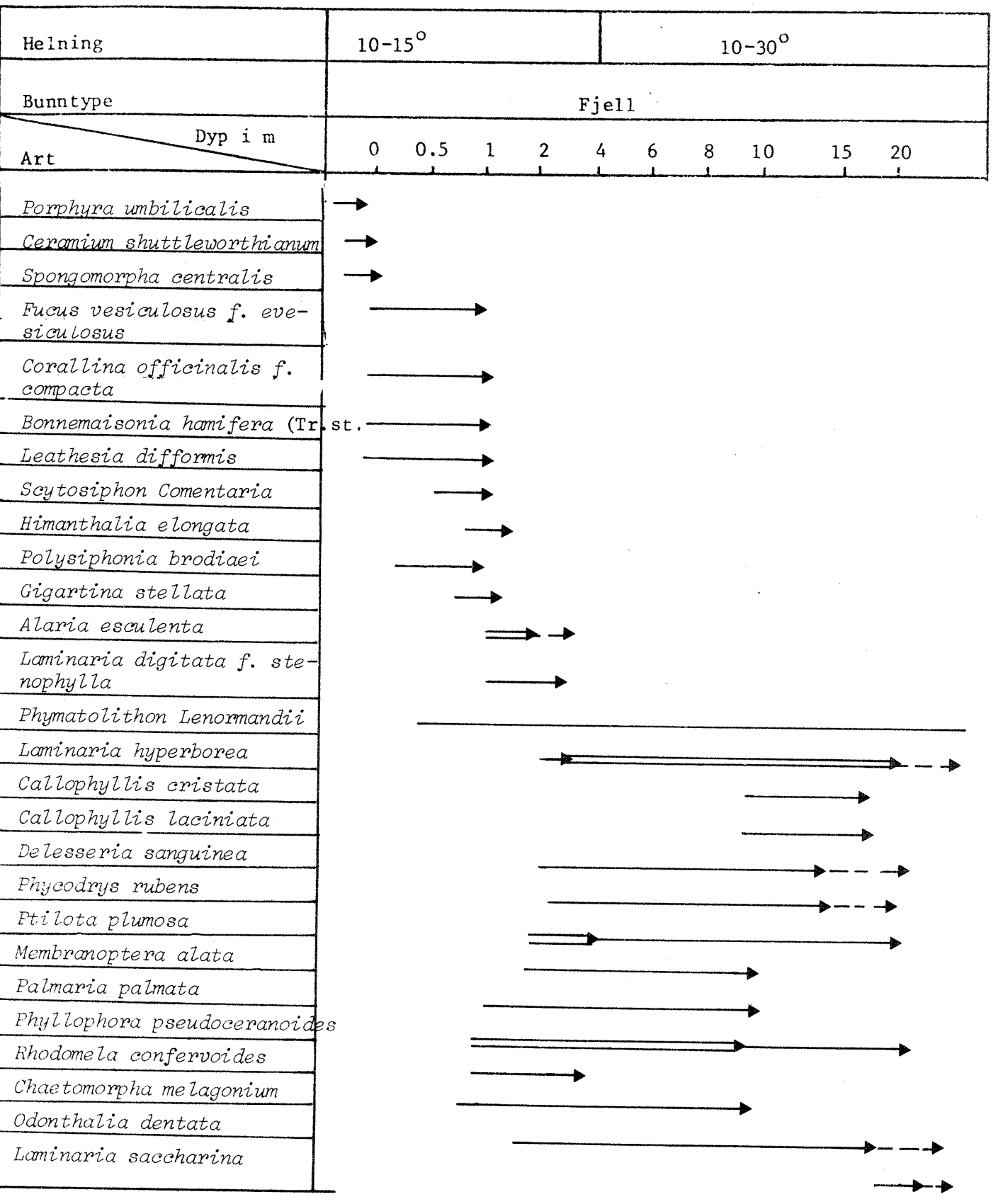
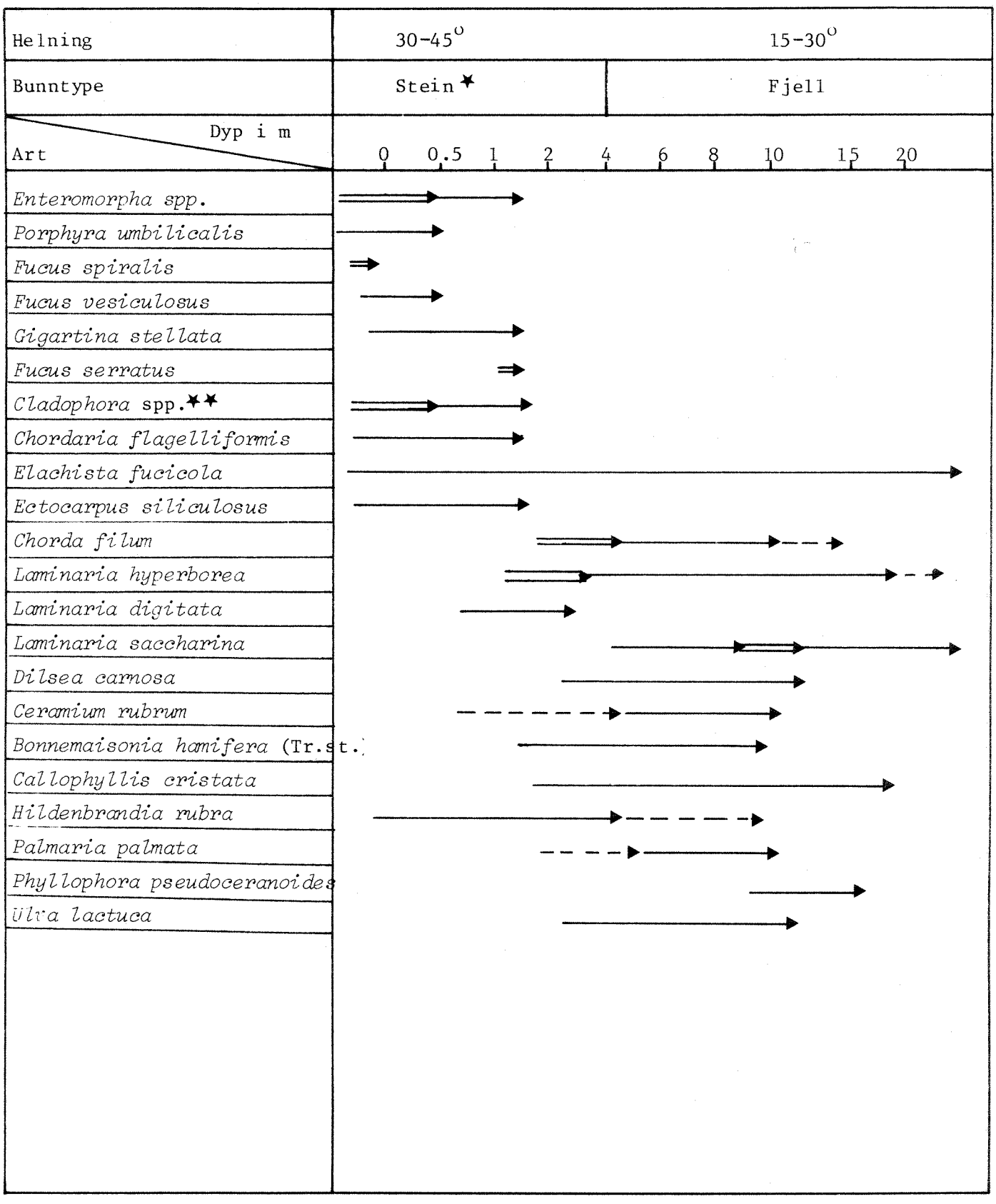


Fig. 7.4. Vertikalutbredelse av de vanligste tang- og tarearter på st. A2, 2. august 1976. I tillegg bygger utbredelsen i de to øverste metre på registreringer 18. juli 1977.

Tegnforklaring:

● Enkeltfunn — Spredt — Vanlig — Dominerende

Eksponeringsgrad: Middels/lett




* Mye fast søppel

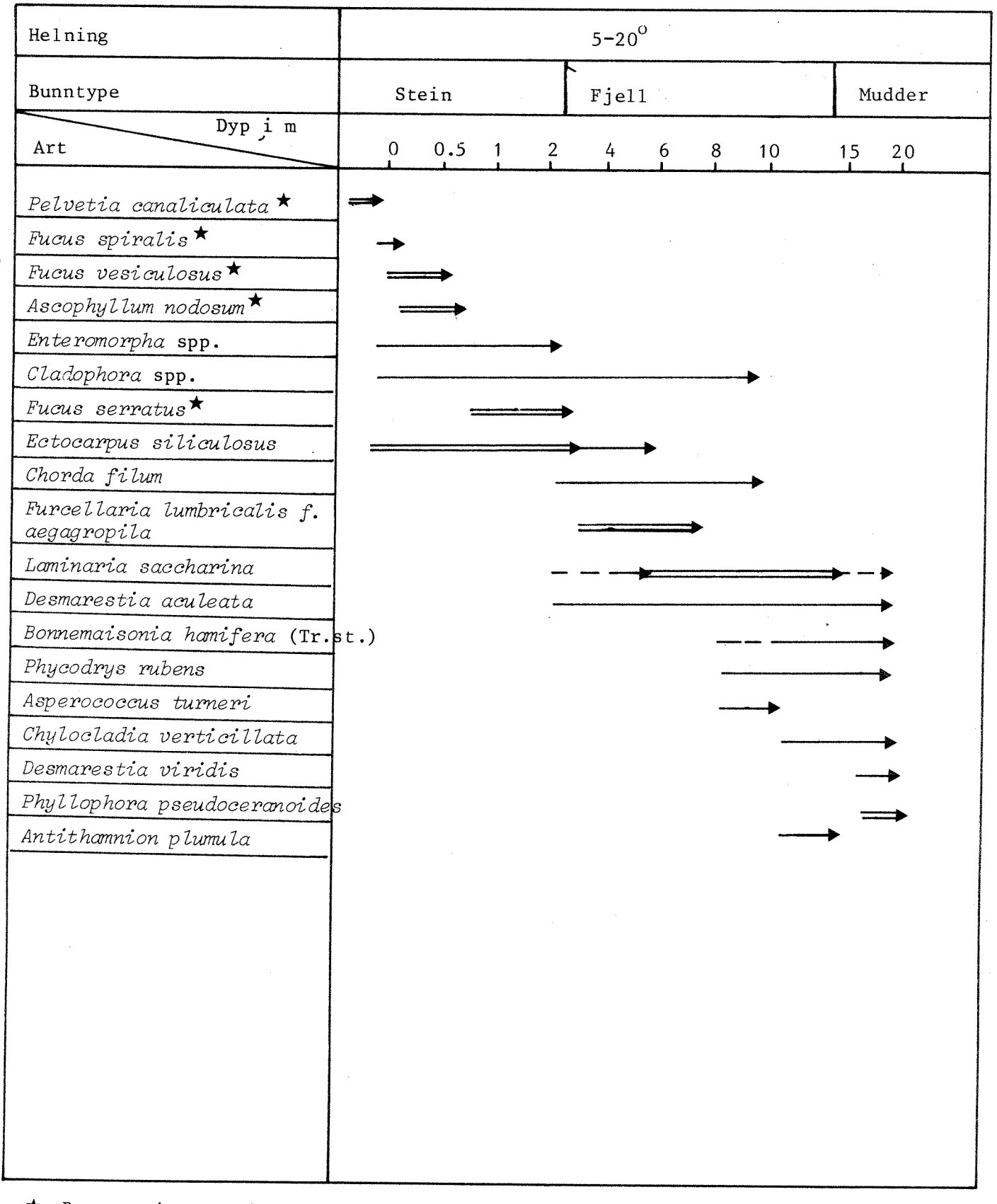
** Kun registrert i 1977

Fig. 7.5 Vertikalutbredelse av de vanligste tang- og tarearter på st. A0, 5. august 1976. I tillegg bygger utbredelsen i de to øverste metre på registreringer 18. juli 1977.★★

Tegnforklaring:

●Enkeltfunn — — — — → Spredt ——→ Vanlig ═══→ Dominerende

Eksponeringsgrad: Beskyttet



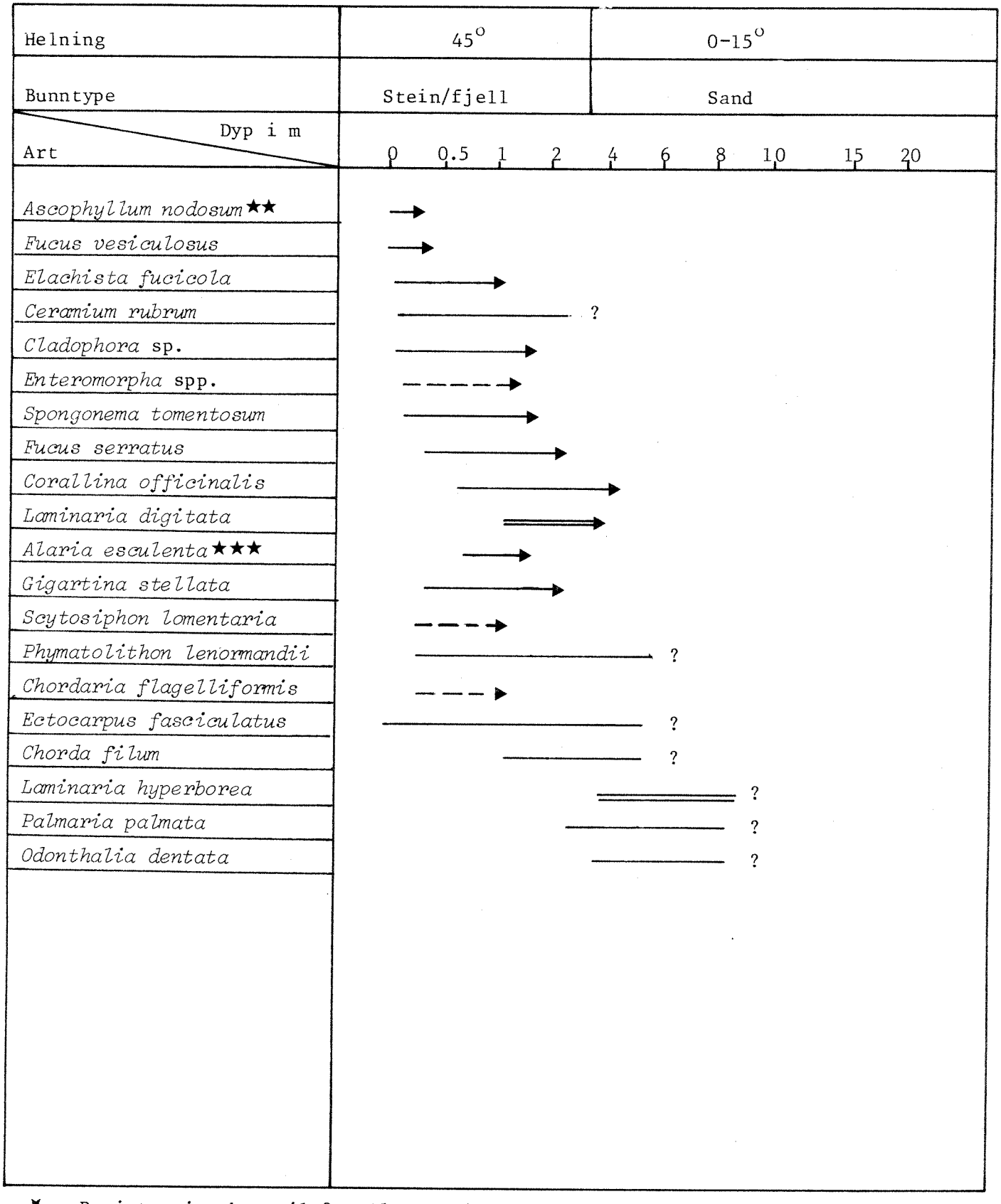

★ Bare registrert i 1977. Ingen algeregistrering i de øverste 2-3 m i 1976.

Fig. 7.6. Vertikalutbredelse av de vanligste tang- og tarearter på st. A3, 19. juli 1977. I tillegg bygger utbredelsen i de to øverste metre på registreringer 18. juli 1977.*

Tegnforklaring:

● Enkeltfunn — — — — → Spredt ——→ Vanlig ═══→ Dominerende

Eksponeringsgrad: sterkt varierende




* Registrering kun til 8m. Algenes dypeste voksested ikke registrert.

** Registrert kun innenfor molo.

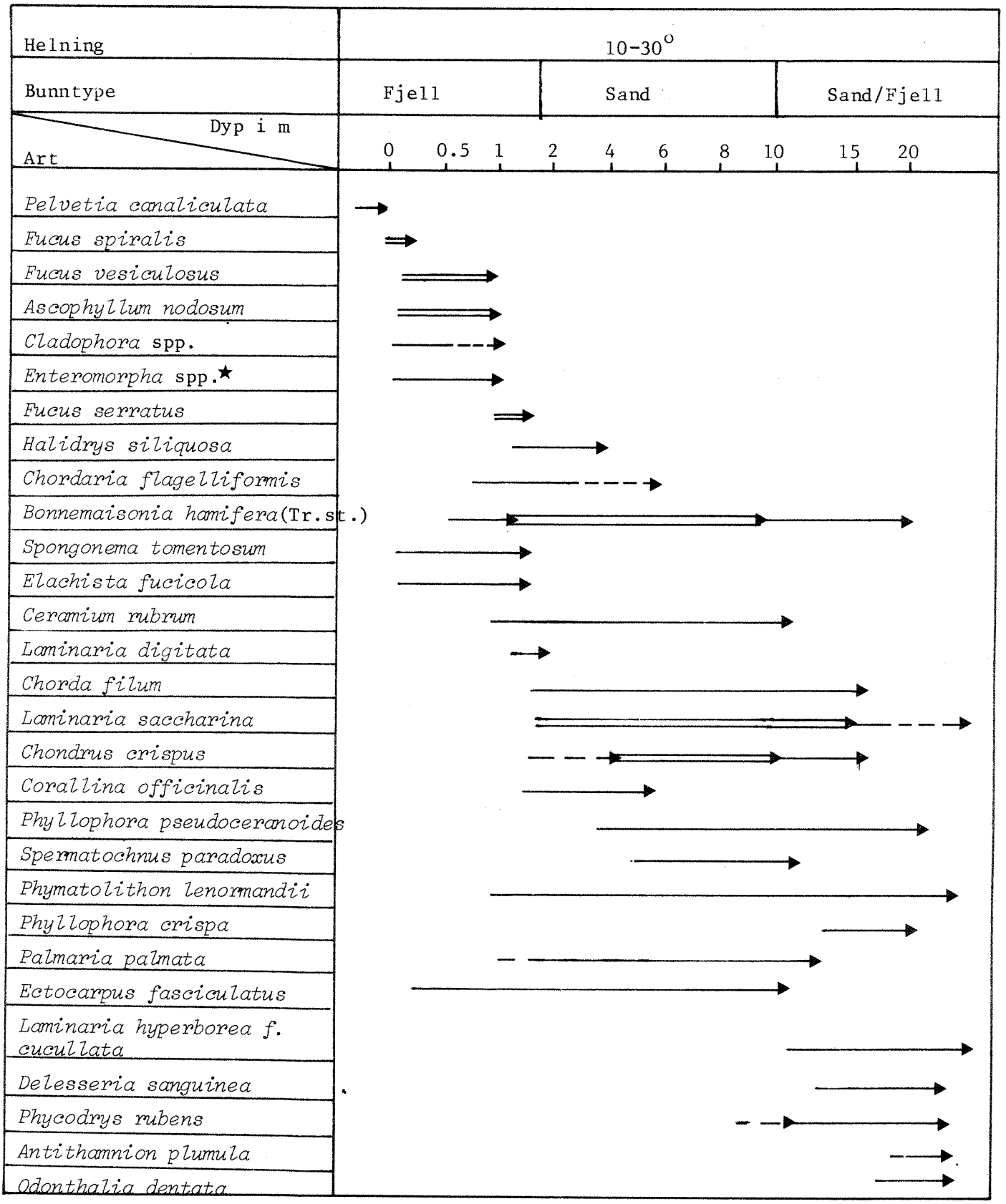
*** Registrert kun utenfor molo.

Fig. 7.7. Vertikalutbredelse av de vanligste tang- og tarearter på st. A4, 3. august 1976. I tillegg bygger utbredelsen i de to øverste metre på registreringer 18. juli 1977.

Tegnforklaring:

● Enkeltfunn - - - - - → Spredt ——→ Vanlig ═══→ Dominerende

Eksponeringsgrad: lett




★ Registrert kun i 1976.

Fig. 7.8. Vertikalutbredelse av de vanligste tang- og tarearter på st. A5, 4. august 1976. I tillegg bygger utbredelsen i de to øverste metre på registreringer 19. juli 1977.

Tegnforklaring:

● Enkeltfunn - - - - - - → Spredt ——→ Vanlig ═══→ Dominerende

Eksponeringsgrad: Lett

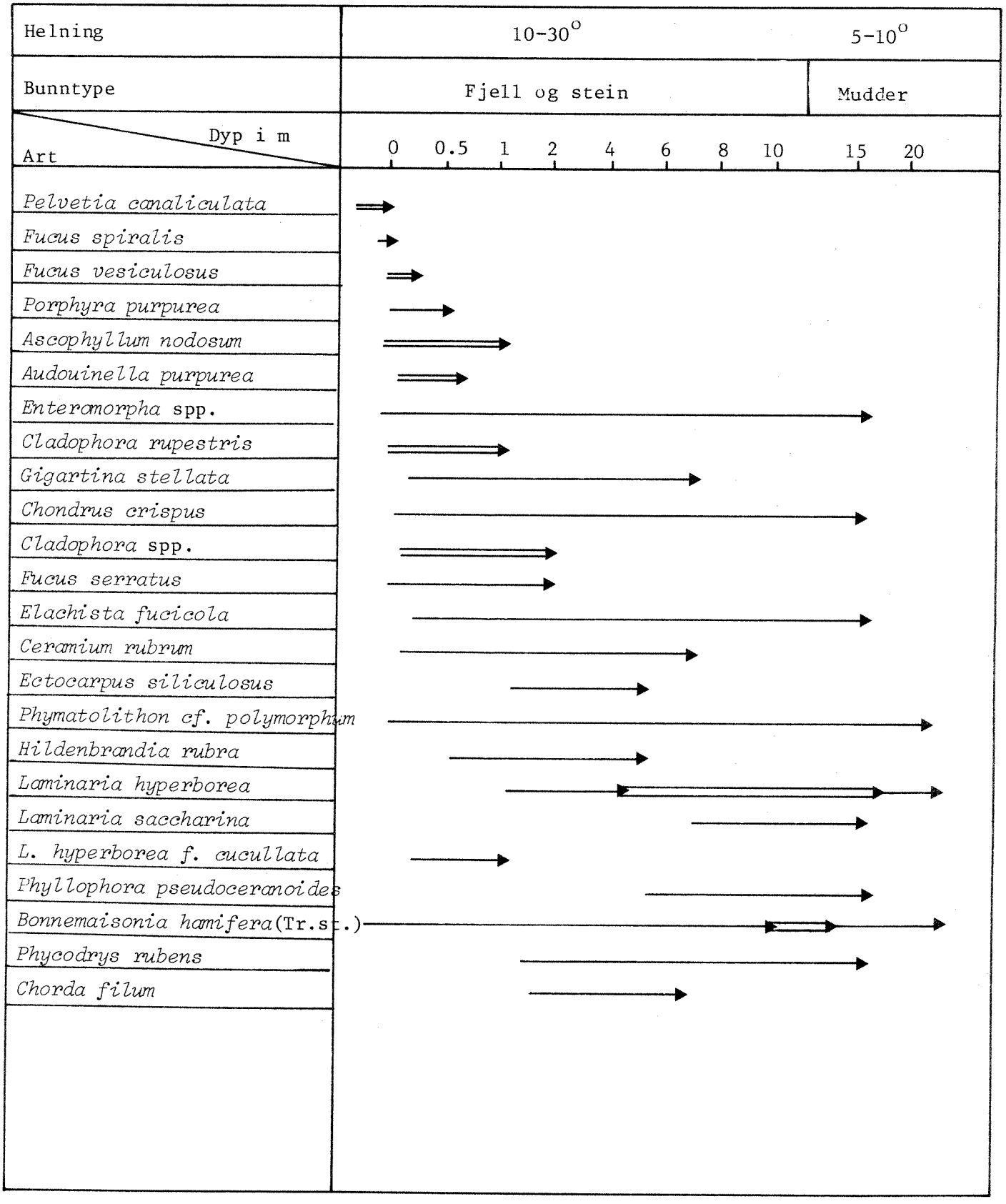
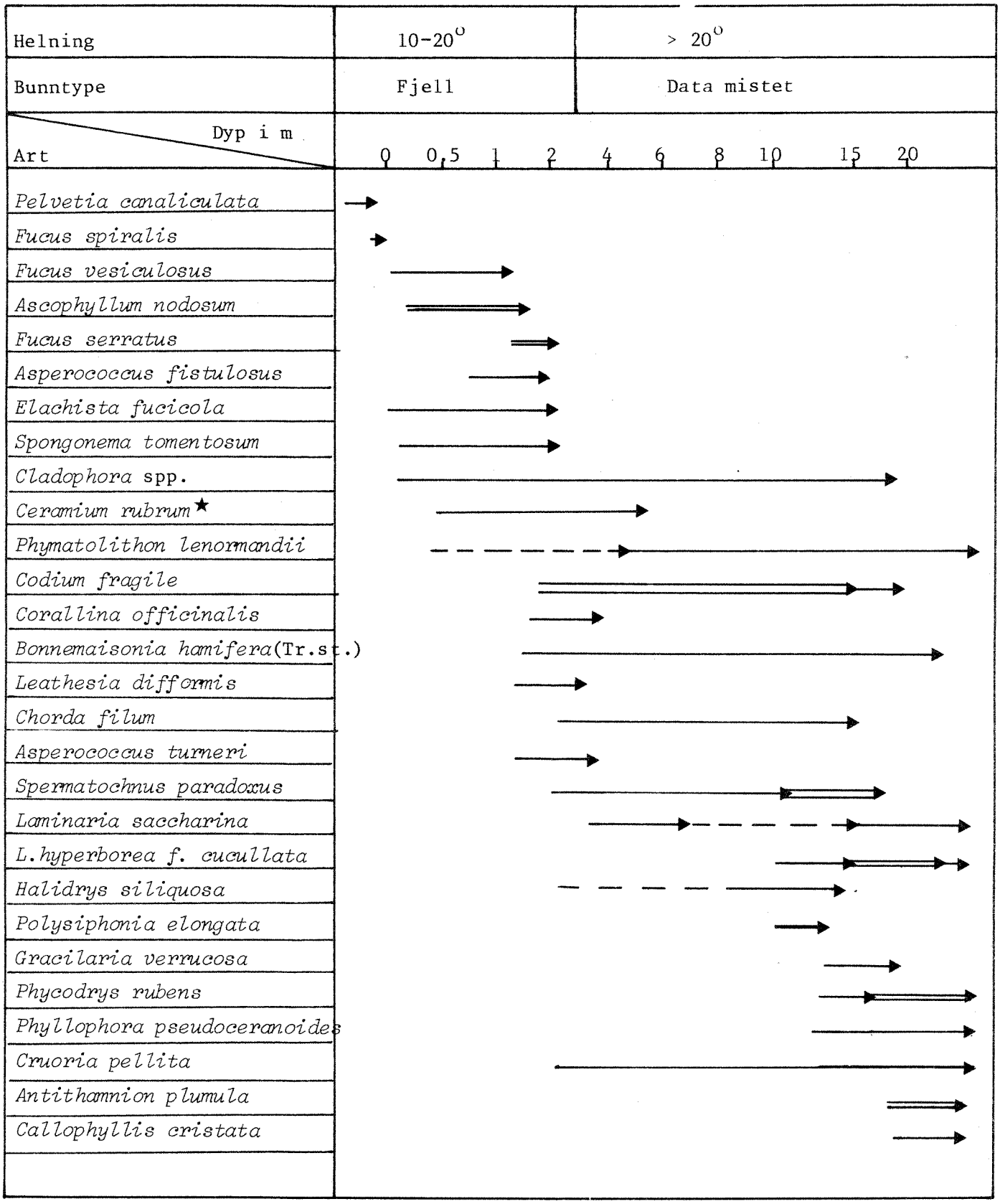


Fig. 7.9. Vertikalutbredelse av de vanligste tang- og tarearter på st. A6, 4. august 1976. I tillegg bygger utbredelsen i de to øverste metre på registreringer 19. juli 1977.

Tegnforklaring:

● Enkeltfunn - - - - - - → Spredt ——→ Vanlig ═══→ Dominerende

Eksponeringsgrad: Beskyttet



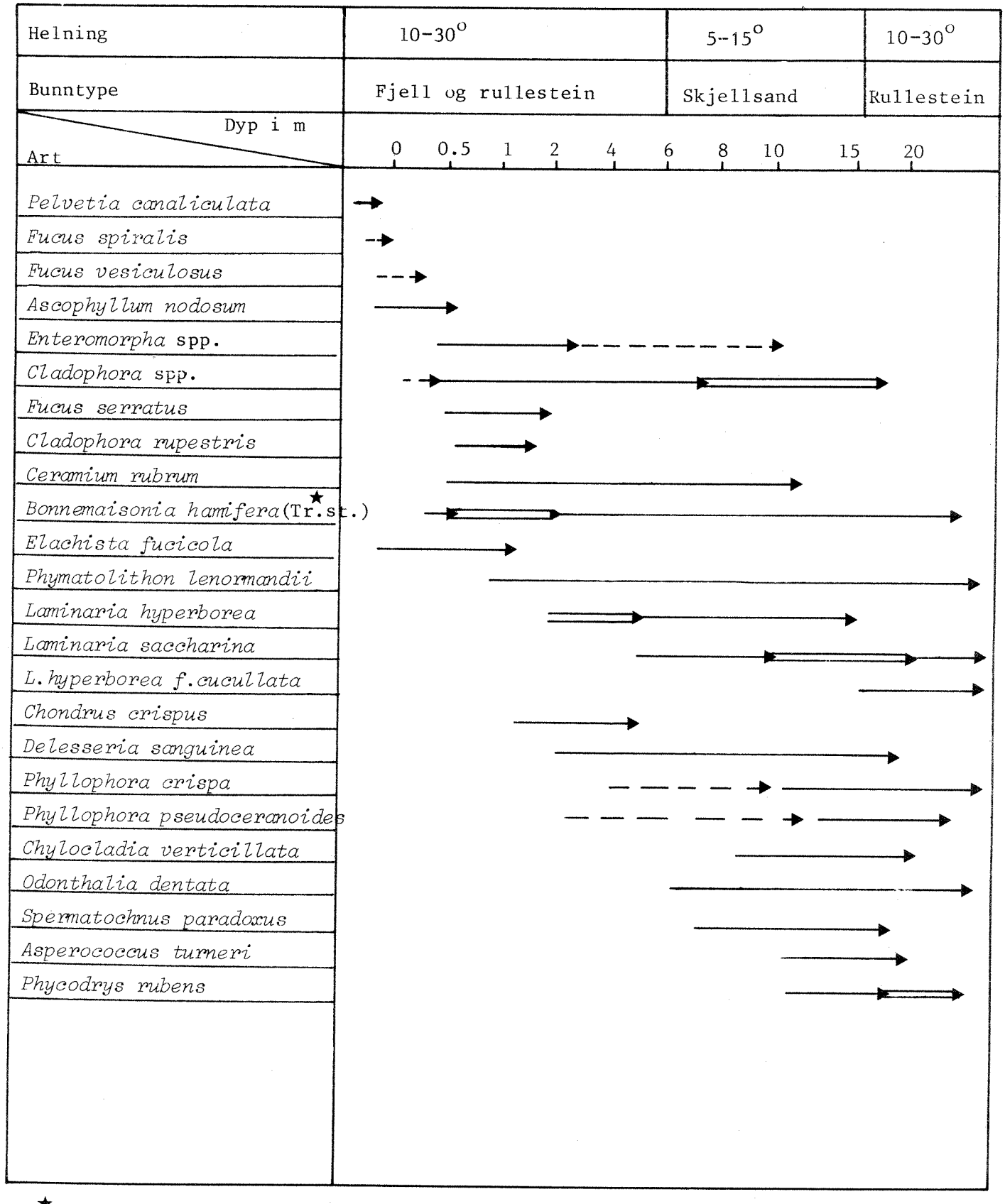

★ Registrert kun i 1977.

Fig. 7.10 Vertikalutbredelse av de vanligste tang- og tarearter på st. A7, 4. august 1976. I tillegg bygger utbredelsen i de to øverste metre på registreringer 19. juli 1977.

Tegnforklaring:

● Enkeltfunn — — — — → Spredt ——→ Vanlig ═══→ Dominerende

Eksponeringsgrad: Lett/Middels




★ Større populasjon i 1976 enn i 1977.

Fig. 7.11 . Vertikalutbredelse av den vanligste gruntvannsfauna på st. A1, 3. august 1976. I tillegg 18. august 1977, (fra 0 til ca. 3 m).

Tegnforklaring:
1976 ● 1977 ● Enkeltfunn ★ Spredt ★★ Vanlig ★★★ Dominerende
Eksponeringsgrad: sterk

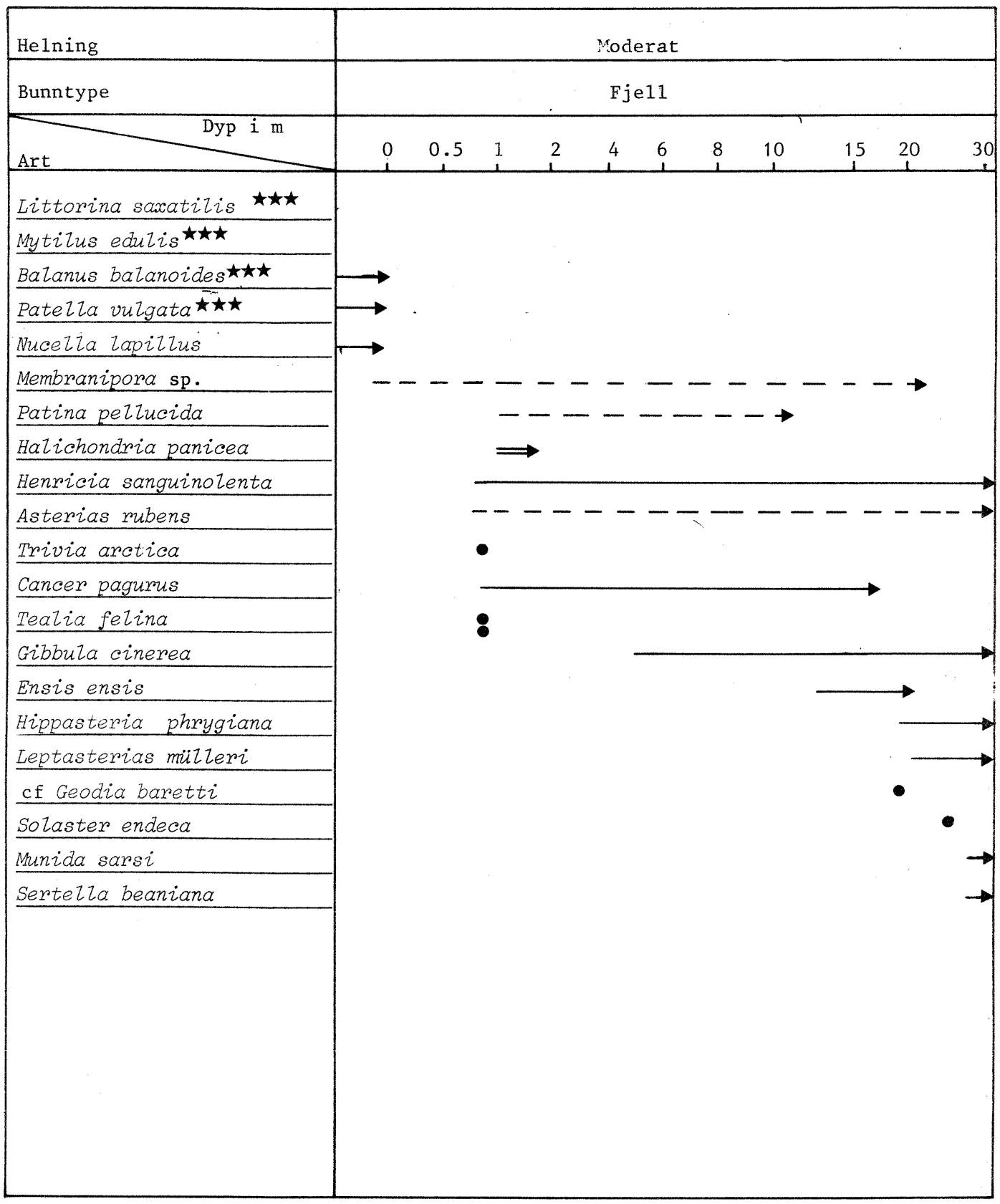


Fig. 7.12 . Vertikalutbredelse av den vanligste gruntvannsfauna på st. A2, 2. august 1976. I tillegg 18. august 1977, (fra 0 til ca. 3 m).

Tegnforklaring:

1976 ● 1977 ● Enkeltfunn ✶ Spredt ✶✶ Vanlig ✶✶✶ Dominerende

Eksponeringsgrad: middels/lett

| Helning | Moderat | Varierende |
|---|---|---|
| Bunntype | Fjell | Sand og fjellkoller |

| Art \ Dyp i m | 0 | 0.5 | 1 | 2 | 4 | 6 | 8 | 10 | 15 | 20 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| *Balanus balanoides* ✶✶✶ | | | | | | | | | | |
| *Patella vulgata* ✶✶ | | | | | | | | | | |
| *Mytilus edulis* ✶✶ | | | | | | | | | | |
| *Littorina littorea* ✶✶✶ | | | | | | | | | | |
| *Ophiocomina nigra* | | | | | | | | | | |

Kommentar: Faunaen ikke fullstendig p.g.a. teknisk svikt.

Fig. 7.13. Vertikalutbredelse av den vanligste gruntvannsfauna på st. A0, 5. august 1976. I tillegg 18. august 1977, (fra 0 til ca. 3 m).

Tegnforklaring:

1976 ● 1977 ● Enkeltfunn ✶ Spredt ✶✶ Vanlig ✶✶✶ Dominerende

Eksponeringsgrad: Beskyttet

| Helning | 5-20° | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Bunntype | Stein | | | | Fjell | | | | | Mudder | |
| Art \ Dyp i m | 0 | 0.5 | 1 | 2 | 4 | 6 | 8 | 10 | 15 | 20 | |
| *Balanus balanoides* ✶✶ | | | | | | | | | | | |
| *Littorina littorea* ✶✶ | | | | | | | | | | | |
| *Pomatoceros triqueter* | → | → | → | → | → | → | → | → | → | → | |
| *Spirorbis* sp. | → | → | → | → | → | → | → | → | → | | |
| *Asterias rubens* | | | | | | | | - - - → | - - - → | - - - → | |
| *Ophiocomina nigra* | | | | | | | | → | → | | |
| *Hyas* sp. | | | | | | | | ● | | | |
| *Cancer pangurus* | | | | | | | | ● | | | |

Fig. 7.14. Vertikalutbredelse av den vanligste gruntvannsfauna på st. A3, 2. august 1976. I tillegg 19. juli 1977, (fra 0 til ca. 3 m).

Tegnforklaring:

1976 ● 1977 ● Enkeltfunn ★ Spredt ★★ Vanlig ★★★ Dominerende

Eksponeringsgrad: sterkt varierende

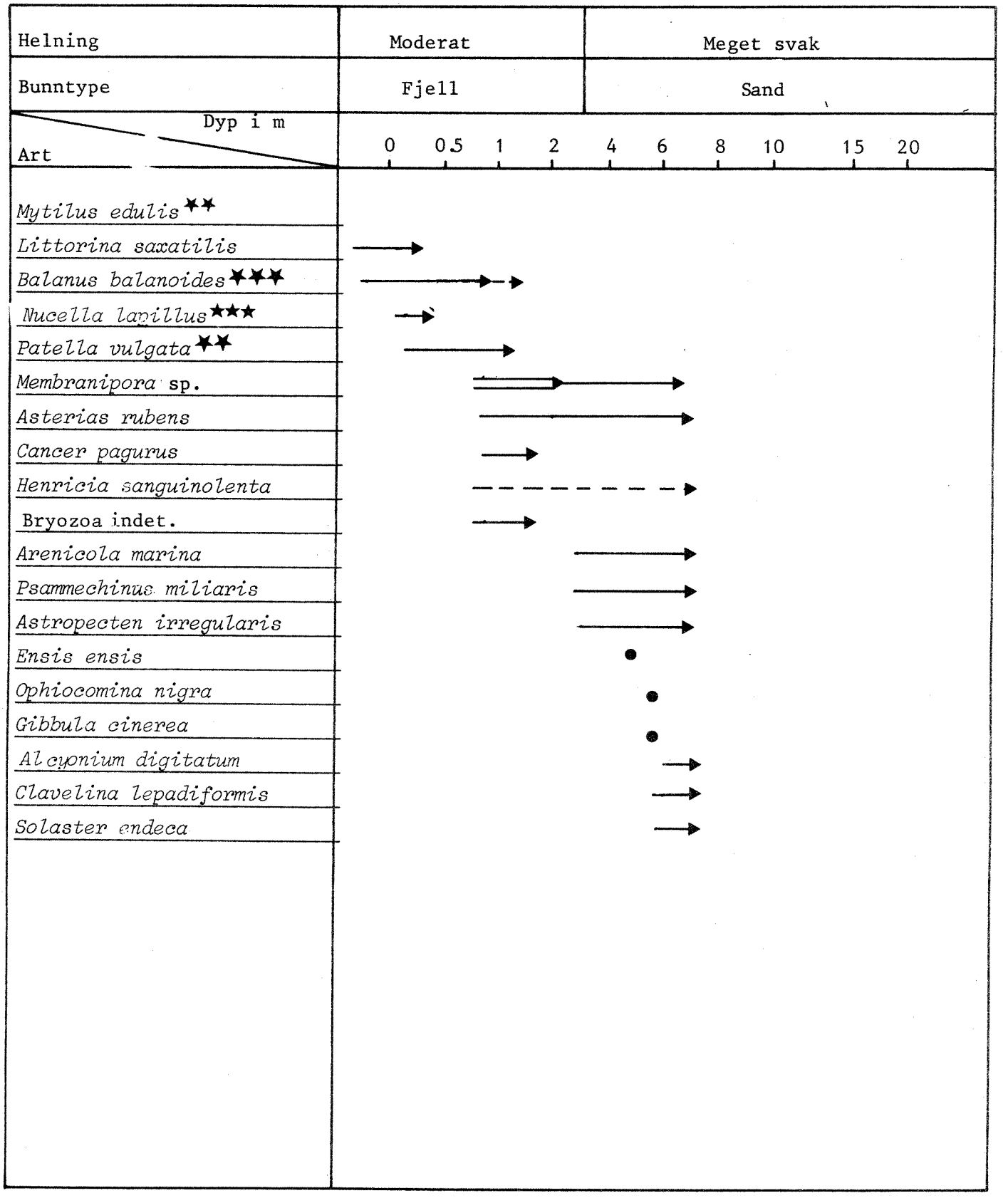


Fig. 7.15 . Vertikalutbredelse av den vanligste gruntvannsfauna på st. A4, 3. august 1976. I tillegg 18. juli 1977, (fra 0 til ca. 3 m).

Tegnforklaring:

1976 ● 1977 ● Enkeltfunn ★ — Spredt ★★ — Vanlig ★★★ — Dominerende

Eksponeringsgrad: lett

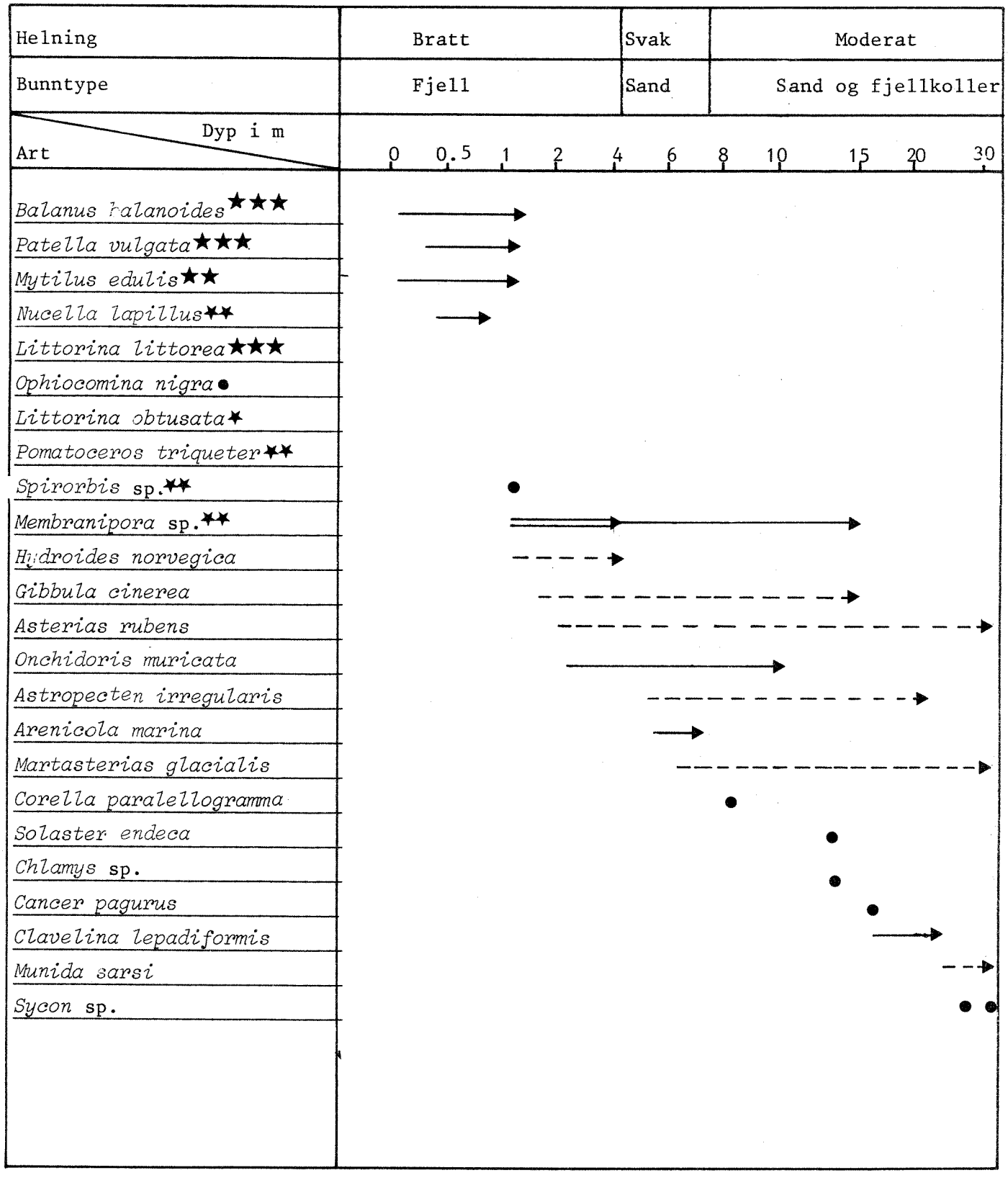


Fig. 7.16 . Vertikalutbredelse av den vanligste gruntvannsfauna på st. A5, 4. august 1976. I tillegg 19. juli 1977 (fra 0 til ca. 3 m).

Tegnforklaring:

1976 ·●
1977 ●

Enkeltfunn ★ — Spredt ★★ — Vanlig ★★★ — Dominerende

Eksponeringsgrad: lett

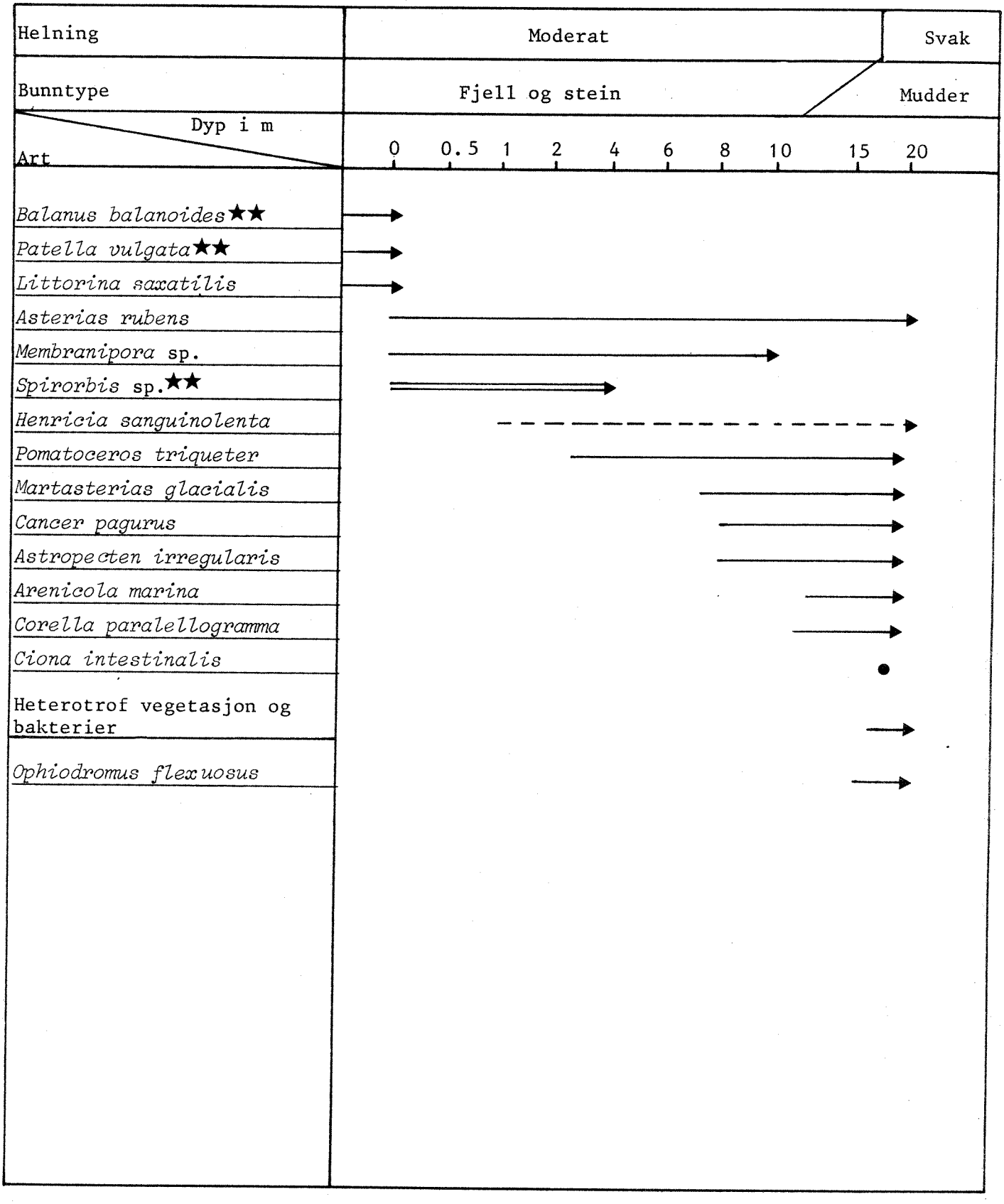


Fig. 7.17 . Vertikalutbredelse av den vanligste gruntvannsfauna på st. A6, 4. august 1976. I tillegg 19. juli 1977, (fra 0 til ca. 3 m).

Tegnforklaring:
1976 ●
1977 ● Enkeltfunn ★ . Spredt ★★ Vanlig ★★★ Dominerende

Eksponeringsgrad: beskyttet

Helning

Bunntype

| Art \ Dyp i m | 0 | 0.5 | 1 | 2 | 4 | 6 | 8 | 10 | 15 | 20 | 27 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| *Balanus balanoides*★★ | | | | | | | | | | | |
| *Patella vulgata*★★ | | | | | | | | | | | |
| *Nucella lapillus* | | | | | | | | | | | |
| *Spirorbis* sp.★★ | | | | | | | | | | | |
| *Halichondria panicea* | | | | | | | | | | | |
| *Mytilus edulis* | | | | | | | | | | | |
| *Littorina littorea*★ | | | | | | | | | | | |
| *Membranipora* sp. | | | | | | | | | | | |
| *Clavelina lepadiformis* | | | | | | | | | | | |
| *Asterias rubens* | | | | | | | | | | | |
| *Pomatoceros triqueter*★★ | | | | | | | | | | | |
| *Ascidia mentula* | | | | | | | | | | | |
| *Martasterias glacialis* | | | | | | | | | | | |
| *Echinus esculentus* x *acutus* | | | | | | | | | | | |
| *Ascidiella* sp. | | | | | | | | | | | |
| *Ophiocomina nigra* | | | | | | | | | | | |
| *Echinus esculentus* | | | | | | | | | | | |
| *Ophiura albida* | | | | | | | | | | | |
| *Modiolus modiolus* | | | | | | | | | | | |
| *Echinus acutus* | | | | | | | | | | | |
| *Alcyonium digitatum* | | | | | | | | | | | |
| *Hydroides norvegica* | | | | | | | | | | | |
| *Dosina exoleta* | | | | | | | | | | | |
| *Corella paralellogramma* | | | | | | | | | | | |
| *Turitella terebra* | | | | | | | | | | | |
| *Ophiothrix fragilis* | | | | | | | | | | | |
| *Solaster endeca* | | | | | | | | | | | |

Fig. 7.18 . Vertikalutbredelse av den vanligste gruntvannsfauna på st. A7, 4. august 1976. I tillegg 19. juli 1977, (fra 0 til ca. 3 m).

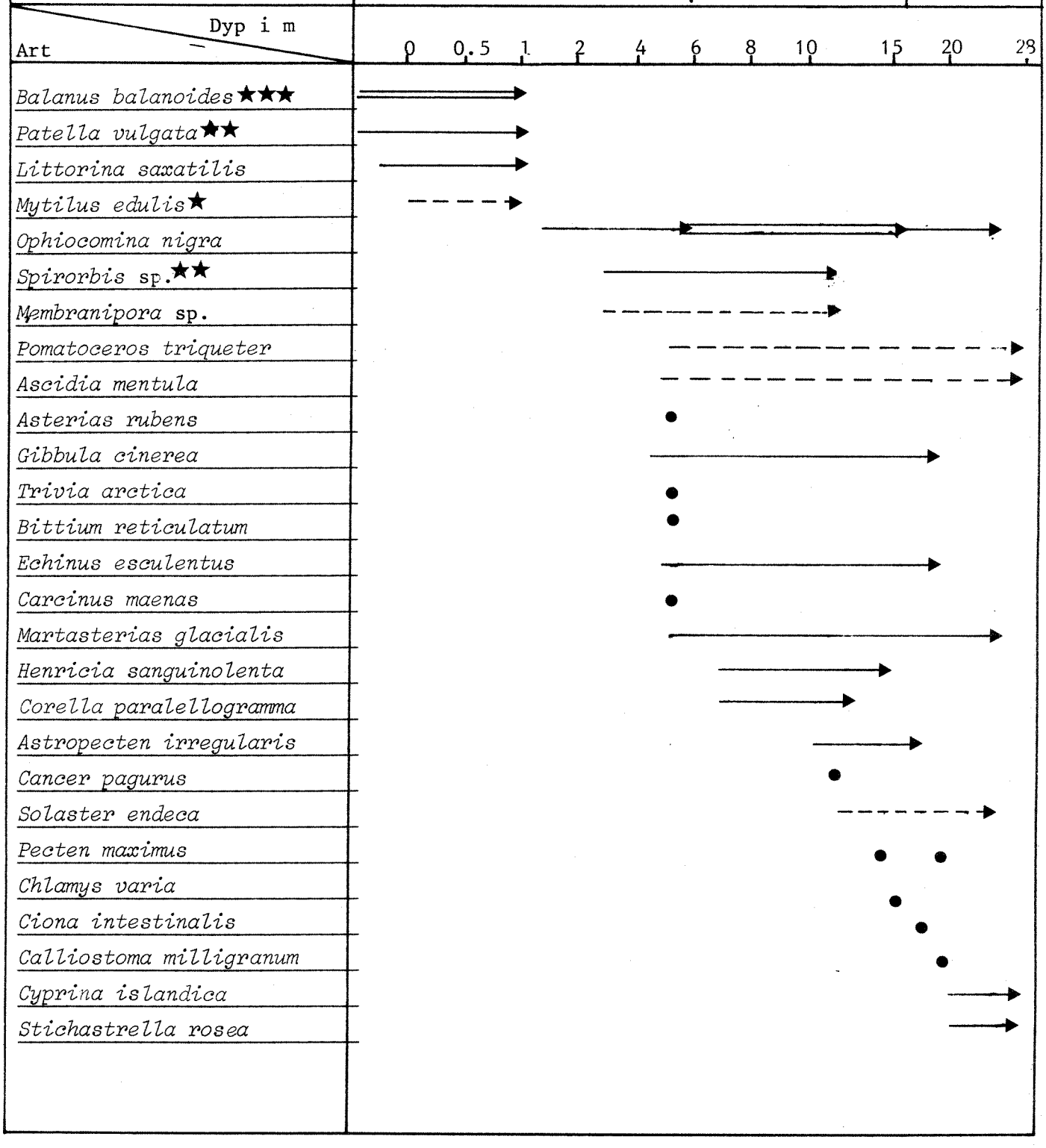
Tegnforklaring:

1976 ● Enkeltfunn ★ Spredt ★★ Vanlig ★★★ Dominerende

1977 ●

Eksponeringsgrad: lett/middels

| Helning | Moderat | Svak | Moderat |
|---|---|---|---|
| Bunntype | Fjell og rullestein | Skjellsand | rullestein |



**Stasjon:** A 1 Stavsneset

**Beliggenhet:** N 62° 27,40′ E 6° 05,25′

**Eksponeringsgrad:** Sterkt eksponert

**Himmelretning:** Vest

**Dominerende organismer**
- i supralittoralsonen: *Porphyra umbilicalis, Patella vulgata, Ceramium shuttleworthianum*
- i littoralsonen: *Fucus vesiculosus f. evesiculosus, Balanus balanoides*
- i sublittoralsonen: *Laminaria hyperborea, Halichondria panicea*

**Spesielle opplysninger:**
A 1 er den mest bølgeeksponerte stasjon av alle de undersøkte lokaliteter.

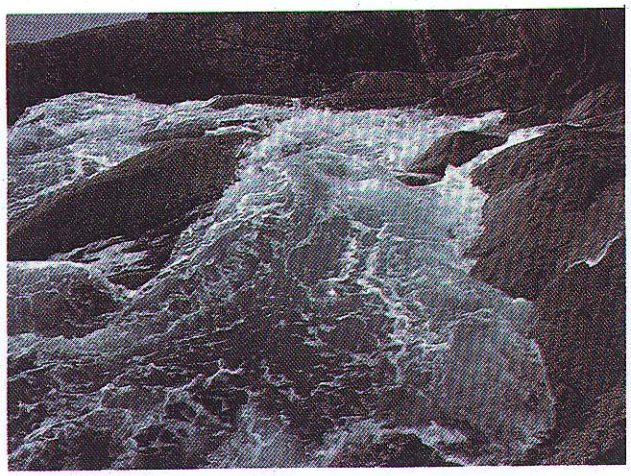


Fig. 7.19 **Lokaliteten er utsatt for sterkt bølgeslag. Juli 1977.**

Fig. 7.20 **Littoralsonen dekket av** *Balanus balanoides* **(strandrur). Juli 1977**

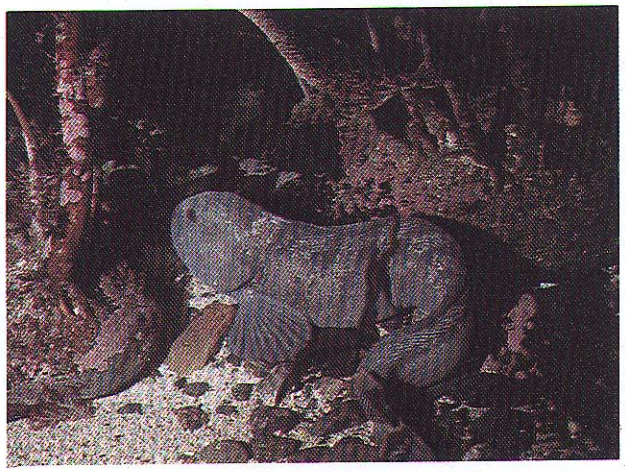


Fig. 7.21 **Tareskogen** *(Laminaria hyperborea)*, **stortare gir god beskyttelse for så vel fauna som flora. August 1976.**

| | |
|---|---|
| **Stasjon:** | **A 2 Aspevågen v/Bålholmen** |
| **Beliggenhet:** | **N 62° 28,25′ E 6° 10,20′** |
| **Eksponeringsgrad:** | **Middels/lett** |
| **Himmelretning:** | **Sør** |

**Dominerende organismer**

| | |
|---|---|
| – i supralittoralsonen: | *Balanus balanoides, Enteromorpha spp., Cladophora spp.* |
| – i littoralsonen: | *Cladophora spp.* |
| – i sublittoralsonen: | *Chorda filum, Laminaria hyperborea, Ophiocomina nigra* |

**Spesielle opplysninger**

Fast søppel ned til 2-3m dyp ble observert.

Fig. 7.22 **Beliggenhet av st. 2. August 1976.**

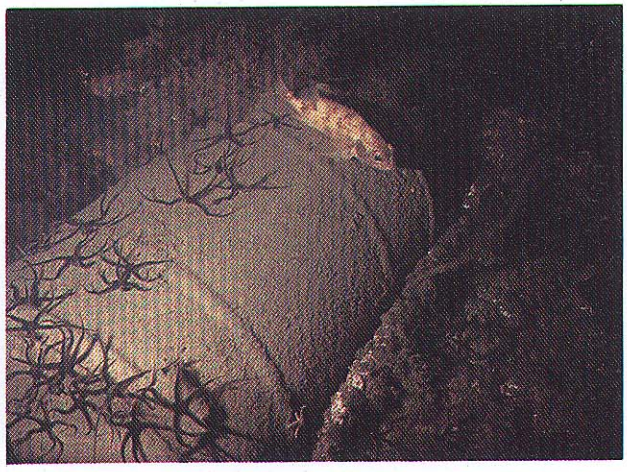


Fig. 7.23 *Ophiocomina nigra* **(svartstjerne) på ca. 5m dyp. August 1976.**

| | |
|---|---|
| **Stasjon:** | **A 0 Aspevågen, Skardbø** |
| **Beliggenhet:** | **N 62° 27,85′ E 6° 07,10′** |
| **Eksponeringsgrad:** | **Beskyttet** |
| **Himmelretning:** | **Øst** |
| **Dominerende organismer** | |
| – i supralittoralsonen: | *Pelvetia canaliculata* |
| – i littoralsonen: | *Ascophyllum nodosum, Fucus vesiculosus* |
| – i sublittoralsonen: | *Fucus serratus, Laminaria saccharina* |

**Spesielle opplysninger:**
Tang og tare var delvis nedslammet

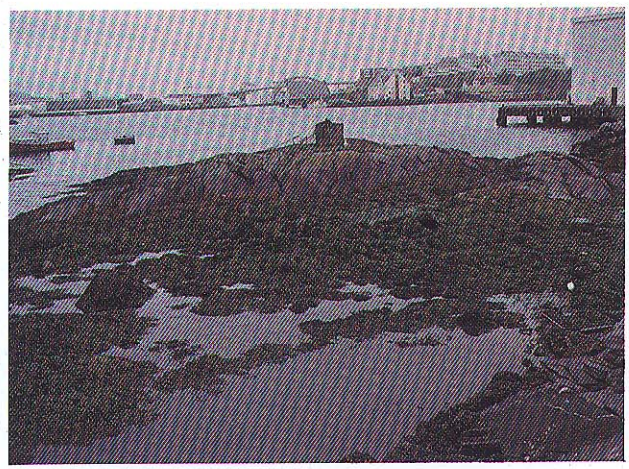


Fig. 7.24 **St. A0 ligger innerst i Aspevågen ved Skardbø. August 1976.**

| | |
|---|---|
| **Stasjon:** | **A 3 Langevåg, Moldvær** |
| **Beliggenhet:** | **N 60° 26,40′ E 6° 10,60′** |
| **Eksponeringsgrad:** | **Sterkt varierende** |
| **Himmelretning:** | **Nord** |

**Dominerende organismer**

| | |
|---|---|
| – i supralittoralsonen: | *Littorina saxatilis, Balanus balanoides* |
| – i littoralsonen: | *Cladophora spp., Membranipora sp., Ceramium rubrum* |
| – i sublittoralsonen: | *Fucus serratus, Alaria esculenta, Laminaria digitata* |

**Spesielle opplysninger:**
Liten helning fra ca. 3m dyp. Sandbunn forbi 8m dyp.

Fig. 7.25 **Beliggenhet av st. A3 ved Moldvær i Langevåg. August 1976.**

Fig. 7.26 **Bløtbunn med den marine blomsterplanten** *Zostera marina* **(ålegress). August 1976.**

Fig. 7.27 **Kloakkutløp i strandsonen i Langevåg. August 1976.**

**Stasjon:** A 4 Åsestranda (molo)

**Beliggenhet:** N 62° 7,55′ E 6° 17,50′

**Eksponeringsgrad:** Lett

**Himmelretning:** Sør

**Dominerende organismer**
- i supralittoralsonen: *Balanus balanoides, Pelvetia canaliculata, Fucus spiralis*
- i littoralsonen: *Ascophyllum nodosum, Fucus vesiculosus*
- i sublittoralsonen: *Fucus serratus, Laminaria saccharina, Bonnemaisonia hamifera* (tetrasporofytt), *Membranipora sp.*

**Spesielle opplysninger:**
En del av supralittoral- og littoralsonen var helt bar for alger (fig. 7.28).

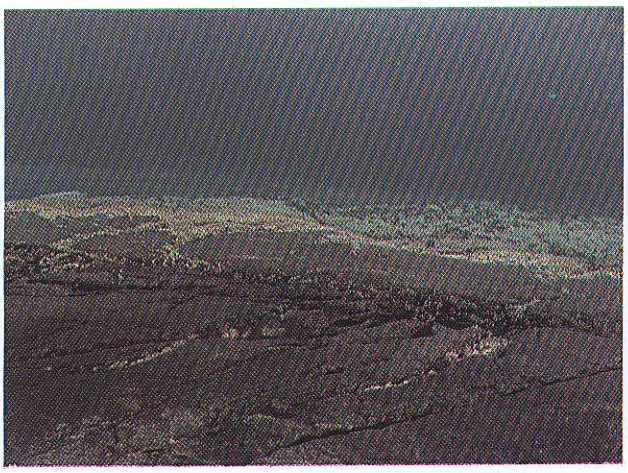


Fig. 7.28 Algefri littoralsone på mindre område av st. A4. Juli 1977.

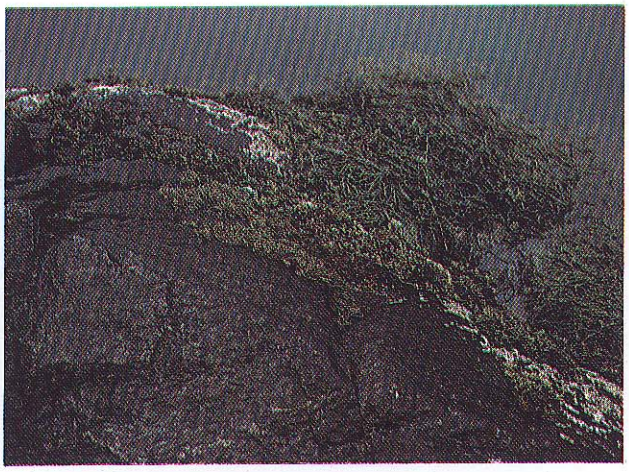


Fig. 7.29 Rik fucacevegetasjon på innsiden av molo. Juli 1977.

Fig. 7.30 Bunnforhold på ca. 30m dyp på st. A4. August 1976.

**Stasjon:** A 5 Nesholmen (Spjelkavika)

**Beliggenhet:** N 62° 27,40′ E 6° 21,10′

**Eksponeringsgrad:** Lett

**Himmelretning:** Nord/vest

**Dominerende organismer**
- i supralittoralsonen: *Pelvetia canaliculata*
- i littoralsonen: *Ascophyllum nodosum, Spirorbis sp., Audouinella purpurea*
- i sublittoralsonen: *Cladophora sp., Cladophora rupestris, Laminaria hyperborea*

**Spesielle opplysninger:**
Stasjonen var preget av mudderbunn på større dyp.

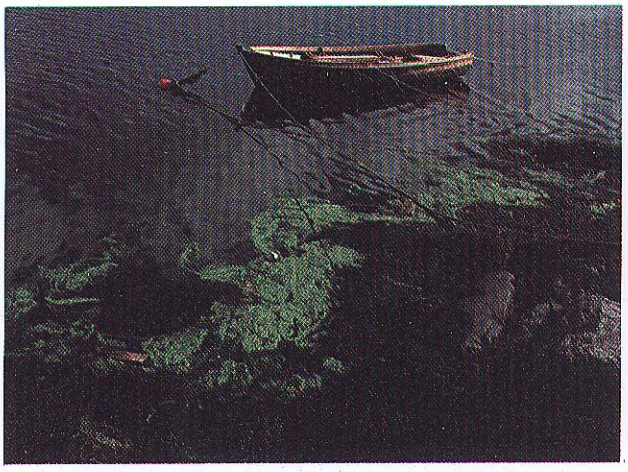


Fig. 7.31 **Flytende algematter av** *Enteromorpha spp* **(tarmgrønske) og** *Cladophora spp* **(grønndusk). Juli 1977.**

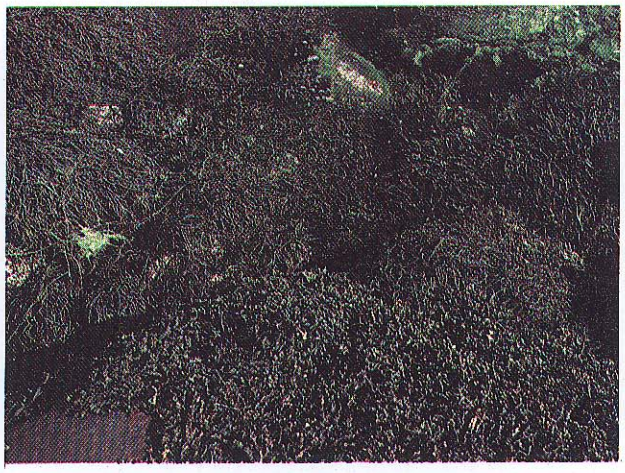


Fig. 7.32 **Fucacevegetasjonen på st. A5. Juli 1977.**

Fig. 7.33 **Bunnfauna på ca. 20m dyp med ekskrementhauger fra** *Arenicola marina* **(fjæremark) samt hvite flekker av marin sopp og bakterier (heterotrof vekst). August 1976.**

| | |
|---|---|
| **Stasjon:** | **A 6 Hankøya (Tørla)** |
| **Beliggenhet:** | **N 62° 26,05′ E 6° 18,10′** |
| **Eksponeringsgrad:** | **Beskyttet** |
| **Himmelretning:** | **Syd/vest** |
| **Dominerende organismer** | |
| – i supralittoralsonen: | *Balanus balanoides, Pelvetia canaliculata* |
| – i littoralsonen: | *Ascophyllum nodosum, Spirorbis sp., Fucus vesiculosus* |
| – i sublittoralsonen: | *Fucus serratus, Codium fragile, Cladophora sp.* |

**Spesielle opplysninger:**
*Cladophora spp.* ble funnet fra littoralsonen og helt ned til 18m dyp.

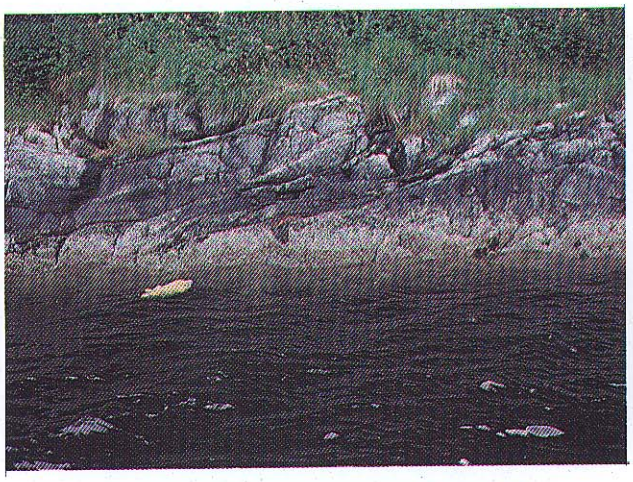


Fig. 7.34 *Verrucaria maura* **(marebek, lav) og** *Balanus balanoides* **(strandrur). August 1976.**

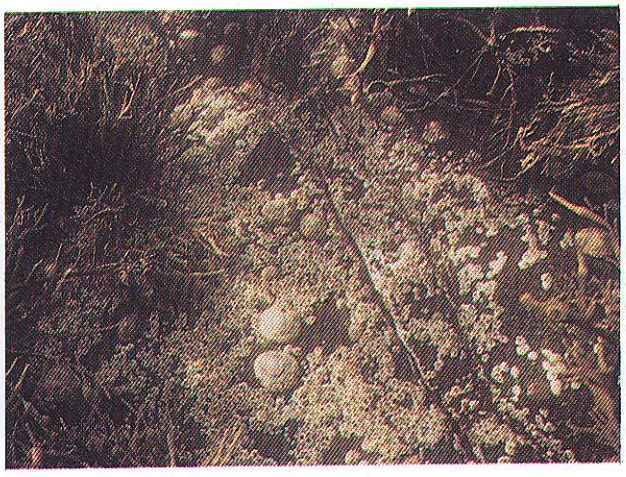


Fig. 7.35 *Ascophyllum nodosum* **(grisetang),** *Balanus balanoides* **og** *Patella vulgata* **(albusnegl) på ca. 1m dyp. Slike organismesamfunn var vanlige i littoralsonen på de fleste lokaliteter i Borgundfjorden. August 1976.**

| | |
|---|---|
| **Stasjon:** | **A 7 Kavlesundet (Fiskarstranda)** |
| **Beliggenhet:** | **N 62° 26,65′ E 6° 15,90′** |
| **Eksponeringsgrad (strøm):** | **Lett/middels** |
| **Himmelretning:** | **Nord** |

**Dominerende organismer**

| | |
|---|---|
| – i supralittoralsonen: | *Balanus balanoides, Pelvetia canaliculata* |
| – i littoralsonen: | *Enteromorpha spp., Cladophora spp.* |
| – i sublittoralsonen: | *Bonnemaisonia hamifera* (tetrasporofytt), *Laminaria hyperborea, Laminaria saccharina* |

**Spesielle opplysninger:**

Lokaliteten er utsatt for sterk strøm. Sammenlignet med de øvrige lokaliteter hadde st. A 7 størst artsantall av fastsittende alger.

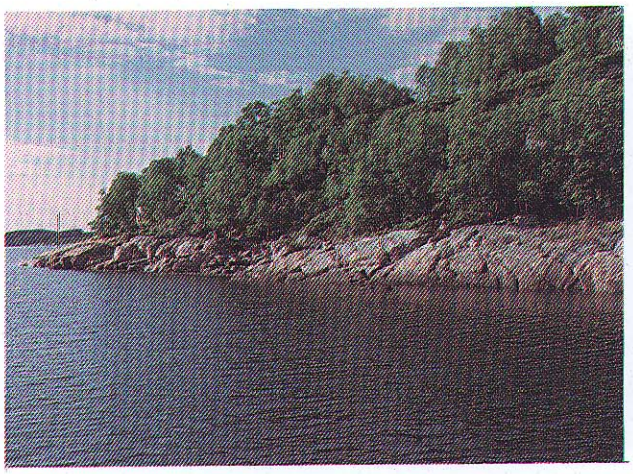


Fig. 7.36 **Beliggenhet av st. A7. August 1976.**

Fig. 7.37 *Ophiocomina nigra* **(svartstjerne) på ca. 20m dyp. August 1976.**

# 8. SAMMENFATTENDE VURDERINGER AV TILSTANDEN I FJORDOMRÅDENE

Borgundfjorden har i denne resipientundersøkelsen blitt delt inn i 5 underområder:

Heissafjorden m/Langevåg
Midtre Borgundfjord m/Veddevika
Aspevågen
Åsefjorden m/Spjelkavika og
Mauseidvågen

Det generelle inntrykk er at vannkvaliteten er betydelig dårligere i indre fjord enn i ytre fjord, men resultatene fra forskjellige målinger viser til dels store lokale variasjoner i hele fjordområdet.

I dette kapitlet vil de ovennevnte 5 underområder bli behandlet hver for seg.

## 8.1 Heissafjorden m/Langevåg

Dette underområdet, som danner ytre del av Borgundfjorden, viste stort sett tilfredsstillende forhold. Vannutskiftningen og vannkvaliteten var god det meste av året, bunnsedimentene besto av fin sand og organismesamfunnene vitnet om klare og friske vannmasser. Imidlertid ble det påvist en stagnasjonsperiode på 1-3 måneder i begynnelsen av 1977 med påfølgende reduksjon av oksygenkonsentrasjonene i et lite dypbasseng ved St B 2 (Fig. 4.1). Dette indikerer at selv deler av Heissafjorden er utsatt for til dels stor organisk belastning.

I Heissafjorden er det Langevåg som synes å være det eneste problemområdet. Lokalitetene nær Langevåg viste at vannet inneholdt mer organisk bundet nitrogen, klart mer fosfor og noe mer total organisk karbon enn resten av Heissafjorden. I tillegg inneholdt vannet noe høye verdier for sink og kobber. Bunnsedimentene var også mer rike på organisk stoff. Dette indikerer at utslipp av kloakkvann og prosessvann fra industrien har ført til lokale effekter utenfor Langevåg. Mulighetene for at noen av utslippsstoffene fra tekstilindustrien kan føre til giftvirkninger i det marine miljø kan ikke utelukkes. Således bør biotester med utslippsvann fra tekstilindustrien utføres.

Sammenlignet med de fire øvrige underområder var Heissafjorden, som ventet, det området av Borgundfjorden som viste de beste vannkvaliteter.

## 8.2 Midtre Borgundfjord m/Veddevika

Vannkvaliteten over 90 m dyp var tilfredsstillende i Borgundfjorden, bortsett fra Veddevika. I dypbassengene fra 90 m dyp og ned til største dyp på ca 140 m var vannmassene overveiende stagnante i et tidsrom på 4 - 6 måneder. I disse vannmassene kan det oppstå forurensningsproblemer i form av lave oksygenkonsentrasjoner, hvilket kan hindre fisk og andre organismer i å oppholde seg i dette vannvolumet.

I Veddevika finnes de mest omfattende problemer i midtre fjord. I Veddevika ble det målt de høyeste konsentrasjoner av næringssalter og total organisk karbon i hele det undersøkte området. Siktedypsmålinger viste også meget turbide vannmasser. Således fantes også estetisk sett den dårligste vannkvaliteten i Borgundfjorden i Veddevikas overflatelag. Belastningen på de øvre vannmasser varierer sterkt i takt med produksjonsperiodene ved sildoljefabrikken.

Oksygenforholdene i dypvannet i Veddevika var tilfredsstillende i hele undersøkelsesperioden. Øvrige hydrografiske målinger i samme tidspunkt bekreftet også hyppige dypvannsutskiftninger. Imidlertid ble det påvist noe høye konsentrasjoner av kadmium, kvikksølv og bly i bunnsedimentene. Biologiske forhold ble ikke undersøkt i Veddevika.

Forholdene i Veddevika synes altså å avhenge av utslippene fra sildoljefabrikken på Vedde.

## 8.3 Aspevågen

Ned til ca 30 m dyp resulterer de forskjellige utskiftningsmekanismer i en relativt hyppig fornyelse av vannmassene. Imidlertid ble det målt høye konsentrasjoner av fosfor i overflatelaget. Dette var spesielt høyt i Steinvågen og utenfor Sunnmøre Meieri A/L. Det var liten forskjell i nitrogenkonsentrasjoner mellom Breisundet og Aspevågen. Konsentrasjonene av total organisk karbon lå noe høyt. Også metallnivåene i vannmassene var noe høye.

I de to dypbassengene i Aspevågen var det dårlig vannutskiftning, med en stagnant periode i november 1976 - februar 1977. Oksygenforholdene var da dårlige til kritiske for det marine dyreliv. Dessuten ble det funnet akkumulering av fosfor og nitrogen i bunnvannet.
Dominerende grønnalgebestander og nedslamming av de fastsittende planter (tang og tare) og dyr (rur og muslinger etc) gjenspeilte store tilførsler av kloakkvann.

Metallanalyser av tang viste at det forekommer en viss tilførsel til Aspevågen av metallene krom, sink, kobber, bly og nikkel. Metallanalyser av bunnsedimentene viste spesielt høye nivåer av sink og bly og at kvikksølv også blir tilført Aspevågen.

Prøver av bunnsedimentene bekreftet den dårlige utskiftningen av vannet i dypbassengene. Det ble funnet 16 cm tykt sort $H_2S$-holdig slam (råttent) med noe stein og grovt materiale. Innenfor Bålholmen ble det registrert mye fast søppel.

Forholdene i Aspevågen skyldes for store tilførsler av kloakkvann fra bebyggelsen og utslipp fra forskjellige industrier. Belastningen på Aspevågen er således større enn dens egen selvrensningsevne. I tillegg belastes også vågen av miljøgifter i form av metaller.

## 8.4 Åsefjorden m/Spjelkavika

Vannutskiftningen over 80-85 m dyp var god i undersøkelsesperioden. Imidlertid var fosforkonsentrasjonen i disse vannmassene markert høyere enn i Breisundet. Nitrogeninnholdet og total organisk karbon ble bare funnet i høye nivåer innerst i Spjelkavika. Her var siktedypet adskillig dårligere enn i Breisundet, også utenfor tiden med stor planteplanktonproduksjon.

Vannmassen fra 85 m dyp og ned til største dyp på 106 m var i undersøkelsesperioden stagnant i 4 - 6 måneder. Oksygenforholdene var da dårlige til kritiske. Slike forurensningsproblemer antas å kunne oppstå med jevne mellomrom. I disse periodene vil vannvolumet under 85 m dyp være lite egnet for fisk og andre organismer.

Bunnsedimentene var rike på organisk stoff med lukt av $H_2S$ (råtten bunn).

Det største problemområdet i Åsefjorden ble funnet i Spjelkavika, hvor det åpenbart var for stor organisk belastning på dypvannet. Dyrelivet innerst i vika var påvirket av dårlige oksygenforhold allerede ved 15 m dyp. Fra 20-25 m dyp indikerte de meget fattige organismesamfunn at bunnvannet i korte perioder kunne være anoksisk (råttent).

Metallanalyser av tang fra Spjelkavika viste noe høye sink-konsentrasjoner. De øvrige metalldata lå på antatte bakgrunnsnivåer. Analyser av klorerte hydrokarboner i blåskjell og taskekrabbe indikerte antatte bakgrunnsnivåer i vannmassene i Spjelkavika.

## 8.5 Mauseidvågen

Vannmassene viste noe høye næringssaltkonsentrasjoner og var sammen med Aspevågen det området som hadde vannmasser med høyest potensiale for vekst av planteplankton. På grunn av isvansker vinteren 1976/77 finnes det ingen oksygendata fra stagnasjonsperioden. En har imidlertid antatt, på grunnlag av data fra nærliggende lokalitet, at vannmassen fra ca 25 m til største dyp (58 m) har stagnasjonsperioder i 3 - 5 måneder i året. En må derfor vente forurensningsproblemer i form av lave oksygenkonsentrasjoner i dette vannvolumet. Som i Aspevågen og Åsefjorden er det funnet akkumulering av næringssaltene fosfor og nitrogen i bunnvannet. I tillegg ble det funnet noe høye verdier av sink og kobber.

I bunnsedimentene ble det funnet konsentrasjoner av kadmium, kvikksølv og bly over antatte bakgrunnsnivåer. Undersøkelser av de biologiske forhold ble bare utført ytterst i Mauseidvågen på Hankøya (Tørla). Resultatene fra denne lokaliteten gir således ikke opplysninger om tilstanden i indre del av Mauseidvågen. I tillegg til metalltilførsler blir også vågen belastet med miljøfremmede stoffer fra tekstilindustrien. En nærmere undersøkelse av utslipp fra denne industrien bør gjennomføres.

## 8.6 Ålesund kommunes kloakkrammeplan og Borgundfjordens problemområder.

De områdene i Borgundfjorden hvor undersøkelsene har påvist forurensninger er i første rekke Aspevågen, Åsefjorden, Mauseidvågen og Veddevika. I tillegg kommer dypbassene i midtre del av Borgundfjorden og nærområdene rundt Langevåg.

Ifølge oversikt over eksisterende kommunale kloakkutslipp (Ålesund kommunes tekniske etater, 1972) tilføres *Aspevågen* kloakkvann fra ca. 16 000 personenheter (p e). Kloakkrammeplanen for 1978 - 90 (Ålesund kommune 1976) viser at de kommunale utslipp planlegges ført til Valderhaugfjorden og Heissafjorden. Det antas at all boligkloakkering tilføres den kommunale kloakk. Belastningen av fosfor, nitrogen og organisk stoff på Aspevågen blir således redusert til industrielle utslipp. Disse bør også søkes redusert. Resipientundersøkelsen har avdekket at det finnes "problemindustri" i området, så også ved Aspevågen. Så vel analyser av tang som tilsvarende analyser av bunnsedimenter har vist at industrien rundt Aspevågen trolig tilfører vannmassene betenkelig mye metaller. Kildene for denne metallforurensningen bør oppspores med sikte på en reduksjon av utslippene. Etter at alle ovennevnte tiltak er gjennomført, anses disse sidene av forurensningsproblemet i Aspevågen å være tilfredsstillende løst. En annen viktig oppgave er å holde den generelle forsøplingen av overflaten og strendene under kontroll.

Tiltakene bør følges opp av en overvåking av tilstanden i Aspevågen, spesielt fordi det i gytetida for torskestammen er påvist de største mengder torskelarver her, jfr. Fiskeridirektoratets Havforskningsinstitutt.

Av den samme kloakkrammeplan går det tydelig frem at *Mauseidvågen* også vil få redusert sine kommunale kloakkutslipp, og at utslippene av næringssalter og organisk stoff blir betydelig redusert. Belastningen på de stagnante vannmasser i dypbassenget vil derfor kunne reduseres tilfredsstillende.

I *Veddevika* var problemet de store utslipp av næringssalter og organisk stoff fra sildoljefabrikken og fra båter som losser ved kai. Ifølge opplysninger fra fabrikken (Kroken, pers.med.) ble det bygget renseanlegg i 1978. Renseanlegget består av slamavskiller og filter. Det rensede

prosessvannet blir tilført resipienten som dyputslipp. På grunn av god vannutskiftning i vika vil dyputslippet bli raskt fortynnet og transportert bort fra Veddevika. Husholdningskloakken i området skal etterhvert føres til kommunale renseanlegg utenfor vika. Imidlertid bør det tas sikte på en overvåking av tilstanden i området, for å avgjøre om rensetiltakene er tilstrekkelig effektive.

*Åsefjorden* er i dag et problemområde. Den belastes med kommunal kloakk fra en befolkning på ca 10 000 p e. Ifølge ovennevnte kloakkrammeplan vil avløpsvann fra ca 20 000 p e. i fremtiden bli sluppet ut i selve Åsefjorden. Resipientundersøkelsen viste at bunnvannet i Åsefjorden var stagnant i dypbassenget nesten hele vinterhalvåret. Dårlige oksygenforhold kan da opptre. De øverste vannmassene inneholdt høye fosforkonsentrasjoner, og ved *Spjelkavika* var også nivåene av nitrogen og total organisk karbon noe høye. Økede næringssaltkonsentrasjoner kan føre til en større planteplanktonproduksjon i hele sommerhalvåret. Dette vil sammen med økede konsentrasjoner av organisk stoff fra kloakkutslipp kunne ytterligere forverre oksygenforholdene såvel i Åsefjorden som i midtre del av Borgundfjorden. Målsettingen må således være at belastningen på dette fjordområdet ikke skal øke, men at den heller blir redusert.

På *Sula* (Langevåg og Mauseidvåg) bør, som tidligere nevnt, utslippskomponentene fra tekstilindustrien undersøkes med hensyn til eventuell giftvirkning i det marine miljø, og eventuelt reduseres ved rensetiltak.

## 8.7 Aktuelle rensekrav

Kloakkrammeplanen for 1978 - 1990 (Ålesund kommune 1976) viser, som nevnt, at *Åsefjorden* mot slutten av perioden kan bli tilført utslipp fra ca 20 000 p e. (anleggene R 7, R 8 og R 10). Uten rensing vil dette utgjøre det doble av belastningen i 1976 - 1977.

En økning av belastningen til fjorden kan unngås ved å benytte to mekanismer:

1) Overføring av planlagte utslipp til bassenger utenfor Åsefjorden
2) Bygging av renseanlegg.

Vi skal i det følgende skissere noen løsninger ut fra hensynet til resipienten. Hvilke løsninger som er teknisk og økonomisk gjennomførbare må vurderes på lokalt hold.

Alternativ 1:

Ved overføringer av R 10 (og evt også R 11) til R 12 ved Storfjorden (se Kloakkrammeplan, Oversiktskart 11.6.76. A.O./E.G.) og R 7 til P 27, vil belastningen til Åsefjorden reduseres fra ca 20 000 p e. til ca 10 000 p e. Avløpsvannet fra de resterende 10 000 p e. fordelt på to renseanlegg (R 7 og R 8) kan i første fase renses mekanisk, og slippes ut på dypt vann. Etterhvert som belastningen på anleggene øker, vil kjemisk rensing bli aktuelt.

Alternativ 2:

Dette alternativ forutsetter at renseanleggene R 7, R 8 og R 10 bygges som mekanisk/kjemisk renseanlegg bestående av forbehandling, flokkulering og slamseparasjon. Slike anlegg vil ha en rense-effekt på 65 - 75% organisk stoff ($BOF_7$), 85 - 95% total fosfor og 85 - 95% fra suspendert stoff (SFT 1978). Dette betyr at Åsefjorden vil bli belastet med omtrent samme mengde organisk stoff fra kommunal kloakk som i 1976 - 1977. Tilførsler av fosfor vil bli mer enn halvert, mens nitrogentilførslene vil øke til 15 000 - 16 000 p e. Dette vil sannsynligvis minske planteplanktonproduksjonen i de øverste vannmassene, og også redusere belastningen av organisk materiale på dypvannet.

Hvor stor del av den organiske belastningen på dypvannet som planteplanktonproduksjonen utgjør i Åsefjorden vites ikke. Imidlertid bør Åsefjordens utvikling følges gjennom et overvåkingsprogram. Heri kan inngå måling av primærproduksjonen i hele Borgundfjorden.

Renseanleggene R 1 på Heissa, R 17 og R 20 på Sula anbefales bygd som mekaniske renseanlegg med muligheter til i neste byggetrinn å utvide til mer høygradig rensning. Det sistnevnte gjelder spesielt de to anleggene på Sula. Anleggene R 15 og R 16 bør kunne bygges som mekaniske anlegg med dyputslipp. Ved mekanisk rensing av avløpsvannet er det viktig å få fjernet flytestoffer og at utslippet legges på dypt vann. Dermed sikres god primærfortynning av avløpsvannet, og en vil kunne unngå merkbare virkninger på overflaten.

Etter vår oppfatning bør utviklingen i Borgundfjordområdet overvåkes. Overvåkningsprogrammet bør spesielt ha som siktemål å gi opplysninger om forholdene i

- Åsefjorden: forhold i overflatelaget, oksygenmangel i bunnvannet
- Aspevågen : forurensning av metaller
- Veddevika : utslipp fra sildoljefabrikken
- Langevåg : utslipp av kommunal kloakk, og utslipp fra tekstilindustrien.

Overvåkningsprogrammet vil også kunne gi de data som behøves for å avgjøre om eller når kjemisk rensing på enkelte anlegg blir nødvendig.

Om ønskelig kan NIVA være behjelpelig med å utforme og eventuelt også gjennomføre et slikt overvåkningsprogram.

## 9. LITTERATUR

Arvidsson, T., 1936:
Meeresalgen aus Vestagder und Rogaland. - *Nyt. mag.Naturv. 76:* 85-149.

Bokn, T., in press:
Use of Benthic Algae Classes as Indicators of Eutrophication in Estuarine and Marine Waters. - Presented at the first Nordic Oikos Conference, October 2-4, 1978, Uppsala. 8 pp.

Bokn, T. & Lein, T.E., 1978:
Long-term changes in fucoid associations of the inner Oslofjord, Norway. *Norw. J. Bot., 25:* 9-14.

Braadlie, O., 1934:
Avsluttende elvevannsundersøkelser i Trøndelag. Det Kgl. Norske Videnskabers Selskab. Forhand., Vol VII nr 27, 1934.

Bylterud, A. & Uhlen, G., 1973:
St.meld. nr. 71. Langtidsprogrammet 1974-1977. Spesialanalyse I. Forurensninger. Vedlegg. Beskrivelse av utslipp av forurensende spillprodukter. Kap. 1. Jordbruk og skogbruk (utarb. av bl.a. forsøksleder G. Uhlen, NLH).

Børgesen, F., 1905:
The algæ-vegetation of the Færøese coasts. With remarks on the phyto-geography. - *Botany of the Færøes, 2:* 683-834.

Ekern, A., 1974:
Tap av visse næringsstoffer med gjødsel, urin og fôrspill i ulike husdyrproduksjoner. Inst. for husdyrernæring og fôringslære, NLH.

Ekman, F.L., 1857:
Bidrag till kännedomen af Skandinaviens hafsalger. - Akad. afh., Stockholm. 16 pp.

Grenager, B., 1952:
Kvantitative undersøkelser av tang- og tareforekomster på Hustadfeltet 1951. - *Rep. Norw. Inst. Seaweed Res. 1:* 1-31.

Grenager, B., 1954:
Kvantitative undersøkelser av tareforekomster på Tustna 1952 og 1953. - *Rep. Norw. Inst. Seaweed Res. 5:* 1-33.

Grenager, B., 1955:
Excursion to Molde and the Western coast. - *Sec. Int. Seaweed Symp.* Trondheim.

Godø, O.R., 1977:
Ei ressursbiologisk gransking av torsken på Mørekysten og i Borgundfjorden. - Manuskript. Universitetet i Bergen. 109 s.

Haugen, I., 1975:
Evaluation and Biological Field. Surveys Related to the Siting of the First Norwegian Nuclear Power Plant. In "*Environmental Effects of Cooling systems at Nuclear Power Plants*". pp. 751-760. International Atomic Energy Agency, Vienna. 1975.

Johannessen, T.W., 1960:
Monthly frequencies of concurrent wind forces and wind directions. Det Norske Meteorologiske Institutt, Oslo.

Jordfald, G., 1973:
Notat vedrørende avløp fra slakterier. 12 sider, stensilert, Oslo 19/2-1973.

Juel, K.H., 1966:
Om den marine algefloraen på ytre Nordmøre. - Manuskript. Universitetet i Oslo.

Klavestad, N., 1978:
The Marine Algae of the Polluted Inner Part of the Oslofjord. A survey carried out 1962-1966. - *Botanica mar., 21:* 71-97.

Lein, T.E. & Wiik, Ø., 1973:
Furcellaria fastigiata f. aegagropila ny for Norge. - *Furcellaria fastigiata* f. *aegagropila new to Norway*. Blyttia *31*(4): 217-220.

Meteorologisk Institutt, 1976, 1977:
Klimatologiske månedsoversikter for månedene januar - desember 1976 og 1977. Blindern.

Nerland, T., 1973:
Den marine benthosalgevegetasjon i et område på Sunnmøre, Møre og Romsdal. Manuskript. Universitetet i Oslo. 195 s + tabs.

NIVA, 1964:
O-79/63, Undersøkelse av avløpsvann fra slakterier DELRAPPORT II. A/L Hedemark og Oppland Slakterier, avdeling Lillehammer. (Saksbehandler: Bjørn Bergmann-Paulsen). Stensilert 20 s.

NIVA, 1971:
O-125/71, Undersøkelse av avløpsvann fra Telemark kjøtt- og benmelfabrikk, Nome. (Saksbehandler: Heidi Steensland). Stensilert 11 s.

NIVA, 1972a:
O-91/69, Mjøsprosjektet. Fremdriftsrapport nr. 3A, Undersøkelser 1972. Resultater og kommentarer. (Saksbehandler: Hans Holtan) stensilert 113 s.

NIVA, 1972b:
O-15/72, Undersøkelse av avløpsvann fra Vestfold Slakteri, Tønsberg. (Saksbehandler: Einar Lagset). Stensilert 31 s.

NIVA, 1973:
O-31/73, Characterisation of effluents from a dehydrated fish and marine soup plant: Toro A/S Rieber & son, Bergen. (Saksbehandler: Einar Lagset). Stensilert 12 s.

NIVA, 1976a:
O-88/74. Resipientundersøkelse av Borgundfjorden - Programforslag II, Brev 8. april 1976. 5 s.

NIVA, 1976b:
O-111/70, Resipientundersøkelse av nedre Skienselva, Frierfjorden og tilliggende fjordområder. Rapport nr. 3. Fremdriftsrapport fra de sedimentgeokjemiske undersøkelsene i juli 1975. (Forfatter: J. Skei, Saksbehandler: J. Molvær). Stensilert 60 s.

NIVA, 1977a:
O-31/75, Resipientundersøkelse i Ranafjorden. Rapport nr. 2. Innledende hydrografiske, geokjemiske og biologiske undersøkelser. (Saksbehandler: L.A. Kirkerud). Stensilert: 141 s.

NIVA, 1977b:
O-111/70, Resipientundersøkelse av nedre Skienselva, Frierfjorden og tilliggende fjordområder. Rapport nr. 6. Fremdriftsrapport fra de biologiske undersøkelsene mars 1974 - mai 1976. (Forfattere: T. Bokn, L. Kirkerud, K. Kvalvågnæs, B. Rygg. Saksbehandler: J. Molvær). Stensilert: 234 s.

NIVA, 1977c:
O-34/76, Sedimentundersøkelse i Bekkelagsbassenget. Januar 1977. (Saksbehandler: J. Skei). Stensilert. 45 s.

NIVA, 1978a:
O-82/76, Kjemiske/biologiske undersøkelser i fjordene omkring Stavangerhalvøya - September 1976. (Saksbehandler: T. Bokn). Stensilert: 66 s.

NIVA, 1978b:
O-38/75, Nasjonalt program for overvåkning av vannressurser. Pilotprosjekt Iddefjorden 1977. (Saksbehandler: J. Magnusson & J. Skei). Stensilert: 74 s.

NIVA, 1978c:
O-147/76, Orienterende undersøkelse i Karmsundet. Hydrokjemiske, sedimentgeokjemiske og biologiske undersøkelser i juni 1977. (Saksbehandler: J. Skei). Stensilert: 58 s.

NIVA, 1978d:
O-25/77, Biologiske og kjemiske undersøkelser ved Sotra i Hordaland. - Biological and chemical investigations at the island Sotra in Hordaland county, Norway. (Saksbehandler: T. Bokn). Stensilert: 226 s.

NIVA, 1978e:
A2-32, Tilførsler av organisk stoff, nitrogen og fosfor fra nedbør, skog, snaufjell og jordbruk. Stensilert. (Saksbehandler: S.A. Holmen). 51 sider.

NIVA, 1979:
O-111/70, Resipientundersøkelse av nedre Skienselva, Frierfjorden og tilliggende fjordområder. - Sluttrapport. (Saksbehandler: J. Molvær). Stensilert. 251 s.

Norges Landbrukshøyskole, NLH, 1974:
Landsplan for bruken av vannressursene. Arbeidsrapport nr. 6. Norsk jordbruk og vannressursene. Del A. Vannforurensninger fra jordbruket, 82 sider.

Parke, M. & Dixon, P.S., 1976:
Check-list of British Marine Algae. - Third revision. *J. mar.biol. Ass. U.K., 56*: 527-594.

Sears, J.R. and Cooper, R.A., 1978:
Descriptive Ecology of Offshore, Benthic Algae in the Temperate Western North Atlantic Ocean. *Mar. Biol. 44:* 309-314.

SFT, 1978:
Retningslinjer for dimensjonering av avløpsrenseanlegg. (Saksbehandler: B. Bergmann-Paulsen), 78 s.

Slotsvik, N., 1979:
Hovedfagsoppgave. Under utarbeidelse.

Steensland, H., 1972:
Avløpsvann med biologisk opprinnelse, herunder næringsmiddelindustrivirkninger i resipient. Meieriposten nr. 24, vol. 61, 1972.

Svenska Staten, 1968:
Statens offentlige utredninger 1967: 43 Miljøforskning, Del I. Forskningsrådet. Stockholm 1968.

Tidevannstabeller, 1977:
Den norske kyst med Svalbard (tide tables). Norges Sjøkartverk, Stavanger.

Viig, O.B., 1919:
Brunalger og rødalger fra omegnen av Aalesund. - *Nyt mag. Naturv. 56:* 167-176.

Wiik, Ø. & Nerland, T., 1972:
Interessante algefunn fra Sunnmøre. - *Blyttia 30* (3): 141-151.

Ålesund kommune, Tekniske etater, 1972:
Oversiktskart over eksisterende kommunale utslipp. 13.1.1972.

Ålesund kommune, Tekniske etater, 1976:
Kloakkrammeplan 1978/90. Oversiktskart 11.6.1976. (A.O./E.G.)