

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Blindern

0-127/65

VASSDRAGSUNDERSØKELSER I FORBINDELSE
MED SUNDSBARMREGULERINGEN

5. Innvirkning av reguleringen 1970 - 1971
på vassdragsforhold.

Blindern, 15. august 1978

Saksbehandler: Olav Skulberg

Instituttetsjef: Kjell Baalsrud

ISBN 82-577-0131-9

FORORD

Rapporten behandler hvordan vassdragsforhold i Telemark er påvirket av Sundsbarmreguleringen. Bakgrunnen for vurderingene danner undersøkelser som ble utført av Norsk institutt for vannforskning i de aktuelle vassdrag før og etter reguleringsinngrepet ble gjennomført.

Sundsbarm Kraftverk har vært oppdragsgiver. Det er mange som har hjulpet til med undersøkelsen og i arbeidet med denne rapport. Overingeniør T. Borg har lagt forholdene vel tilrette for den praktiske utføring av undersøkelsen. Registrering av virksomhet i nedbørfeltene som influerer vassdragene som resipientsystemer, er hovedsakelig gjort av sekreter H.N. Haraldsen. Vi takker for det gode samarbeidet.

Ved Norsk institutt for vannforskning er det flere medarbeidere som har deltatt i undersøkelsen. Hydrografiske oppgaver og databearbeiding er utført av kjemiker J. Kotai. Cand.mag. B. Rørslett har utført observasjoner av høyere planter og behandlet denne vegetasjon. Feltarbeid er gjort av tekniker H. Juelsen. Rapporten er maskinskrevet av A-L. Hvistendahl. Det rettes en hjertelig takk til alle for den gode faglige og praktiske støtte.

Blindern, 15. august 1978

Olav Skulberg

INNHALDSFORTEGNELSE

Side:

| | |
|--|----|
| FORORD | 2 |
| SAMMENFATTENDE BEMERKNINGER | 8 |
| 1. INNLEDNING - GJENNOMFØRING AV UNDERSØKELSEN | 17 |
| 2. METODER OG FREMGANGSMÅTER | 19 |
| 3. VASSDRAGENE I GEOGRAFISK OG HYDROLOGISK SAMMENHENG | 22 |
| 4. VASSDRAGENE I PRAKTISK OG SAMFUNNSMESSIG SAMMENHENG | 30 |
| 5. OVERSIKT OVER VASSDRAGSREGULERINGENES INNVIRKNING PÅ NATUR- MILJØET OG ENKELTE KONSEKVENSER AV DETTE | 31 |
| 6. NOEN OBSERVASJONER AV INNVIRKNING PÅ VANNTEMPERATUR | 40 |
| 7. VANNTYPER OG KJEMISKE FORHOLD | 46 |
| 8. FORANDRINGER I VANNKVALITET ETTER GJENNOMFØRING AV VASSDRAGSREGULERINGEN | 49 |
| 8.1 Vassdragsstrekninger med redusert vannføring | 50 |
| 8.2 Sundkilens forhold | 54 |
| 8.3 Bøelva | 61 |
| 8.4 Vassdragsavsnitt med stor forurensningspåvirkning | 64 |
| 9. VASSDRAGENES ORGANISMELIV | 66 |
| 9.1 Orientering om undersøkelsen - begrensninger og forbehold | 66 |
| 9.2 Vekstforsøk med alger | 68 |
| 9.3 Sestonobservasjoner | 70 |
| 9.4 Algesamfunn og begroing | 70 |
| 9.4.1 Begroing i strømmende vann | 71 |
| 9.4.2 Planktonundersøkelser i Sundkilen | 76 |
| 9.4.3 Slyproblemet - tilslamming av fiskeredskap | 77 |
| 9.5 Vegetasjon med høyere planter | 79 |
| 9.5.1 Forekomst og utbredelse | 79 |
| 9.5.2 Vegetasjonsendringer etter gjennomføring av Sundsbarreguleringen | 81 |
| 10. RESIPIENTFORHOLD OG MINSTEVANNFØRING | 83 |
| 10.1 Vassdragene som resipientsystemer | 83 |
| 10.2 Generelt om opprettholdelse av vannkvalitet | 84 |
| 10.3 Behov for minstevannføring | 86 |
| 10.4 Vern om vannkvalitet - minstevannføring og utskiftnings- forhold | 89 |
| 11. LITTERATUROVERSIKT | 98 |

FIGURFORTEGNELSE

Side:

| | | |
|-----------|---|----|
| Figur 1. | Vassdragsundersøkelse i forbindelse med Sundsbarmreguleringen | 16 |
| Figur 2. | Bøelva. Stasjoner ved prøvetaking | 18 |
| Figur 3. | Daleåi, Morgedalsåi. Stasjoner ved prøvetaking | 18 |
| Figur 4. | Flatdalsåi. Stasjoner ved prøvetaking | 18 |
| Figur 5. | Vassdragenes nedbørfelt med inntegnet reguleringsgrenser | 23 |
| Figur 6. | Lengde- og høydeprofil av vestlige vassdrag, Daleåi - Morgedalsåi | 27 |
| Figur 7. | Lengde- og høydeprofil av østlige vassdrag, Flatdalsåi | 28 |
| Figur 8. | Lengde- og høydeprofil av østlige vassdrag, Bøelva | 28 |
| Figur 9. | Oversikt over reguleringsvirkninger i vestlige vassdrag | 34 |
| Figur 10. | Oversikt over reguleringsvirkninger i Åmotsdalsåi - Flatdalsåi | 35 |
| Figur 11. | Oversikt over reguleringsvirkninger i Bøelva | 36 |
| Figur 12. | Daleåi | 38 |
| Figur 13. | Morgedalsåi | 38 |
| Figur 14. | Åmotsdalsåi | 38 |
| Figur 15. | Flatdalsåi | 38 |
| Figur 16. | Temperaturobservasjoner ved Daleåi og Morgedalsåi | 42 |
| Figur 17. | Temperaturobservasjoner ved Bøelva | 42 |
| Figur 18. | Bøelva. Pentadeverdier for vannføring ved Hagadrag og vanntemperatur ved Oterholt. Observasjoner fra 1. januar til 31. desember 1975. | 43 |
| Figur 19. | Bøelva. Pentadeverdier for vannføring ved Hagadrag og vanntemperatur ved Oterholt. Observasjoner fra 1. januar til 31. desember 1976. | 43 |
| Figur 20. | Vanntemperatur i Flatdalsåi ved utløp Sundsbarm Kraftstasjon. Observert 1975 | 44 |
| Figur 21. | Spesifikk elektrolytisk ledningsevne. Minimum-, maksimum og aritmetisk middelværdi før og etter vassdragsreguleringen | 51 |

| | Side: |
|--|-------|
| Figur 22. Nitrogenforbindelser. Minimum-, maksimum og aritmetiske middelveier før og etter vassdragsreguleringen | 52 |
| Figur 23. Kloridinnhold. Minimum-, maksimum og aritmetiske middelveier før og etter vassdragsreguleringen | 53 |
| Figur 24. Dybdekart over Sundkilen | 55 |
| Figur 25. Ukentlig vannføring ved utløp Sundkilen. (Medianverdier etter Ræstad 1975) | 56 |
| Figur 26. Vinterobservasjoner i Sundkilen | 58 |
| Figur 27. Sommerobservasjoner av spes.el.ledn.evne i Sundkilen | 59 |
| Figur 28. Vinter- og sommersituasjon i Sundkilen, før og etter regulering | 60 |
| Figur 29. Pentadeverdier for vannføring ved Hagadrag vannmerke. Observasjonsperiode 1944 - 1969 og 1973 - 1975 | 62 |
| Figur 30. Konsentrasjoner av nitrogenforbindelser og variasjoner i vannføring. Bøelva 1975 | 63 |
| Figur 31. Fosforkonsentrasjon i Bøelva ved Gvarv som funksjon av vannføring ved Hagadrag | 91 |
| Figur 32. Median avrenning for Sundkilen i stagnasjons- og sirkulasjonsperioder | 95 |
| Figur 33. Sundkilen. Karakteristiske gjennomstrømningsvolumer i uke nr. 16 - 23. Basert på Ræstad 1975 | 96 |
| Figur 34. Beregnet elektrolyttinnhold i Sundkilens vannmasser som funksjon av flommengde | 97 |
| Figur 35. Kartskisse til tabell 42 | 138 |

TABELLFORTEGNELSE

| | Side: |
|---|-------|
| Tabell 1. Fysisk-kjemiske analysemetoder | 20 |
| Tabell 2. Skala for angivelse av mengdemessig forekomst av organismer | 21 |
| Tabell 3. Produksjonsberegning for Sundsbarm kraftverk | 24 |
| Tabell 4. Generelle opplysninger om nedbørfeltene | 104 |
| Tabell 5. Luft-temperatur i °C. Dalen værstasjon, Telemark | 105 |
| Tabell 6. Nedbør i mm. Dalen værstasjon | 106 |
| Tabell 7. Bøelva. Aritmetiske måneds og årsmiddel av vannføring ved Hagadrag-vannmerke i tiden 1966-1977 | 107 |
| Tabell 8. Periodevis tørrlagte elvestrekninger eller vassdrags-avsnitt med sterkt redusert vannføring | 39 |
| Tabell 9. Oversikt over terskeldammer | 40 |
| Tabell 10. Karakteristiske data for vannkvalitet | 108 |
| Tabell 11. Klassifisering av trofigrad (Wetzel 1975) | 39 |
| Tabell 12. Aritmetiske middelverdier av hydrokjemiske analyse-resultater for Daleåi og Morgedalsåi | 109 |
| Tabell 13. Aritmetiske middelverdier av hydrokjemiske analyse-resultater for Åmotsdalsåi - Flatdalsåi | 110 |
| Tabell 14. Aritmetiske middelverdier av hydrokjemiske analyse-resultater for Sundkilen | 111 |
| Tabell 15. Hydrokjemiske data fra observasjoner i Sundkilen 1. juli 1975 | 112 |
| Tabell 16. Aritmetiske middelverdier av hydrokjemiske analyse-resultater for Bøelva | 113 |
| Tabell 17. Aritmetiske middelverdier av hydrokjemiske analyse-resultater for stasjoner i Bøelva i tidsrommet etter regulering | 114 |
| Tabell 18. Variasjonsområde for hydrokjemiske parametre på noen forurensningspåvirkede lokaliteter | 115 |
| Tabell 19. Næringsgrunlaget for algevekst | 116 |
| Tabell 20. Beregnede forholdstall mellom total-N og total-P | 69 |
| Tabell 21. Aritmetiske middel av sestonverdier | 117 |
| Tabell 22. Antall identifiserte arter i begroingssamfunn | 118 |
| Tabell 23. Arter med betydelig forekomst i begroingssamfunn | 119 |
| Tabell 24. Åmotsdalsåi - algeforekomst i begroingsprøver | 120 |

| | Side: |
|---|-------|
| Tabell 25. Flatdalsåi - algeforekomst i begroingsprøver | 121 |
| Tabell 26. Daleåi - algeforekomst i begroingsprøver | 122 |
| Tabell 27. Morgedalsåi - algeforekomst i begroingsprøver | 123 |
| Tabell 28. Bøelva - algeforekomst i begroingsprøver | 124 |
| Tabell 29. Bøelva - algeforekomst i begroingsprøver | 126 |
| Tabell 30. Analyse av kvantitative planktonprøver fra Sundkilen | 127 |
| Tabell 31. Plankton i Sundkilen, 1. juli 1975 | 128 |
| Tabell 32. Plankton i Sundkilen | 129 |
| Tabell 33. Karakteristikk av planktonet i Sundkilen | 130 |
| Tabell 34. Fiskegarn benyttet til observasjoner av "sly" | 131 |
| Tabell 35. Mikroskopisk analyse av slam på fiskegarn | 132 |
| Tabell 36. Høyere vegetasjon i vassdragene i nedre Telemark | 133 |
| Tabell 37. Vannmoser med forekomst i vassdrag influert av Sundsbarreguleringen | 134 |
| Tabell 38. Norske navn på høyere planter | 135 |
| Tabell 39. Vannføring og fosforkonsentrasjon i Bøelva 30. juni - 24. august 1977 | 90 |
| Tabell 40. Minstevannføring og fosforkonsentrasjon i Bøelva ved Gvarv | 90 |
| Tabell 41. Minstevannføring og fosforkonsentrasjon i Daleåi ved Høydalsmo | 92 |

SAMMENFATTENDE BEMERKNINGER

BAKGRUNN

Ved Sundsbarmreguleringen i Telemark ble de øvre deler av Seljordvassdraget og Øyfjellsvassdraget ført over til et magasin i Sundsbarmvatnet (592 m.o.h., reguleringshøyde 38 m, magasinvolum 212, 5 mill. m³). Sundsbarm Kraftstasjon ligger i Seljord med utslipp til Vallaråi oppstrøms Seljordvatn (116 m.o.h.). Sundsbarmutbyggingen ble påbegynt 1967 og var ferdig gjennomført 1970-1971. Vassdragene som reguleringen berører representerer omlag 14% av hele Telemarksvassdragets nedbørfelt som er 10293 km². Sundsbarm Kraftstasjon har en elektrisitetsproduksjon som tilsvarer 472 GWh (middel år).

Vassdragsundersøkelser ble foretatt av Norsk institutt for vannforskning før og etter gjennomføringen av reguleringsinngrepet. Hydrografiske og biologiske feltundersøkelser ble utført etappevis i Daleåi - Morgedalsåi (1966-1968), Åmotsdalsåi - Flatdalsåi (1967-1969) og Bøelva (1969-1970). Hele reguleringen var tatt i bruk i 1971. Vassdragsundersøkelser ble gjennomført i 1975-1977 for å belyse forholdene etter reguleringen var et faktum.

INNGREP I VANNFØRING

Vestlige vassdrag. Det opprinnelige nedbørfelt til Sundkilen var omlag 360 km². Ved Sundsbarmreguleringen ble omlag 50% ført over mot Sundsbarmvatn. Sett over lengre perioder er restavløpet til Sundkilens utløp i Kviteseidvatn etter reguleringen nær det halve av naturlig avløp.

I Morgedalsåi - oppstrøms samløp med Daleåi - er vannføringen stort sett redusert til 66% av hva det var før vassdragsreguleringen. Tilsvarende gjelder det for Daleåi - oppstrøms samløp med Morgedalsåi - at vannføringen er redusert til 40% av hva den ville vært i uregulert tilstand.

Østlige vassdrag. Det er nødvendig å skille mellom forholdene henholdsvis oppstrøms og nedstrøms utslippet til Sundsbarm Kraftverk.

Hydrologiske beregninger som er foretatt viser at i naturlig situasjon ville vannføringene i Flatdalsåi ved Flatsjø være opp til tre ganger så store som under regulerte forhold. For Åmotsdalsåi er forandringene reguleringen har medført enda større. Restvannføringene - nedstrøms samløp med Grovåi - er bare omlag 8,5% av hva de ville vært naturlig.

Forandringene som reguleringen har medført i Bøelva kan hovedsakelig karakteriseres som en økning av vintervannføring (desember-april) og en reduksjon av sommervannføring (juli-september). Vårsituasjonen og høstsituasjonen er i mindre grad endret i forhold til før reguleringsinngrepet. Vannføringen i Bøelva er om sommeren etter reguleringen redusert ned mot halvparten av naturlig vannføring.

FORANDRING AV MILJØFAKTORER

En rekke miljøfaktorer som har utslagsgivende betydning for vannkvalitet og biologiske forhold i vassdragene er påvirket av Sundsbarmreguleringen. Slike faktorer er:

- Reduksjon i vannføring
- Vannstandsendringer
- Endrede gjennomstrømningsforhold
- Tørrlegging
- Temperaturpåvirkning
- Grunnvannsinnflytelse
- Forurensningspåvirkning

Alle disse faktorer er nøye knyttet til inngrepene i nedbørfeltene hydrologiske tilstand. De står i et gjensidig avhengighetsforhold til hverandre og utgjør en helhet i sammenheng med virkninger i vassdragene. Likevel kan det være en eller flere av disse faktorer som er mest utslagsgivende i en foreliggende situasjon.

Reduksjon i vannføring preger de vestlige vassdrag (Morgedalsåi og Daleåi) samt delene av de østlige vassdrag (Åmotsdalsåi og Flatdalsåi) som ligger oppstrøms utslippet fra Sundsbarm Kraftstasjon. Når det gjelder Bøelva er det sommersituasjonen (juli-september) som er influert av minskningen i vannføring. Endringer i vannstand gjør seg

gjeldende både på elvestrekninger og i innsjøer etter reguleringsinngrepet. Sundsbarmreguleringen har medført at omlag 54 km elvestrekninger av hovedvassdrag er blitt tørrlagt eller har fått sterkt redusert vannføring. I tillegg kommer alle de mindre sidevassdrag som er berørt.

Temperaturen i vannet er en avgjørende faktor for organismelivet. Enhver endring av vannets temperatur i et vassdrag har betydning for den biologiske aktivitet og utvikling. I biologisk sammenheng har vassdragenes reduserte varmekapasitet etter reguleringsinngrepet betydelige skadelige konsekvenser. Kombinasjon av belastning med organisk stoff og høy vanntemperatur har f.eks. medført fiskedød i Daleåi og Morgedalsåi.

Reduksjonen i vannføring innebærer at det blir mindre fortynningsvann for forurensende utslipp til vassdraget. Forøvrig er vassdragets selvrensningsprosesser delvis uheldig påvirket. Resultatet er blitt en svakere resipient. På vassdragsavsnitt med betydelig forurensningsbelastning er det påvist høyere konsentrasjoner av forurensende stoffer og en tiltakende forekomst med organismer som følger urent vann. Den relative andel av grunnvann i det strømmende ellevann har tiltatt på enkelte områder. Dette bidrar til å fremme begroing med alger i elvene.

VIRKNINGER FOR VANNKVALITET

Vannkvalitetsendringer som følge av Sundsbarmreguleringen er påvist på alle undersøkte vassdragsstrekninger. Hvor inngrepene har medført redusert vannføring er det en markert økning i saltinnhold. Dette er fremtredende for f.eks. Daleåi og Morgedalsåi. Her er det funnet endringer av vannmassenes elektrolyttinnhold som tilsvarer mer enn 10 $\mu\text{S}/\text{cm}$ som aritmetisk middel. Vannmassenes kloridinnhold er hevet vesentlig. Tilsvarende konsentrasjonsendringer er påvist for nitrogenforbindelsenes vedkommende. Vannmassenes innhold av klorider og nitrogenforbindelser står i nøye sammenheng med sivilisatorisk påvirkning av nedbørfelt og vassdrag. På vassdragsstrekninger som er særlig utsatt for forurensningsbelastning er det påvist betydelige forandringer i konsentrasjon av nitrogenforbindelser og klorid etter gjennomføring av reguleringsinngrepet.

Det er nødvendig å understreke at de forandringer i vannkvalitet som er påvist, ikke kan tilskrives reguleringsvirkninger alene. Samtidig med utbyggingen av Sundsbarm Kraftverk har det funnet sted utvikling av andre samfunnsvirksomheter i nedbørfeltene som delvis kan ha gitt foranledning til kvalitetsendringer i vassdragene. Resultatene viser imidlertid at reduksjon i vannføring er en vesentlig faktor som direkte og indirekte har resultert i de nye hydrokjemiske tilstander på de aktuelle vassdragsstrekninger.

VIRKNINGER FOR BIOLOGISKE FORHOLD

Det ble påvist en nøye sammenheng mellom endringer i kjemisk vannkvalitet og artsmessige og mengdemessige forandringer av organismsamfunn. Kulturforsøk med alger viste at vekstpotensialet for vassdragene som betraktes var i intervallet $1-5 \cdot 10^6$ celler/l, noe som er karakteristisk for de næringsfattige vann typer i dette geografiske området. Bare på sterkt forurensede lokaliteter (f.eks. Morgedalsåi - utløp Morgedals-tjønni, Bøelva - nedstrøms Bø) ble det funnet høye verdier for algevekstpotensial. Vekstforsøkene med alger viste klart at fosfor var gjennomgående det primært begrensende næringsstoff for algevekst i disse vassdragene.

Strømmende vann. En artsrik og frodig vegetasjon av begroingsalger hadde forekomst i de undersøkte vassdrag. I den biologiske analyse av materialet ble omlag 60 arter systematisk behandlet. Gjennomgående ble det etter reguleringsinngrepet funnet en større dominans av grønnalger i begroingssamfunnene på vassdragsstrekninger med minsket vannføring. Dette var særlig tydelig i Daleåi og Morgedalsåi. Det var fortsatt hovedsakelig det samme artsutvalg av trådformige grønnalger som utviklet seg, men med tydelig større mengde. Kvalitative forandringer ble påvist bl.a. ved at encellede grønnalger som følger eutrofiering (bedre næringstilgang) hadde større forekomst i begroingssamfunnene. De observerte forandringer i algesamfunnene tolkes som et resultat av inngrepet i vannføring. Minsket vannføring har medført en forsterkning av forurensningenes gjødslingspåvirkning.

Virkningen av vassdragsreguleringen har forårsaket at områder med forurensningspåvirkede organismsesamfunn har blitt utvidet. Dette gjelder vassdragsstrekninger av Morgedalsåi, Daleåi og Åmotsdalsåi - Flatdalsåi. For Bøelvas vedkommende gir undersøkelsene av begroings-samfunnene imidlertid ikke holdepunkter for at det har funnet sted forandringer i den biologiske vannkvalitet av nevneverdig grad eller omfang.

Sundkilen. Relativt stor forurensningsbelastning og liten gjennomstrømning medfører at Sundkilen har stor forekomst av planktonalger sammenliknet med flere andre innsjøer i Telemark. Etter gjennomføring av reguleringsinngrepet har den mengdemessige forekomst av planktonalger øket, det er blitt et større artsantall alger i samfunnet (særlig flere arter av blågrønnalger, grønnalger og diatomeer), algeandelen i planktonet har tiltatt betydelig. Dette viser en markert påvirkning i eutrof retning for Sundkilens vannmasser. Det er samtidig påvist betydelige forandringer i kjemisk vannkvalitet. Bassengets utforming og de nye hydrologiske forhold i Sundkilen innebærer mulighet for rask forverring av vannkvalitetsmessige forhold.

Slyproblemet. Observasjonene viste at kolonidannende arter av alger var årsak til problemene (f.eks. Oedogonium sp., Tabellaria flocculosa). Algene fester seg til fiskegarn og annen redskap og danner en effektiv oppfangingsflate for andre partikler. Tilslammede fiskegarn gir dårlige fangstmuligheter. Rengjøring er arbeidskrevende, og det er vanskelig å gjøre utrustningen effektiv for ny fangst. Det ble påvist stor slydannelse på fiskegarn i Sundkilen, noe mindre i Seljordvatn.

Tilgroing med høyere vegetasjon. Det er påvist forskjellige reaksjoner på miljøpåvirkningene i de enkelte vassdrag og vassdragsavsnitt. En økende forekomst av landplanter gjør seg gjeldende i elvefarene hvor reguleringsinngrepet har medført delvis tørrlegging av elveleiet gjennom tidsrom av året. Krattdannelse finner delvis sted i slike områder. På lokaliteter med minsket vannføring og ekstra tilskudd med næringsstoffer (gjennom forurensninger, jordbruksavrenning o.l.) er det påvist en betydelig forhøyet produksjon med vannvegetasjon. Aktiv tilgroing finner sted. Tilgroing med overvannsvegetasjon (f.eks. Equisetum fluviatile) er knyttet særlig til innsjøene (Flatsjø, Seljordvatn, Sundkilen og

Morgedalstjønni) og stilleflytende deler av elvene. Tilveksten av denne vegetasjonstype har foreløpig (bortsett fra i Flatsjø) hatt et beskjedent omfang. I Bøelva er det tegn til at undervannsvegetasjon får økende forekomst. Det er særlig tre arter vannplanter dette gjelder som har vist tilsvarende utvikling i andre regulerte vassdrag i Sør-Norge (*Myriophyllum alterniflorum*, *Juncus bulbosus*, *Sparganium angustifolium*).

RESIPIENTFORHOLD OG MINSTEVANNFØRING

De endrede vannføringsforhold har medført en ny situasjon for de aktuelle vassdrag som resipientssystemer. Spesielt på vassdragsstrekninger hvor vannføringen er sterkt redusert er det under de rådende forhold mindre fortynningsmuligheter. Forurensningsvirkningene av belastningene fra den nåværende jordbruksvirksomhet og bosetting i dalførene er forsterket i vassdragene med utslag for kjemisk og biologisk vannkvalitet.

Med den eksisterende befolkning og virksomheter i de aktuelle deler av nedbørfeltene, vil det under de vannføringsforhold vassdragsreguleringen har medført, være mulig å ta hånd om avløpsvann på en slik måte at sjenerende forurensningsvirkninger ikke blir fremtredende. Dette forutsetter gjennomføring av effektive rens tiltak og bruk av naturlige muligheter for løsning av forurensningsproblemer. Samtidig må minstevannføringen i vassdragene tilpasses behovet for resipientvann. Det må imidlertid understrekes at påvirkning av vannkvalitet fra spredt bebyggelse og jordbruksvirksomhet alltid er vanskelig å bringe under kontroll. Vassdragene det gjelder har fått en redusert bæreevne til å tåle forurensningsbelastningen.

Industridepartementet har tillagt vassdragsskjønnet å fastsette "en minstevannføring i de berørte vassdrag som kan gi en tilfredsstillende gjennomstrømming av hensyn til kloakkavløp" (brev til Sundsbarm Kraftverk 28. august 1963). Det er tidligere fastsatt en minstevannføring i Daleåi ved tettstedet Høydalsmo. I Rettsbok nr. 3, Overskjønn 1970, sesjon III heter det - side 35 - at i Ofteåi ved riksvegbro Høydalsmo til enhver tid skal være vannføring minst $0,040 \text{ m}^3/\text{s}$ (Nedre Telemark

herredsrett 1970). Videre er det i Rettsbok nr. 10, Underskjønn 1975, sesjon X, fastsatt - side 76 - at det ikke skal være krav om minstevannføring for Morgedalsåis vedkommende. I Åmotsdal ved tettstedet Kyrkjemoen ble det samtidig fastsatt $0,060 \text{ m}^3/\text{s}$, for Bøelva ved Hagedrag $1,000 \text{ m}^3/\text{s}$ (Nedre Telemark herredsrett 1978). Disse vurderinger og bestemmelser ble gjort før registreringer av aktuelle belastninger til resipientene og målte konsentrasjoner av forurensninger i vassdraget var gjennomført. Det var derfor behov for ny vurdering av minstevannføringer i de vassdrag som er influert av Sundsbarmreguleringen.

De utførte undersøkelser har vist at forurensningssituasjonen i vassdragssystemene i det aktuelle geografiske området er en sammensatt virkning av liten vannføring og forurensningstilførsler. Skal vassdrags-tilstanden bli bedret må derfor elvenes minstevannføring tilpasses slik at skadelige konsentrasjoner av forurensninger fra eksisterende utslipp og diffuse kilder ikke gjør seg gjeldende. Gjennomføring av tiltak som kan medføre reduksjon av forurensningstilførsler står i nær sammenheng med dette.

Det er foretatt en drøftelse av problemstillingen minstevannføring ut fra resipientenssyn i Bøelva og Daleåi. For Bøelva ved Hagedrag fremgår det at en vannføring om sommeren ut over $5-6 \text{ m}^3/\text{s}$ har relativt liten innflytelse på fosforkonsentrasjoner i vannmassene nedstrøms Bø, og at minstevannføring bør ligge i dette størrelsesområde. Tilsvarende beregninger for Daleåi ved Høydalsmo gir $0,25-0,35 \text{ m}^3/\text{s}$ som minstevannføring for å opprettholde en rimelig vannkvalitet.

Sundsbarmreguleringen har medført ugunstige utskiftningsforhold for vannmassene i Sundkilen. Skal en tiltakende forverring av vannkvalitet begrenses (eutrofiutvikling), må effektive virkemidler for å redusere belastning med forurensninger anvendes. Et alternativ som kan vurderes er å gjøre bruk av "styrte flommer" til å besørge utskiftning av vannmasser i bestemte perioder.

SAMLET VURDERING

Inntil inngrepene med Sundsbarmreguleringen ble foretatt (1970-1971) var det naturforholdene i nedbørfeltene og vannforekomstene som hovedsakelig var utslagsgivende for vannkvalitet og fremherskende biologisk tilstand. Vassdragene det gjelder viste etter gjennomføring av reguleringen betydelig økologiske forandringer.

Under de rådende forhold er det miljøfaktorene som er influert av vannføringsinngrep og forurensningspåvirkning som i stor grad setter sitt preg på vassdragene. Resultatene av vassdragsundersøkelsene har vist at disse inngrep og påvirkninger har medført skadelige konsekvenser for biologisk vannkvalitet. Når skadene likevel regionalt vurdert ikke er større enn de er, henger dette sammen med forhold i nedbørfeltene og omfanget av virksomheter der. Det aktuelle geografiske området befinner seg i en relativ tidlig fase av samfunnsutvikling.

Fig. 1. Vassdragsundersøkelse i forbindelse med Sundsbarmreguleringen.

NIVA's feltundersøkelse : ————
 Reguleringen iverksatt : - - - - -

| Lokaliteter | 1966 | 1967 | 1968 | 1969 | 1970 | 1971 | 1972 | 1973 | 1974 | 1975 | 1976 | 1977 |
|-------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| Daleåi | ———— | ———— | | | | ——— | | | | ———— | ———— | |
| Morgedalsåi | ———— | ———— | | | | ——— | | | | ———— | ———— | |
| Sundkilen | ———— | ———— | | | | ——— | | | | ———— | ———— | |
| Flatdalsåi | | ———— | ———— | ———— | ———— | | | | | ———— | ———— | |
| Böelva | | | | ———— | ———— | | | | | ———— | ———— | ———— |

1. INNLEDNING - GJENNOMFØRING AV UNDERSØKELSEN

Det ble tidlig fremmet ønske om å gjennomføre vassdragsundersøkelser i sammenheng med Sundsbarmreguleringen. I samråd med Sundsbarm Kraftverk ble det planlagt hydrografiske og biologiske feltundersøkelser i vassdragene som ble berørt av reguleringsinngrepet. Utførelsen av arbeidet ble gjort etappevis.

| Vassdrag: | Feltundersøkelse: | Rapport: |
|--------------------------|-------------------|--------------------|
| Daleåi - Morgedalsåi | 1966-1968 | NIVA, juni 1969 |
| Åmotsdalsåi - Flatdalsåi | 1967-1969 | NIVA, oktober 1970 |
| Bøelva | 1969-1970 | NIVA, januar 1971 |

Sundsbarmreguleringen ble påbegynt i 1966/1967. Da var allerede Heiåi-reguleringen iverksatt (april 1959) i forbindelse med Hjartdøla kraftverk. Den videre regulering av østfeltet (Åmotsdalsåi - Flatdalsåi - Seljordvatn - Bøelva) ble delvis tatt i bruk i april-mai 1969. Dette omfattet omlag 22% av reguleringsområdet. Hele reguleringen av østfeltet var gjennomført i oktober 1970. Reguleringen av vestfeltet (Daleåi - Morgedalsåi - Sundkilen) ble tatt i bruk i september 1971.

Vassdragsundersøkelser ble foretatt i perioden 1975-1977 for å belyse forholdene etter reguleringen. I figur 1 er det gitt en skjematisk oversikt over hvordan undersøkelsene fordelte seg over tid i sammenheng med fremføringen av arbeidet med utbyggingen.

Norsk institutt for vannforskning gjennomfører i et samarbeide med Telemark distriktshøgskole undersøkelser av vannkvalitet og forurensningspåvirkninger i Telemarksvassdraget. Resultatene er foreløpig bearbeidet og sammenstilt i fremdriftsrapporter (NIVA 1976 b, 1977 b og 1978). Resultatene som er fremkommet i forbindelse med disse undersøkelser er også benyttet ved vurderingene.

På rapportens siste omslagsside er det en kartskisse med navnehenvisninger til lokaliteter omtalt i utredningen.

Fig. 2. Bøelva. Stasjoner ved prøvetaking.

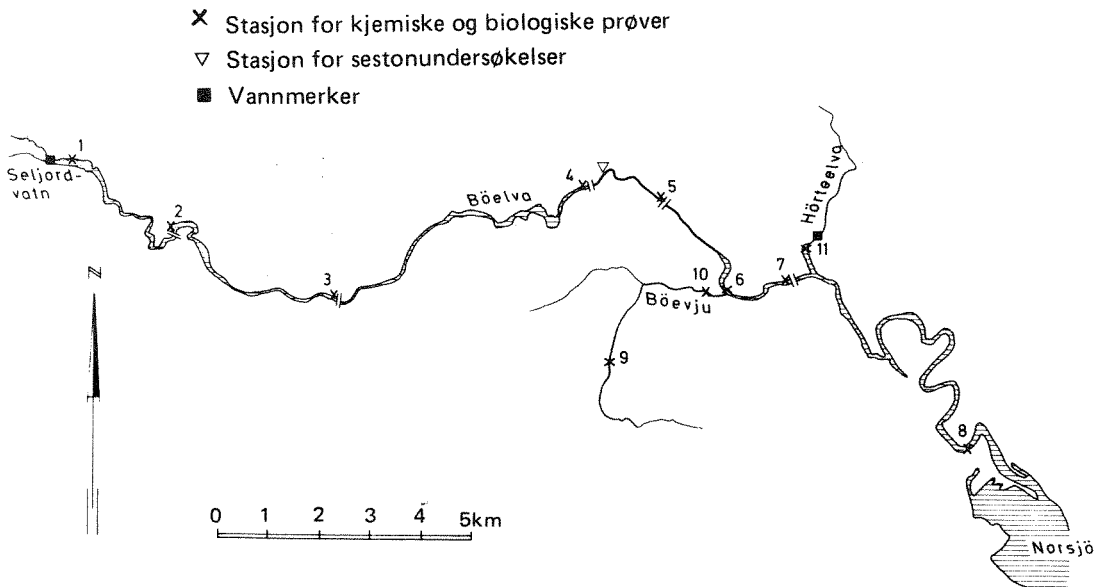


Fig. 3. Daleåi, Morgedalsåi. Stasjoner ved prøvetaking.

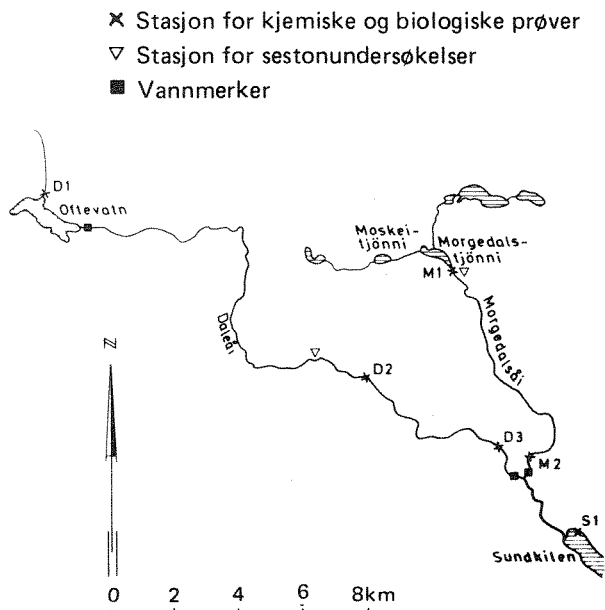
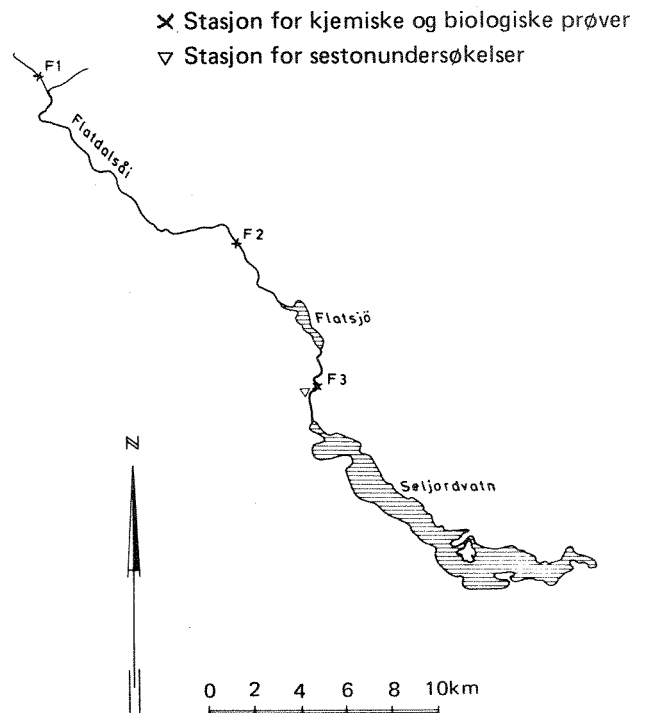


Fig. 4. Flatdalsåi. Stasjoner ved prøvetaking.



2. METODER OG FREMGANGSMÅTER

Undersøkelsen har omfattet fysiske, kjemiske og biologiske forhold i vassdragene. Feltarbeidet besto i befaringer med observasjoner på utvalgte lokaliteter, regelmessig innsamling av vannprøver og begroingsmateriale på faste stasjoner i vassdragene. På kartskissene figur 2, 3 og 4 er det gitt en oversikt over lokalitetenes geografiske beliggenhet og den undersøkelsesvirksomhet som har foregått.

Det er i tidligere rapporter (NIVA 1969, 1970) gitt oversikter over de benyttede metoder. I det følgende behandles derfor bare utvalgte metoder som kom til anvendelse under arbeidet i 1975-1977. Forøvrig blir det gitt enkelte kommentar som kan hjelpe i forbindelse med bruken av rapporten.

Hydrokjemiske analyser

De kjemiske analysene omfattet komponentene pH, el.ledn.evne (konduktivitet), farge, turbiditet, kjemisk oksygenforbruk, ortofosfat, total fosfor, nitrat, total nitrogen, klorid, jern og kalsium. I tillegg til dette er det for innsjøenes vedkommende gjort enkelte bestemmelser av vannmassenes oksygeninnhold. Analysene ble utført ved NIVA's kjemiske laboratorium i Oslo. De rutinemessige metoder som ble benyttet er angitt i tabell 1.

Observasjoner av alger og høyere vegetasjon

Ved prøvetakingen av begroingssamfunn med alger ble innsamlingene gjort fra utsnitt av lokaliteter hvor forholdene var så godt overensstemmende som mulig med hensyn til strøm og eksponerthet. Det var imidlertid vanskelig å finne slike steder på alle stasjoner, da elvestrekningenes topografi og utforming varierer på de ulike avsnitt. Innenfor rammen av opplegget begrenset feltarbeidet seg til å gjelde de kvantitativt viktigste organismsamfunn.

Hovedvekten av undersøkelsen ble lagt på beskrivelsen av algeforekomst og høyere vegetasjon. Under feltarbeidet ble det innsamlet prøver som representerte henholdsvis organismsamfunn på bunnen (benthos) og de

Tabell 1. Fysisk-kjemiske analysemetoder.

| Analyseparameter | Symbol/enhet | Analyseprinsipp |
|--|---|---|
| Surhetsgrad | pH | Potensiometrisk måling, pH-meter og glasselektrode |
| Konduktivitet, 20°C Spesifikk elektrolytisk ledn.evne | Kond, $\mu\text{S}/\text{cm}$ | Konduktometrisk måling, direktevisende instrument |
| Farge | mg Pt/l | Fotometrisk måling med en standard platinakloridløsning som referanse |
| Turbiditet | Turb. FTU | Nefelometrisk måling, Hach turbidimeter 2100 eller 2100 A |
| Kjemisk oksygenforbruk | KOF dikr, mg O/l | Koking i 2 t med kaliumdikromat og svovelsyre, tilsatt sølvsulfat som katalysator |
| Ortofosfat | $\text{PO}_4\text{-P}$, $\mu\text{g}/\text{l}$ | Autoanalysator; molybdenblåttmetoden med ascorbinsyre som reduksjonsmiddel |
| Totalfosfor | TOT-P, $\mu\text{g}/\text{l}$ | Trykkoking (120°C) i 30 min. med kaliumperoksodisulfat i surt miljø, fulgt av bestemmelse som ortofosfat |
| Nitrat (+ nitritt) | $\text{NO}_3\text{-N}$, $\mu\text{g}/\text{l}$ | Autoanalysator; reduksjon i kadmium/kobber-kolonne til nitritt og bestemmelse av dette ved dannelse av et azofargestoff |
| Totalnitrogen | TOT-N, $\mu\text{g}/\text{l}$ | Trykkoking (120°C) i 30 min. med kaliumperoksodisulfat i alkalisk miljø, fulgt av bestemmelse som nitrat |
| Klorid | Cl, mg/l | Autoanalysator; reaksjon med kvikksølv (II) tiocyanat og bestemmelse av frigjort mengde tiocyanat ved kompleksdannelse med jern (III) |
| Jern | Fe, $\mu\text{g}/\text{l}$ | Autoanalysator: kompleksdannelse med 2,4,6-tri(2-pyridil-s-triazine) (TPTZ-reagens). |
| Kalsium | Ca mg/l | Atomadsorpsjon |

frittstrømmende vannmassers innhold av organismer og partikulær substans (seston). Prøvene ble ved innsamlingen delvis undersøkt i levende tilstand og deretter fiksert i nøytralisert formalin. I laboratoriet ble prøvene bearbeidet videre etter de rutinemessige, kvalitative metoder med subjektiv vurdering av forekomst. Ved denne bedømmelse av forekomst ble mengdeangivelsene i tabell 2 benyttet.

Tabell 2. Skala for angivelse av mengdemessig forekomst av organismer.

| Betegnelse for forekomst i prøven: | Kvantitetsgruppe: |
|------------------------------------|-------------------|
| Tilstede | + |
| Sjelden | 1 |
| Sparsom | 2 |
| Vanlig | 3 |
| Hyppig | 4 |
| Dominant | 5 |

Metoder og arbeidsmåte ved de biologiske undersøkelser er tidligere beskrevet (Skulberg 1959). Forøvrig vil det bli gitt noen tilleggsopplysninger under de enkelte avsnitt der resultatene behandles.

Seston og algedrift

Seston er en fagbetegnelse for vannets innhold av partikler som lar seg sile ut (Skulberg 1978). Det består av organiske og uorganiske partikler og organismer. Observasjoner av seston ble utført i Daleåi, Morgedalsåi og Bøelva. Tilnærmet daglige observasjoner ble utført. Variasjoner i partikkelinnholdet i vannmassene med vannføring og meteorologiske forhold ble fulgt.

Etter prøvetaking ble 100 ml vann filtrert gjennom Sartorius SM 11306 membranfilter. Membranfiltrene ble oppbevart i plastposer beskyttet mot lys. Seston ble analysert ved optisk måling av reflektert lys fra filtrene (mørkhet) med en P.R.S. & E.E.L. Reflectometer. Den optiske avlesning av reflektert lys gir et tilnærmet kvantitativt indirekte mål for mengden seston i 100 ml prøvevann. Størrelsen betegnes sestonverdi (Lindstrøm et al. 1975).

Det ble foretatt observasjoner av algedrift på enkelte vassdragsstrekninger i sammenheng med de biologiske befaringene og av plankton i innsjøer. Ved prøvetakingen ble det benyttet en planteplanktonhåv (25 µm - åpningsdiameter 30 cm). På utvalgte observasjonssteder ble det gjort innsamling av 5 minutters varighet. Det innsamlede materiale ble undersøkt ved mikroskopisk analyse (Lindstrøm et al., l.c.).

Vekstforsøk med testalger

Det ble utført enkle biotester for å bedømme vannmassenes vekstegenskaper for alger. I disse forsøkene er grønnalgen *Selenastrum capricornutum* Printz anvendt som testorganisme (Skulberg 1967, Källqvist 1973).

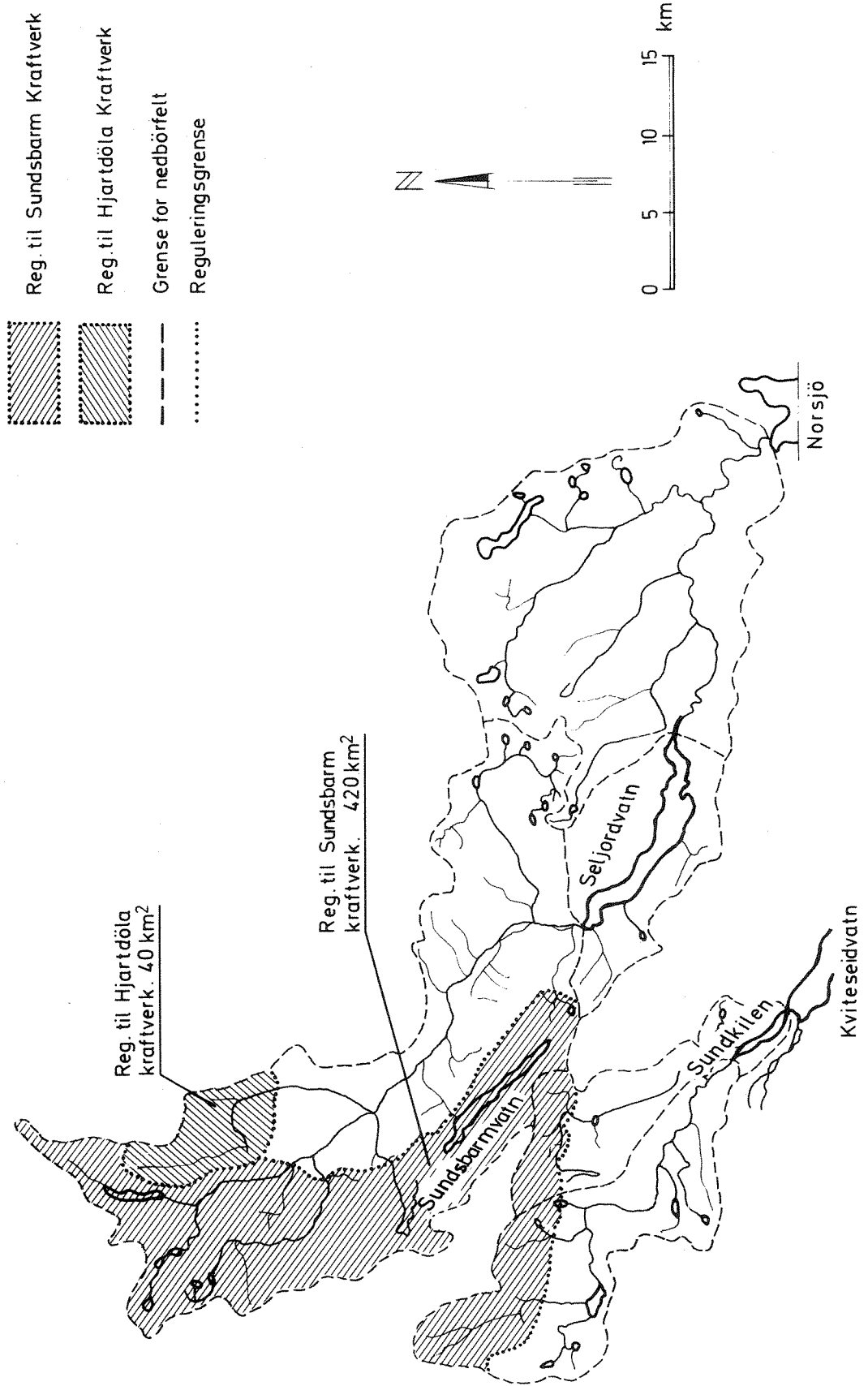
I korthet går metoden ut på at vannprøven blir filtrert og podet med en liten mengde encellede testalger i en glasskolbe. Kulturen blir plassert i et rom med konstant temperatur og belysning. Algeveksten blir bestemt ved daglige tellinger av celler med en elektronisk partikkelteller. Testen avsluttes når algene har sluttet å vokse. Celleutbyttet i kulturen er et mål på vannets vekstpotensial for alger.

Vekstbegrensende næringsstoffer kan identifiseres ved å tilsette forskjellige næringsstoffer til vannprøven og utføre algevekstforsøk. Det næringsstoff som gir en økning av celleutbyttet er begrensende for vekst av testalgen i vannprøven (Kotai et al. 1978).

3. VASSDRAGENE I GEOGRAFISK OG HYDROLOGISK SAMMENHENG

Seljordvassdraget har sine øverste kilder på fjellvidda sørøst for Møsvatn i Telemark. Et system av små elver og innsjøer drenerer til Bjænelvi som opptar sideelvene Grovåi og Valeåi. Etter samløp dannes Åmotsdalsåi som er hovedelva i dalføret. Åmotsdalsåi tar opp sideelver - bl.a. Manndøla - og former deretter Flatdalsåi som fører til Seljordvatnet. Øyfjellsvassdraget kommer fra kilder i fjellområdet sørøst for Totak. Her ligger Hovdevatn. Utløpselva Ofteåi fører vannet fram til Oftevatn. Vassdraget går deretter østover i Daleåi, tar opp Morgedalsåi og renner til Sundkilen i Kviteseidvatn.

Fig. 5. Vassdragenes nedbørfelt med inntegnet reguleringsgrenser.



Det vil i det følgende bli gitt en kortfattet fremstilling av kraftutbyggingens sammenheng med vassdragene og nedbørfeltene. For nærmere detaljer vises til utredninger laget av Sundsbarm Kraftverk (1967, 1975). I figur 5 er en kartskisse av nedbørfeltene med de regulerte områdene inntegnet.

Sundsbarmreguleringen innebærer at avrenningsvann fra de høyereliggende deler av Seljordvassdraget og Øyfjellsvassdraget overføres til et magasin i Sundsbarmvatnet - 592 m.o.h. Kraftverket ligger i fjell nedstrøms Lakshøl i den del av Flatdalsåi som heter Vallaråi, med utslipp et stykke oppstrøms utløpet i Seljordvatn - 116 m.o.h. Reguleringsmagasinet Sundsbarmvatn har et magasinivolum tilsvarende 212,5 mill. m³ og med reguleringshøyde 38 m. Det er gjennomført en kraftproduksjonsberegning for kraftverket, og resultatene er gjengitt i tabell 3 (Sundsbarm Kraftverk 1975).

Tabell 3. Produksjonsberegning for Sundsbarm Kraftverk.

| Grunnlag | Vinter 7 mnd. GWh | Sommer 5 mnd. GWh | År GWh |
|----------------|-------------------------|-------------------------|-----------|
| Bestemmende år | 356 | 0 | 356 |
| Middel år | 419 | 53 | 472 |

Effektfaktor er i middel 1,156 kWh/m³.

Kommunene Kviteseid, Tokke, Vinje, Tinn, Hjartdal, Seljord, Bø og Sauherad ligger med større eller mindre områder i nedbørfeltene til Seljordvassdraget, Øyfjellsvassdraget og Bøelva. Disse kommunene omfatter fjell-, skog- og jordbruksbygder i midtre del av Telemarksvassdraget (NIVA 1967).

Noen generelle opplysninger om nedbørfeltenes størrelse, elvenes vannføring, bosetting og jordbruksområder er stilt sammen i tabell 4. Det er noe usikkerhet knyttet til de data som anvendes angående nedbørfelt-

enes størrelse før og etter vassdragsreguleringen. Forskjellige utredninger benytter bl.a. ulike størrelser for nedbørfelt og hydrologiske forhold i sine beregninger (f.eks. Grøner 1967, Ræstad 1975). I tabellen er det ført opp verdier som er fremskaffet av Sundsbarm Kraftverk (Haraldsen 1977).

Når det gjelder opplysninger om naturgrunnlag og samfunnsforhold i dette geografiske området, vises det til de utarbeidede oversikter i forbindelse med kommunenes generalplaner (bl.a. Kviteseid kommune 1975, Seljord kommune 1976, Bø kommune 1974).

De berggrunnsgeologiske forhold i nedbørfeltene er preget av Telemarkformasjonen (Holtedahl 1953). Fremtredende trekk er forekomsten av kvartsitter - med konglomeratsoner - og porfyrbergarter. Det er f.eks. kvartsittdrag med stor bredde som går vest-øst tversover Flatdal - Seljord - strøket og bygger opp bl.a. Lifjells fjellmasser. Gjennom Morgedal mot Dalane tilhører berggrunnen Morgedalsformasjonen med basiske lavaer og sandstein. Ertsforekomster er karakteristiske for Telemarkformasjonen, det er først og fremst kobberholdige mineraler det dreier seg om. Gjennomgående er bergartene i området harde og tungt oppløselige.

Løsavsetningenes forhold er forskjellige ovenfor og nedenfor den marine grense som ligger i høydeområdet 100-150 m.o.h. Under denne grenselinje er det hovedsakelig marine avleiringer av leire og sand, i større høyder er det morener, myrområder og utvaskede grus- og sandlag langs dalførens elveløp (Bjørlykke 1940). Ved nordenden av Sundkilen og oppover dalen er det marine avleiringer med leire underst og sandlag over. I Bø-dalføret er det leirterreng med erosjonsfurer i bakkene og grusflater i dalbunnen. Den marine grense ligger her omkring 130-150 m.o.h. Langs nordsiden av Bø-dalføret, fra Juvsåi og østover, er det store terrasser som utgjør laterale avsetninger bygd opp noen få meter over den marine grense (Liestøl 1949). Det vises forøvrig til bonitetskart for jordsmonn medtatt i kommunenes generalplanutkast (l.c.).

Landskapet i nedbørfeltene er preget av høyfjellspartier omkranset av barskoger til alle sider. Det er bratt lende i store deler av skogliene. Den øverste barskoggrense ligger i 750-800 m.o.h. (Nordbø 1961), ovenfor strekker bjørkeskogbeltet seg mot høyfjell med sparsomt vegetasjonsdekke.

Vest-Telemark tilhører det østlandske klimaområdet som er preget av et forholdsvis kontinentalt klima med kalde vintre og varme somre. Middeltemperaturer for januar varierer i området minus 5-6°C og for juli tilsvarende pluss 15-16°C. Den normale årlige nedbørsmengde varierer mellom 700-900 mm. Nedbørmengden tiltar mot de høyereliggende deler av nedbørfeltene og lokale variasjoner kan være betydelige (Det norske meteorologiske institutt 1949).

Værforholdene kan statistisk belyses med klimadata, blant annet med gjennomsnitt av temperatur og nedbør. I tabell 5 og 6 er det gitt opplysninger basert på observasjoner fra Dalen værstasjon. Det er gjengitt månedsgjennomsnitt for undersøkelsesårene og 30-års normalen 1931-1960.

De hydrologiske forhold i vassdragene før og etter regulering er utredet (Ræstad 1975) på grunnlag av vannføringer observert av Norges vassdrags- og elektrisitetsvesen. Målestedene som er lagt til grunn omfatter:

| | | |
|---------------|-------------|--------------------|
| Sagafoss V.M. | Morgedalsåi | nr. 1395 |
| Kilen V.M. | Kileåi | nr. 1407 |
| Hagadrag V.M. | Bøelva | nr. 493 - nr. 1941 |
| Hørte V.M. | Hørteelva | nr. 1329 |

(Norges vassdrags- og elektrisitetsvesen 1977)

Det er hovedsakelig fjell- og skogområder som omfattes av Sundsbarmreguleringen. I figurene 6, 7 og 8 er det fremstilt lengde - høydeprofil av de vestlige og østlige vassdrag som inngår i reguleringen. Reguleringsgrensene ligger stort sett i høydeintervallet 600 - 650 m.o.h. Det er avrenningsvann fra delene av nedbørfeltene ovenfor dette nivå som føres til magasinet i Sundsbarmvatnet.

Sett over lengre perioder er restavløpet til Sundkilens utløp i Kviteseidvatn nær det halve av naturlig avløp. For Morgedalsåi - oppstrøms samløp med Daleåi - er vannføringene stort sett redusert til 66% av hva de var før overføringene. Tilsvarende gjelder det for Daleåi - oppstrøms for samløp med Morgedalsåi - at vannføringene er redusert til 40% av hva de ville vært i uregulert tilstand (Ræstad, l.c.)

Fig. 6. Lengde- og høydeprofil av vestlige vassdrag, Daleåi - Morgedalsåi.

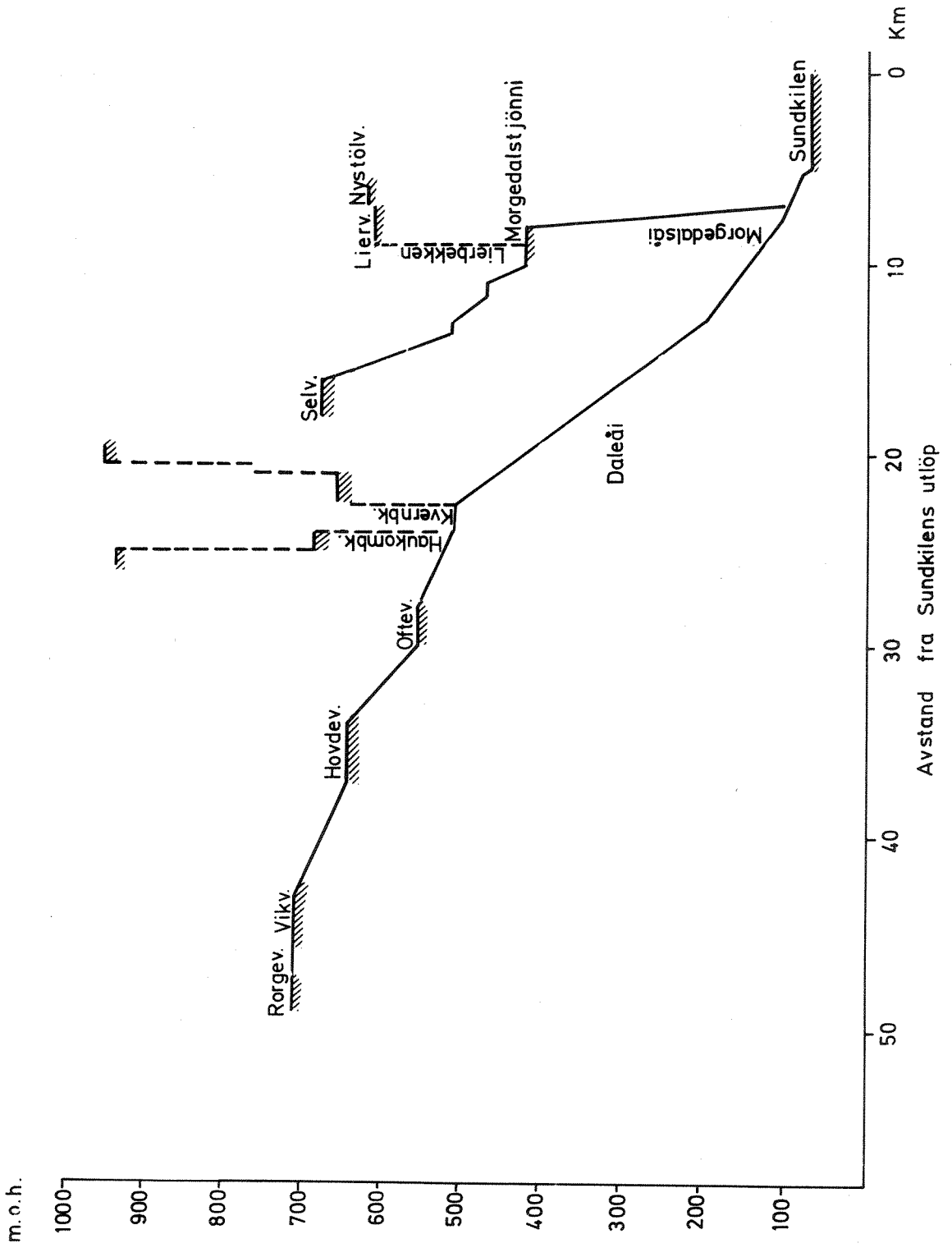
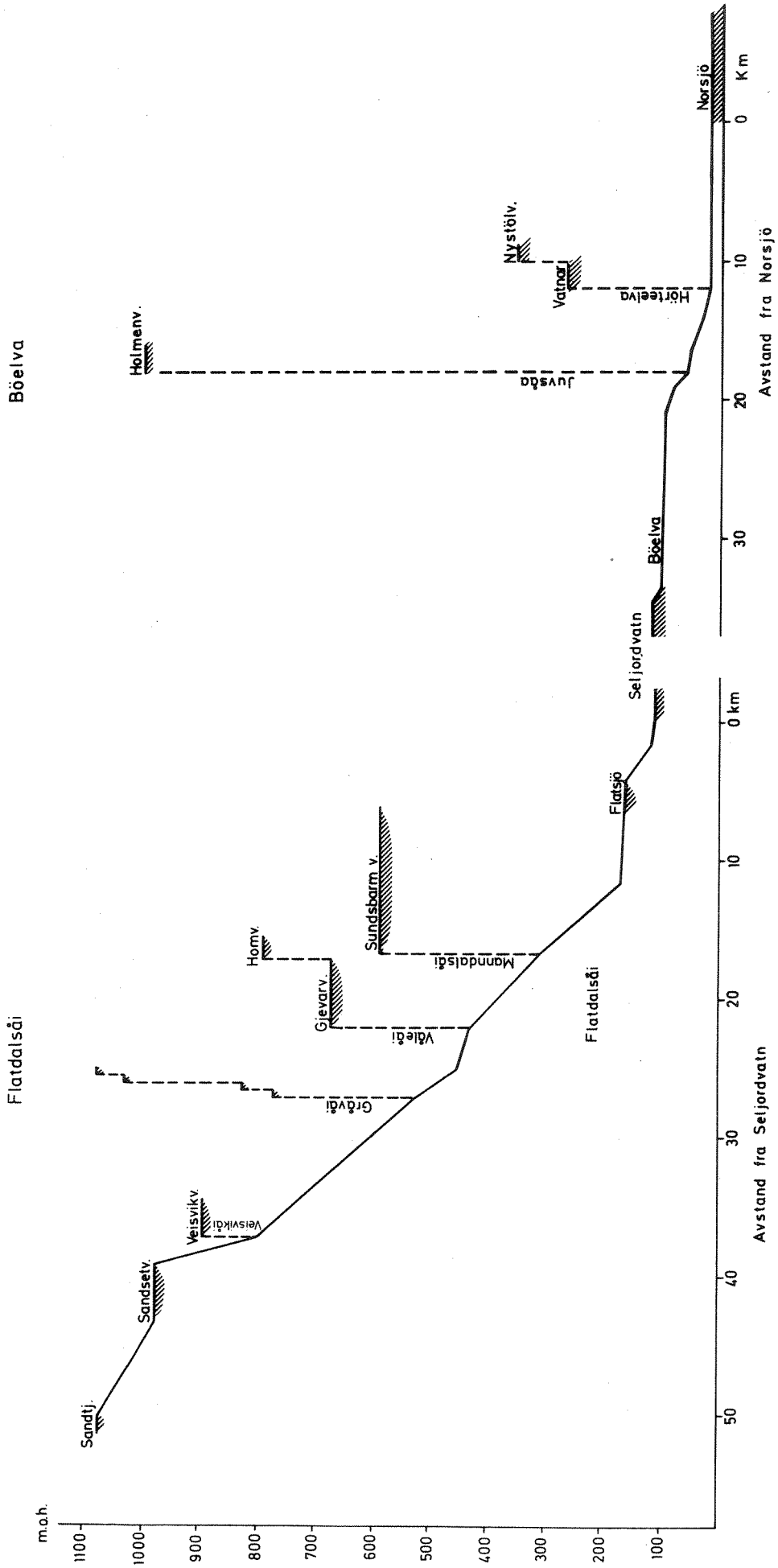


Fig. 7 og 8. Længde- og højdeprofil av østlige vassdrag.



For de østlige vassdragenes vedkommende er det nødvendig å skille mellom forholdene oppstrøms vannutslippet fra Sundsbarm Kraftverk (Åmotsdalsåi - Flatdalsåi) og i Valleråi nedstrøms kraftverket - Seljordvatn og Bøelva. For restfeltet av Flatdalsåi kan det antas at det spesifikke avløp i middel er $29,4 \text{ l/s/km}^2$. De foretatte hydrologiske beregninger viser (Ræstad, l.c.) at i naturlig situasjon ville vannføringene i Flatdalsåi ved Flatsjø være opptil tre ganger så store som under regulerte forhold. For Åmotsdalsåi's vedkommende er forandringene ennå større. Restvannføringene - nedstrøms samløp med Grovåi - er bare omlag 8,5% av hva de ville vært naturlig (Ræstad, l.c.). Bøelvas naturlige nedbørfelt var ved utløp i Norsjø 1050 km^2 . Etter utbyggingen (med Heiåi overført) tilsvarende nedbørfeltet 1190 km^2 når kraftstasjonen er i full drift (tabell 4). I tabell 7 er det gjengitt aritmetiske måneds- og årsmiddel av vannføring ved Hagadrag V.M. i tiden 1966-1975 da vassdragsundersøkelsene ble utført.

Det spesifikke avløp tiltar med økende høyde til nedbørfeltene over havet. Forholdet mellom de spesifikke avløp for det regulerte Sundsbarmfeltet - $32,4 \text{ l/s/km}^2$ - og for Hagadrag V.M. - $29,0 \text{ l/s/km}^2$ - gir et uttrykk for hvorledes det spesifikke avløp endrer seg og avtar nedover langs vassdragene. Det er derfor de relativt vannrike deler av nedbørfeltene som er overført til magasinet i Sundsbarmvatnet. Samtidig representerer de overførte områdene den minst sivilisatorisk påvirkede del av nedbørfeltene med vannforekomster i tilnærmet naturtilstand (NIVA 1969, 1970 a).

4. VASSDRAGENE I PRAKTISK OG SAMFUNNSMESSIG SAMMENHENG

Vassdragene som inngår i Sundsbarmreguleringen har naturlig stor betydning for samfunnsutviklingen i denne del av Telemark. Dette fremgår bl.a. tydelig ved et studium av bosettingsforholdene. Både spredt bebyggelse og tettstedutvikling følger det geografiske mønster som elvene og innsjøene danner. Vannforekomstene er nøye knyttet til livsgrunnet, de tjener vannforsyning, husholdning (bl.a. matfiske) og resipientformål. Det er viktig å understreke at foruten de direkte enkelte bruksinteresser knyttet til vassdragene, er det en helhetlig og overordnet sammenheng mellom vannforekomstene og menneskelig livsutfoldelse i et geografisk område (nedbørfelt - vassdrag som økosystem, Skulberg 1975).

Bruken av vassdragene er behandlet i forbindelse med kommunenes generalplaner (se avsnitt 3), og det vises til disse utredninger når det gjelder de konkrete forhold. Det er under utarbeidelse en vernebruksplan for Telemark. Denne planen drøfter vannforekomstene og deres utnyttelse med hensyn til vassdragsforvaltning og vassdragsdrift (Thaulow 1978). Det foreligger dessuten en perspektivanalyse av forsknings- og utredningsbehovet i Telemark når det gjelder naturressurser, utbyggingspolitikk og økonomi (NTNF 1978).

Som rettesnor til målsettingen for vannforekomstenes utnyttelse er det av fylkesmyndighetene laget et arbeidsgrunnlag formulert av Telemark fylkesting 5. desember 1975. Bruken av vannforekomstene settes her inn i sin naturlige sammenheng med den øvrige ressursutnyttelse. Vannet utgjør naturgrunnet for det levendes eksistens. Samfunnet er avhengig av vannressursene, vannforekomstene tjener bestemte funksjoner. Dette er utgangspunktet for forvaltningen. Ut fra dette må tiltakene for vern settes inn og planleggingen skje.

En rekke behov og hensyn står sentralt:

- " - å sikre tilgangen på tilfredsstillende vann til husholdning, jordbruk og industri, og ikke forringe denne tilgang for fremtiden.

- å vurdere de ulike tekniske tiltak og nytte-omkostningsforholdet for de enkelte bruksinteresser med sikte på en prioritering.
- å opprettholde og verne om betydningen vannforekomstene har som natur.
- å utvikle og nyttiggjøre de ressurser som er knyttet til vannforekomstene.
- å ivareta vitenskapelige og kulturelle verdier knyttet til vannforekomstene, og skape harmoni mellom vannforekomstene og samfunnet de skal tjene."

Disse generelt formulerte mål for Telemarksvassdraget har betydning både for den kortsiktige og langsiktige forvaltning av vassdragene som det gjelder.

5. OVERSIKT OVER VASSDRAGSREGULERINGENS INNVIRKNING PÅ NATURMILJØET OG ENKELTE KONSEKVENSER AV DETTE

Sundsbarmreguleringens effekt på naturmiljøet i det aktuelle geografiske området er ikke utredet. Det er imidlertid nødvendig i den videre fremstilling å ha en viss bakgrunn i den sammenheng som består mellom landskapet, vannet og organismelivet.

Vassdragsreguleringen har påvirket det fysiske naturmiljøet (jord, vann og luft) og det levende naturmiljøet (vegetasjon og dyreliv). Det er en stor og vanskelig oppgave å avklare hvordan de aktuelle påvirkninger har forandret forhold og medført konsekvenser for det økologiske helhetsbildet. Detaljerte data om det naturlige miljøet før og etter inngrepet er nødvendig. I forbindelse med Sundsbarmreguleringen ble slike holdepunkter fremskaffet i beskjedne utstrekning. Den store variasjon i miljø og effekter av vassdragsreguleringen på de enkelte elvestrekninger innebærer at det bare med grov tilnærming kan uttrykkes hvilke naturforløp og naturprosesser som er påvirket, avbrutt eller utløst.

Etter Sundborg (1977) kan en vassdragsregulerings innvirkning på naturmiljøet oversiktlig regnes til følgende kategorier:

- Klima (temperatur, fuktighet, tåkefrekvens osv.)
- Vann (vannstand, vannføring og strømningsforhold - isforhold, grunnvann og vannkvalitet)
- Jord (erosjon, transport og sedimentasjon, ispåvirkning osv.)
- Vegetasjon (artssammensetning, sonering osv.)
- Dyreliv (pattedyr, fugl, fisk og hvirvelløse dyr)
- Biologiske prosesser (produksjon, nedbrytning osv.)

Disse innvirkningene på naturmiljøet gjør seg gjeldende lokalt, og de har dessuten fjernvirkninger. Forandringene som vassdragsreguleringen medfører kommer delvis umiddelbart til uttrykk, delvis er det langsiktige virkninger som gjør seg gjeldende. Inngrepet i naturforholdene innleder utviklingsforløp som strekker seg over lange tidsrom for vassdragene som blir berørt.

Sundsbarreguleringen har påvirket en rekke miljøfaktorer som har utslagsgivende betydning for biologiske forhold i vassdragene. Særlig viktige faktorer for vannforekomstene er:

- Reduksjon i vannføring
- Vannstandsendringer
- Endrede gjennomstrømningsforhold
- Tørrlegging
- Temperaturpåvirkning og isdannelse
- Grunnvannsinnflytelse
- Forurensningspåvirkning

Vannføringsforholdene i vassdrag har betydning for den fysisk-kjemiske vannkvalitet og for organismelivet som er knyttet til vannforekomsten. I et balansert system er det ikke mulig å endre en faktor uten at det får konsekvenser for andre (Golterman 1975).

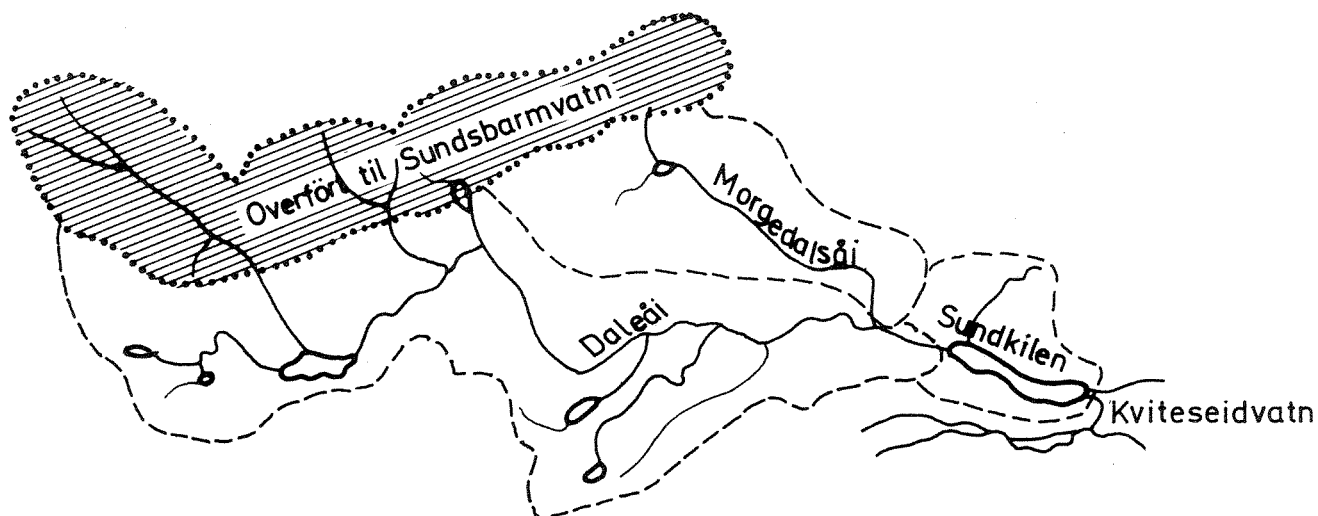
Den naturlige økologiske balanse i vassdrag er tilpasset at vannføringen varierer i løpet av året. Et reguleringsinngrep som i større grad endrer vannføringsmønsteret vil medføre markerte forandringer av denne balanse. Hel utjevning av vannføring over året kan gi skadevirkninger i biologisk sammenheng. Reduksjon av naturlige flommer i elver medfører forandringer av miljøforhold med biologiske konsekvenser.

Endringer av vannstanden i vassdrag har betydning for bunnarealenes utstrekning og dermed for selvrensings- og produksjonsforholdene. Dette har følger for den praktiske bruk av vassdraget, f.eks. i recipientsammenheng. Produksjonen er igjen bl.a. viktig for fiskens næringsforhold og dermed for fiskeavkastningen. Videre kan fiskens gytemuligheter berøres både ved vannstandsendringer og ved nye strømningssituasjoner i vassdraget. Endret vannstand medfører endrede lysforhold, som i sin tur påvirker vegetasjonens utvikling og utbredelse. Endring i strømhastighet har stor betydning i denne sammenheng. Økt vannstand sikrer overlevingsmulighetene vesentlig både for alger og høyere vegetasjon som på denne måte delvis unngår isens og kuldens negative påvirkning. Et karakteristisk trekk er at begroingen av alger samt høyere vegetasjon ofte øker i de vassdrag som er blitt berørt av reguleringsinngrep (Skulberg et al. 1978).

Tidspunkt og varighet av lav vannstand er av stor viktighet for de biologiske forhold i vassdragene. Dette henger nøye sammen med hvordan de fysiske faktorer påvirkes. Oppvarmingen av vannet om sommeren og frost og isvirkninger om vinteren er betydningsfulle i denne forbindelse. Det samme gjelder graden av uttørkning som gjør seg gjeldende.

Ved at vann fra fjellområder (som regel saltfattig smeltevann) i perioder blir holdt tilbake fra vassdrag, vil elvevannet nedstrøms bli sterkere preget av saltrikere grunnvann. Når magasintapping foregår, vil fortynningsvirkninger derimot gjøre seg gjeldende. Grunnvannets betydning for variasjonsmønsteret i vannkvalitet blir gjerne forsterket ved en vassdragsregulering. Innvirkninger på vannets kjemiske kvalitet kan medføre betydelige påvirkninger av vassdragets organismeliv.

Fig. 9. Oversikt over reguleringsvirkninger i vestlige vassdrag.



DALEÅI – MORGEDALSÅI

Faktorer:

Reduksjon i vannføring
Periodevis tørrlagt bunnareal
Risiko for bunnfrysing
Nedsatt varmekapasitet

Virkninger:

Forringet vannkvalitet
Tiltakende begroing
Rentvannssamfunn avtar i forekomst
Innskrenket biologisk produksjonsareal
Økt risiko for giftvirkninger
Større påvirkning av hygieniske forurensninger
Fare for biologisk ekstrem temperatur i vassdraget

SUNDKILEN

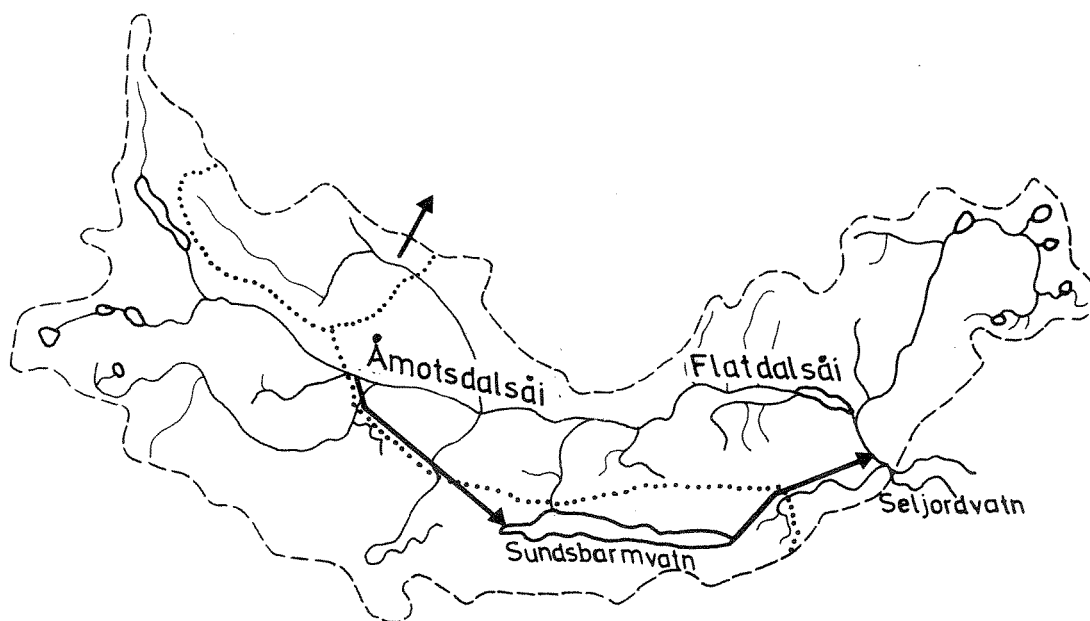
Faktorer:

Endret gjennomstrømningsforhold
Økt næringskonsentrasjon i tilløpsvann

Virkninger:

Forringet vannkvalitet
Tiltakende eutrofiering
Større påvirkning av hygieniske forurensninger
Forskryvning av økologisk balanse

Fig. 10. Oversikt over reguleringsvirkninger i Åmotsdalsåi - Flatdalsåi.



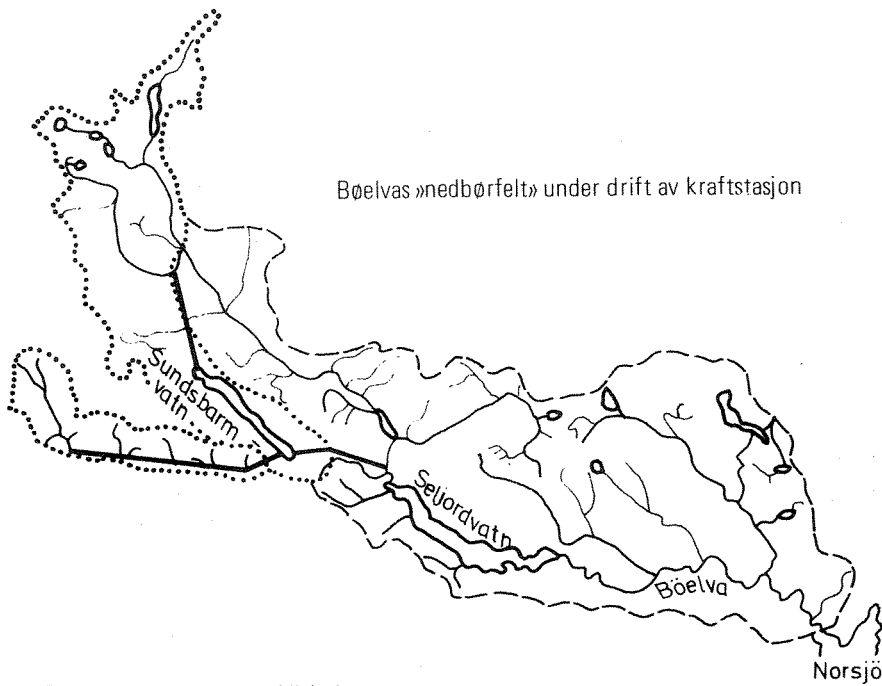
Faktorer:

Reduksjon i vannføring
Periodevis tørrlagt bunnareal
Risiko for bunnfrysing
Nedsatt varmekapasitet

Virkninger:

Forringet vannkvalitet
Tiltakende begroing
Rentvannssamfunn avtar i forekomst
Innskrenket biologisk produksjonsareal
Økt risiko for giftvirkninger
Større påvirkning av hygieniske forurensninger
Fare for biologisk ekstrem temperatur i vassdraget

Fig. 11. Oversikt over reguleringsvirkninger i Bøelva.

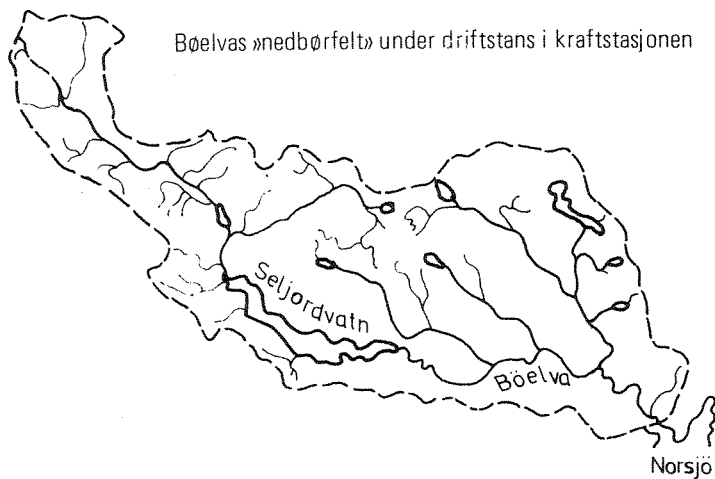


Faktorer:

Stor vannføring
Høy vannstand

Virkninger:

Strekninger av elva er åpen om vinteren
Økt isdannelse, hovedsakelig sarr og bunnis som medfører erosjon
Økt varmetap om vinteren



Faktorer:

Reduksjon i vannføring
Lav vannstand

Virkninger:

Førringet vannkvalitet
Tiltakende begroing
Rentvannssamfunn avtar i forekomst
Større påvirkning av hygieniske forurensninger
Økt risiko for giftvirkninger
Innskrenket biologisk produksjonsareal

Vannets kjemiske kvalitet i berørte innsjøer kan endres ved reguleringsinngrep. Dette har bl.a. sammenheng med vannføringsreglementet (f.eks. magasineringsperioden), varierende vannstand og endrede utløpsforhold (Mellquist 1972). Dette vil ha betydning for utløpsvannets kjemiske kvalitet. Overføring av vann fra et vassdrags-avsnitt til et annet, vil ha konsekvenser både for den kjemiske vannkvalitet og for de biologiske forhold.

For vassdrag som blir influert av reguleringer, er det først og fremst forandringene av fortynningsmulighetene og innflytelsen på selvrensingsprosessene som har betydning for elvenes videre brukbarhet som resipienter. En mindre vannføring i vassdrag betyr en forsterkning av forurensningenes gjødslingsevne på vannmassene. Virkningene vil gjøre seg gjeldende både i områder med strømmende vann og i innsjøer. Dette forhold, sammen med at fortynningsmulighetene blir forandret, vil i særlig grad redusere et vassdrags brukbarhet som resipient. Reduserte muligheter for å benytte et vassdrags evne til selvrensning betyr generelt at praktiske tiltak må gjennomføres i større utstrekning for å oppnå tilfredsstillende løsninger av forurensningsproblemene.

I enkelte tilfeller og på visse elvestrekninger kan reguleringsinngrep føre til høyere vannføring. Sett både fra et resipient- og produksjonssynspunkt kan dette være av positiv betydning. Dermed kan ekstreme forurensningssituasjoner i vassdraget unngås, samtidig som f.eks. fiskens oppvekst og livsvilkår kan bedres.

En økt vintervannføring i kombinasjon med en viss temperaturøkning kan i enkelte elver og elveavsnitt - f.eks. i elver med spesielt lav naturlig vintervannføring - bidra til større overlevingsmuligheter for organismer. På denne måte kan vassdragets produksjonskapasitet høynes bl.a. når det gjelder fiske (Lillehammer 1975). Men det kan også innebære større tilgroingsproblemer (Skulberg 1974).

I fremstillingene i figur 9, 10 og 11 er det laget skjematisk oversikter over effekter på natur- og miljøforhold i vassdragene influert av Sundsbarmreguleringen. Sammenstillingen er ikke fullstendig, men hoved-



Fig. 12 Daleåi



Fig. 13 Morgedalsåi

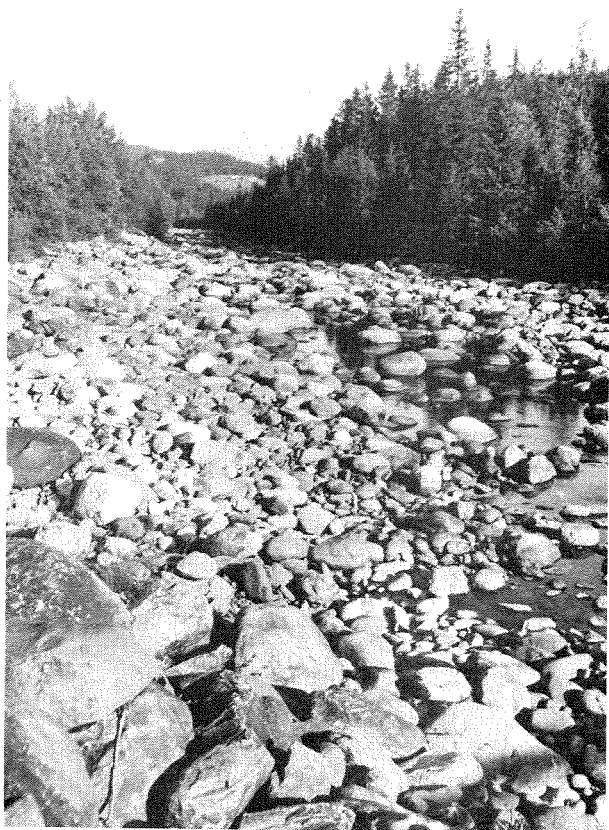


Fig. 14 Åmotsdalsåi

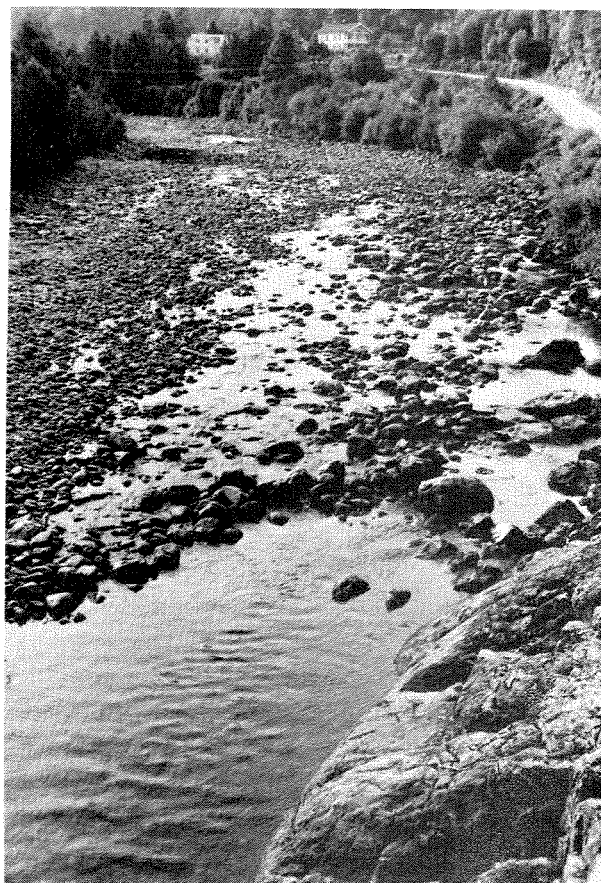


Fig. 15 Flatdalsåi

trekkene av påvirkninger er tatt med. Samtlige angitte effekter opptrer ikke på alle lokaliteter, og deres styrke og betydning kan variere innenfor vide grenser. Oversikten gjengir en hovedsakelig oppfatning av de ulike miljøpåvirkningene som Sundsbarmreguleringen har medført i vassdragene det gjelder. Disse vassdragene utgjør omlag 14% av hele Telemarksvassdragets nedbørfelt på 10293 km².

Tørrelagte elvestrekninger eller vassdragsavsnitt med sterkt redusert vannføring er harde inngrep i dalenes elvelandskap (Christian 1966, Lelek 1977). Sundsbarmreguleringen har medført at omlag 54 km elvestrekninger av hovedvassdrag periodevis har denne tilstand - tabell 8. I tillegg kommer alle de mindre sidevassdrag som er berørt. Figurene 12-15 viser eksempler på hvordan forholdene kan arte seg i utpregede tørrværsperioder om sommeren - august 1975.

Det er bygget 33 terskeldammer på elvestrekningene som har fått redusert vannføring (Sundsbarm Kraftverk b) 1975). Tabell 9 gir en oversikt over disse. Terskeldammenes betydning for de biologiske og vannkvalitetsmessige forhold i de aktuelle vassdrag er ikke undersøkt.

Tabell 8. Periodevis tørrelagte elvestrekninger eller vassdragsavsnitt med sterkt redusert vannføring.

| Vassdrag | Elvestrekning | Lengde km |
|-------------|---|-----------|
| Daleåi | Utløp Oftevatn - Innløp Sundkilen | 23 |
| Morgedalsåi | Utløp Morgedalstjønni - Samløp Daleåi | 8 |
| Åmotdalsåi | Samløp Rindebekken - Innløp Flatsjø ¹⁾ | 23 |
| Flatdalsåi | | |

1) På denne strekningen er det bygget 6 terskeldammer - nr. 26, nr. 27, nr. 30, nr. 31, nr. 32 og nr. 33.

Tabell 9. Oversikt over terskeldammer

| Vassdrag | Elvestrekning | Lengde km | Antall terskeler |
|-------------|------------------------|--------------|---------------------|
| Daleåi | Nedstrøms Hovdevatn | 14 | 16 |
| | Oppstrøms Dalane skole | | |
| Morgedalsåi | Nedstrøms Breidvatn | 6 | 5 |
| | Oppstrøms Bakketjern | | |
| Åmotsdalsåi | Samløp Grovåi - | 10 | 6 |
| | Samløp Manndøla | | |
| Manndøla | Utløp Sundsbarmvatn | 0,5 | 2 |
| Flatdalsåi | Utløp Flatsjø | 2,5 | 4 |
| | Oppstrøms Lakshøl | | |

6. NOEN OBSERVASJONER AV INNVIRKNING PÅ VANNTEMPERATUR

Temperaturen i vannet er en avgjørende produksjonsregulerende faktor i biologisk sammenheng. Temperaturforholdene er i stor utstrekning bestemmende for selvrensingsprosessenes intensitet og dermed for virkninger av forurensninger i vassdrag.

Enhver endring av vannets temperatur i et vassdrag vil få betydning for den biologiske aktivitet og utvikling. Alle organismer har sine særegne toleranseområder og optimale veksttemperaturer. Utpregede kaldtvannarter vil skades når temperaturen blir for høy (f.eks. over 15°C), mens andre arter har sine optimale vekstbetingelser ved høyere temperaturer. Visse insektslarver (bl.a. de fleste steinfluelarver) har sin maksimale tilvekst i vinterperioden, mens andre har sin største om sommeren. De ulike insektenes utklekkingsperioder er f.eks. nært sammenbundet med tilveksthastighet og gunstig vanntemperatur. Selv små forandringer av det naturlige temperaturregime kan derfor lett føre til betydelige forandringer både når det gjelder sammensetning av disse dyresamfunn og de ulike artenes tilvekst - utklekkingsperioder (Illies 1961, Macan 1963).

Hvis en regulering medfører at vannets vintertemperatur blir endret, må det regnes med en forskyvning av utklekkingsperioder i tid. Dette kan føre til uheldige samvirkninger med variasjonsmønsteret for elvens vannføring, slik at selve klekkeprosessen og fiskeyngelens livsvilkår kan bli forstyrret (for lav temperatur, liten næringstilgang o.l.). Generelt sett kan endringer av temperaturforholdene få vesentlige konsekvenser for organismesamfunnens sammensetning og struktur.

Temperaturforholdene har stor betydning for utviklingen av begroing med alger og høyere planter (Skulberg 1974). Det er fra flere vassdrag kjent at endrede temperaturbetingelser har medført nye begroingsforhold i vassdrag.

Sundsbarreguleringens innflytelse på vanntemperaturer i vassdragene er behandlet av Iskontoret, Norges vassdrags- og elektrisitetsvesen. I det følgende fremlegges noen observasjoner utført i forbindelse med den biologiske prøvetaking i vassdragene. Materialet har interesse for vurderinger av organismeutvikling og livsprosesser.

I biologisk sammenheng er det vassdragenes reduserte varmekapasitet som følge av reguleringen som er den alvorligste konsekvens for organismelivet. Vann har en meget høy spesifikk varme. Dette innebærer at vannmassene har stabile temperaturforhold sammenliknet med omgivelsene på land. Variasjoner i vanntemperatur inntreer gradvis, og ekstremtemperaturer med årstidsvekslinger og gjennom døgnet er små i forhold til i luftmiljøet. Denne termiske treghet - i stor eller liten skala avhengig av volum til vannmassene - hører til de grunnleggende forutsetninger for utfoldelse av det særegne organismeliv i vann.

Vassdragsstrekningene med redusert vannføring har mindre varmekapasitet sammenliknet med forholdene før reguleringen. Oppvarming av vannmasser og avkjøling av vannmasser er proporsjonal med bredden av elven og omvendt proporsjonal med vannføringen (Hynes 1970). For vassdragsstrekningene med redusert vannføring resulterer dette i raskere temperaturvariasjoner og større ekstremverdier for temperatur i vannet. Dermed kan under spesielle forhold kritiske temperaturer for organismeliv gjøre seg gjeldende. Om vintrene

Fig. 16 og 17. Noen temperaturobservasjoner 5. august 1975.

x--x--x lufttemp.
 ●---●---● vanntemp.

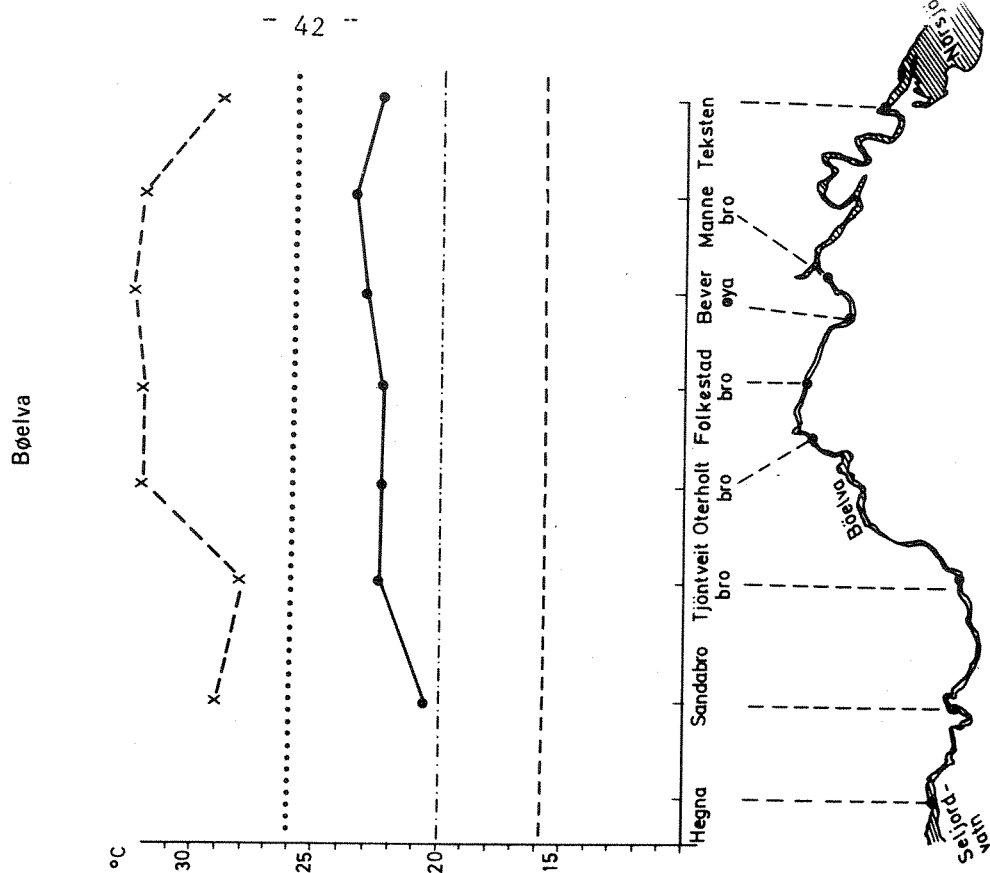
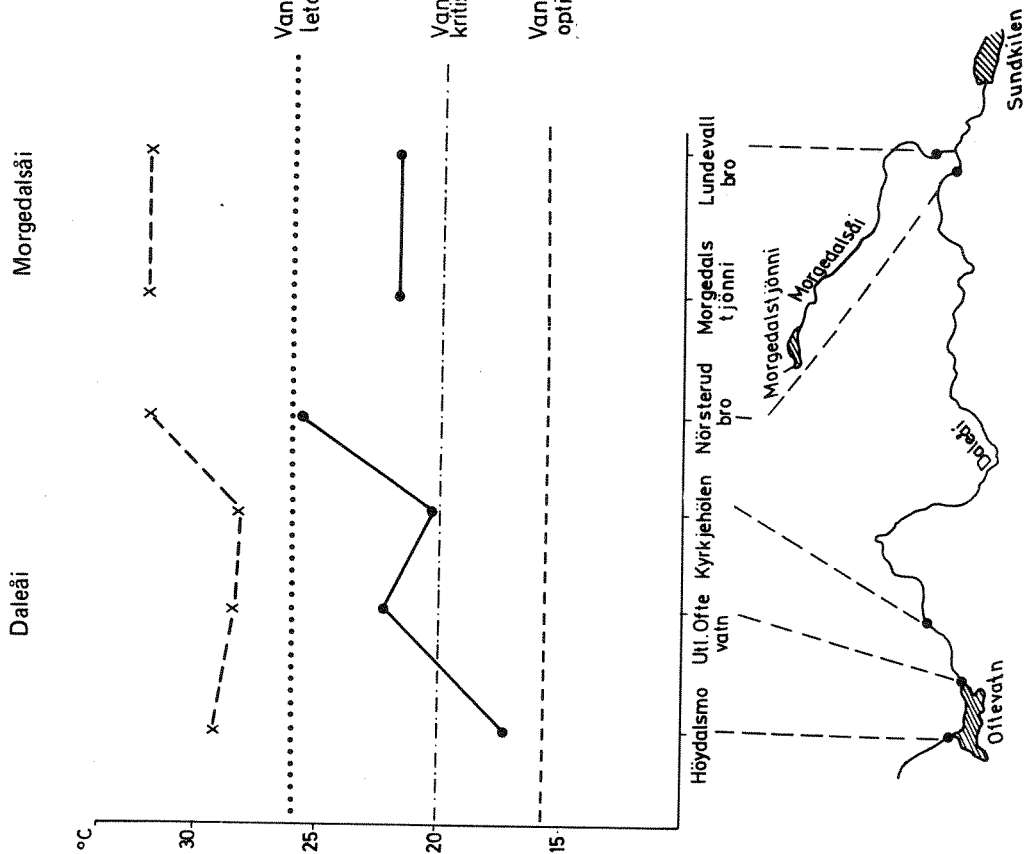


Fig. 18. Bøelva. Pentadeverdier for vannføring ved Hagadrag og vanntemperatur ved Oterholt. Observasjoner fra 1. januar til 31. desember 1975.

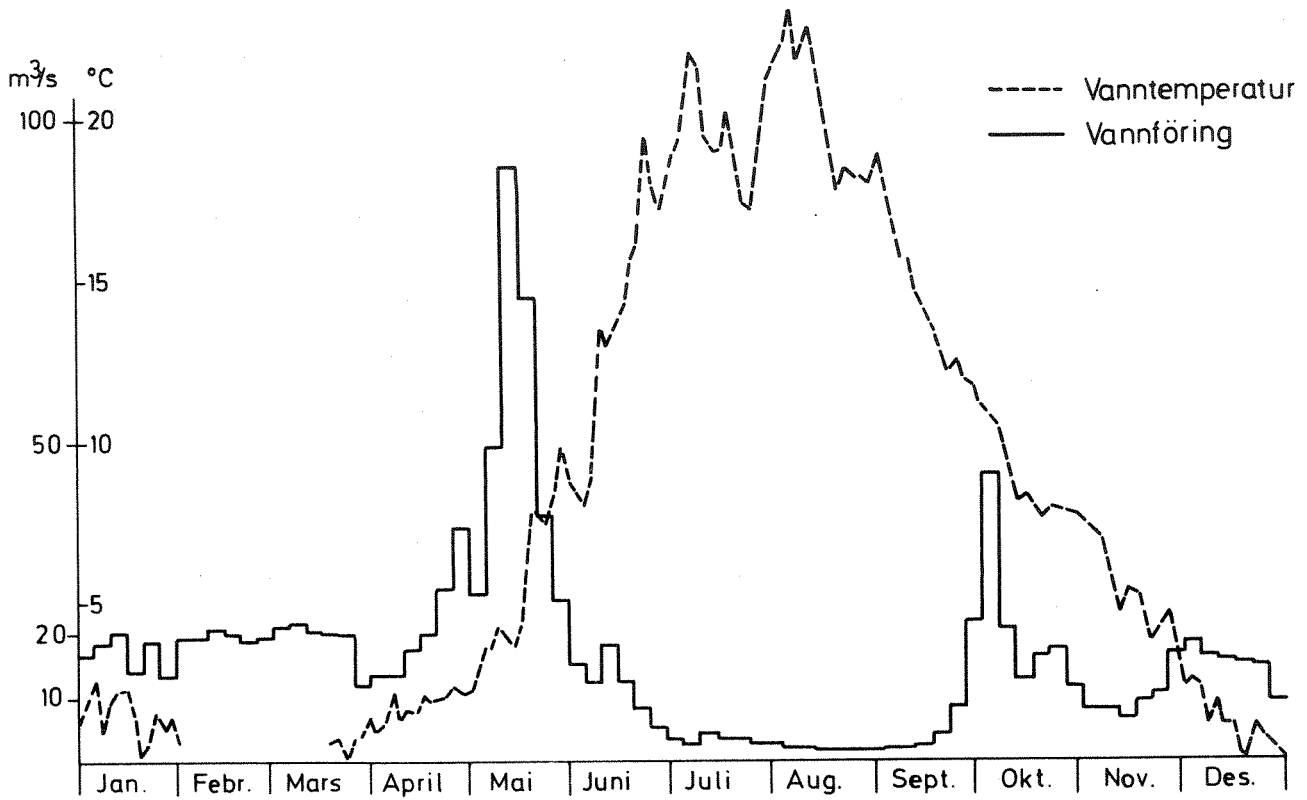


Fig. 19. Bøelva. Pentadeverdier for vannføring ved Hagadrag og vanntemperatur ved Oterholt. Observasjoner fra 1. januar til 31. desember 1976.

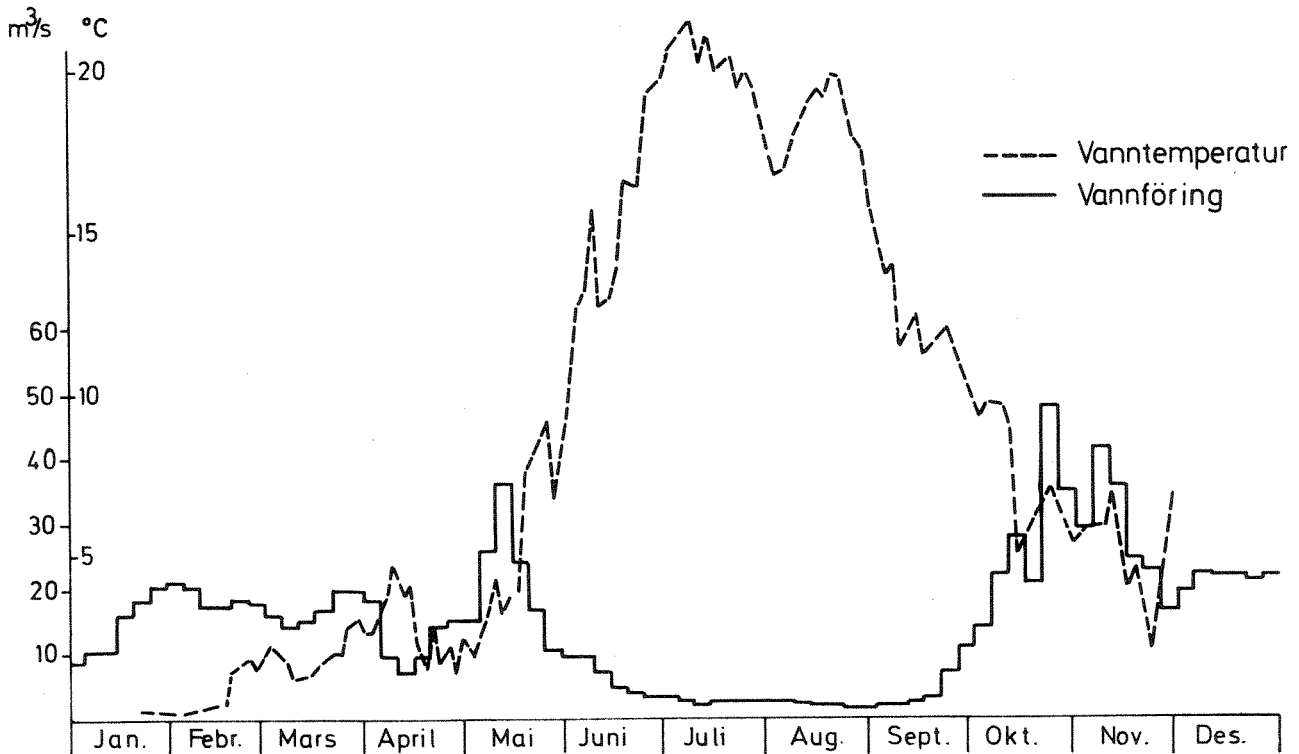
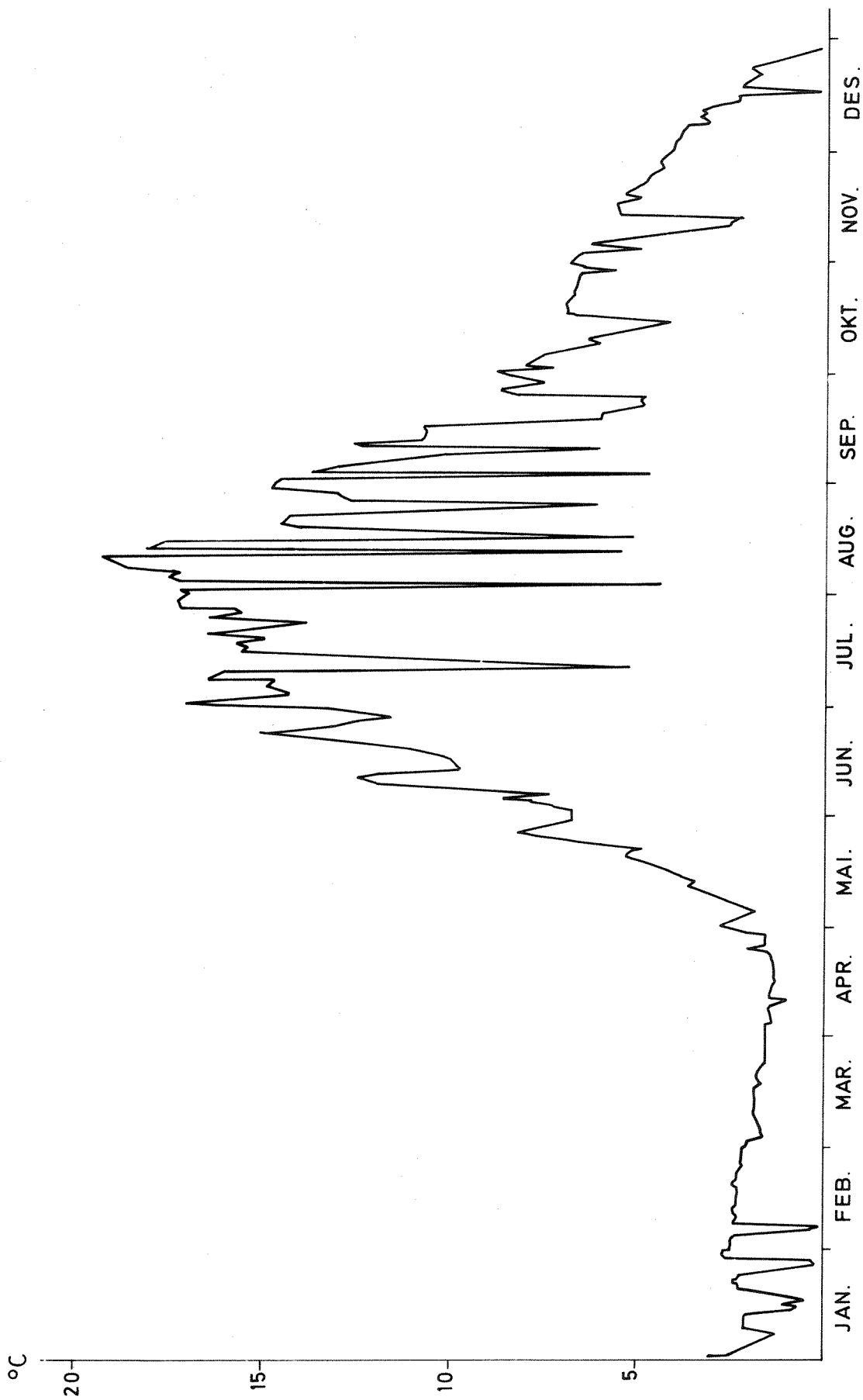


Fig. 20. Vanntemperatur i Flatdalsåi ved utslipp fra Sundsbarm Kraftverk.
Observert i 1975.



vil frost og ispåvirkning være mer utpreget sammenliknet med forholdene før reguleringen (Kanavin 1975). Om sommeren kan oppvarmingen av vannmassene lage problemer for enkelte organismer. Temperaturen i vannmassene er en avgjørende eller modifierende faktor med hensyn til utfoldelse av spesielle livsytringer (fenologiske forhold). Det er vanlig at temperaturen alene, eller sammen med f.eks. lyspåvirkning er utløsende faktor for forplantningen til enkelte dyrearter. Dyr gyter ofte ved en bestemt temperatur eller etter en bestemt temperaturforandring. En forskyvning av mønsteret for temperaturens årstidsvekslinger i vassdragene som er influert av Sundsbarmreguleringen, vil derfor ha konsekvenser for fenologiske forhold.

I enkelte perioder med stor sommervarme i 1975 og 1976 ble det registrert omfattende fiskedød i Morgedalsåi og i Daleåi. Auren hadde samlet seg i kulper og hølør som var tilbake i elveleiet og fisken viste tydelig fysisk svekkelse. Det var stor dødelighet. Årsaken til tilstanden var en kombinasjon av belastning med organisk stoff (nedbrytning) og høy vanntemperatur. Hvis en art lever under stress fra en eller flere begrensende miljøfaktorer, reduseres dens evne til å tåle ekstreme temperaturer (McLeese 1956, Bass 1978). Noen temperaturer observert i vann og luft under en aktuell situasjon med fiskedød - 5. august 1975 - er fremstilt grafisk i figurene 16 og 17. Optimaltemperatur og letaltemperatur (dødelighetstemperatur) for aure (Fry et al. 1946) er tegnet inn til jevnføring. Det er fastslått at temperaturer over 20°C er ugunstig for aure (Sømme 1941) og kan bli kritisk for fiskens overlevning. I fiskeribiologisk sammenheng regnes 20-21 °C som den øvre praktiske temperaturgrense for trivsel av laksefisk (EIFAC 1968).

I de grafiske fremstillinger fig. 18 og 19 er det for Bøelva tegnet inn observasjoner av vanntemperaturer ved Oterholt og pentadeverdier for vannføring ved Hagadrag-vannmerket for 1975 og 1976. Begge disse årene ble det registrert svært høye temperaturer i vannmassene. Såvel i juli som august var det perioder med episoder som var kritiske i fiskeribiologisk sammenheng. Det er kombinasjoner av høy vanntemperatur og forurensningsbelastning som er farlig (EIFAC 1968).

Uregelmessigheter i slipp av vann fra reguleringsmagasinet i Sundsbarmvatnet kan medføre raske endringer i vanntemperatur. Den grafiske fremstilling i figur 20 viser observasjoner i løpet av 1975 av temperaturer i Flatdalsåi ved utslippet fra Sundsbarm Kraftverk. Under vintersituasjonen er det gjennomgående målt høye vanntemperaturer, det er da relativt få avbrudd i kraftstasjonens drift registrert som markerte temperaturendringer. Om sommeren er det med mellomrom situasjoner med tydelige temperatursenkninger som følge av utslipp av magasin vann. Det kan dreie seg om plutselig temperaturfall på 7-8°C. Disse vannmassene vil kjøle vassdragsavsnittet nedstrøms utslippstedet og nærområdet i Seljordvatn. Det er vanlig regnet med at plutselige variasjoner i temperatur er ugunstig for utvikling av organismer (Hedgpeth et al. 1969) og biologiske forhold i vassdrag. Både under sommer- og vintersituasjon er fisk ømfintlig for slike påvirkninger (EIFAC 1968).

I sammenheng med den rekreasjonsmessige bruk av vannområdet ved Seljord er det ulemper forbundet med raske temperaturendringer i vannmassene.

7. VANNTYPER OG KJEMISKE FORHOLD

De kjemiske undersøkelsene ble utført for å gi en beskrivelse av den fremherskende vannkvalitet i vassdragene. Det er nødvendig å ha et godt kjennskap til de kjemiske miljøfaktorer for å kunne vurdere biologiske forhold og organismeutvikling.

Organismene reagerer på helheter av kjemiske miljøfaktorer; et kompleks av betingelser må være oppfylt for at en art kan utvikle seg på en vokseplass. Er en enkelt av disse betingelser ikke adekvat representert, er det nok til å utelate arten fra en slik lokalitet. Er miljøfaktoren nær minimums- eller maksimumsgrensen, er den en begrensende faktor for artens utviklingsmuligheter på stedet. På lokaliteter i vassdraget er det imidlertid som regel flere begrensende faktorer som gjør seg gjeldende. Under slike forhold vil alle miljøfaktorer som opptrer med verdier avvikende fra optimum, influere på organismesammfunnene og være medbestemmende for individenes kondisjon.

Det bør ikke trekkes for detaljerte konklusjoner ut fra de hydrokjemiske målingene som er gjort. Et vesentlig større antall måleserier ville vært nødvendig om et mer fullstendig bilde av vassdragenes hydrokjemiske forhold skulle fremstilles.

Noen karakteristiske verdier for hydrokjemiske faktorer er stilt sammen i tabell 10. De utvalgte data er ment å gi en hovedsakelig beskrivelse av vanntypene i vassdragene Sundsbarmreguleringen omfatter.

Alle vannforekomstene hadde gjennomgående et elektrolyttfattig vann, det vil si at vannmassene hadde et lavt saltinnhold. Saltene tilføres vannet med nedbøren, gjennom erosjonsprosesser i nedbørfeltet og ved forurensninger. I de aktuelle nedbørfelt er det særlig de løse jordlagenes beskaffenhet som sammen med berggrunnens geologiske egenskaper er bestemmende for vannets ionesammensetning.

Verdiene for den spesifikke elektrolytiske ledningsevne var i god overensstemmelse med de geologiske forhold i berggrunnen i nedbørfeltet som er dominert av harde bergarter. Saltinnholdet og særlig kalkinnholdet er viktig for vannets bufferevne. Kalsium er dessuten av spesiell biologisk interesse fordi flere organismegrupper er avhengige av vannets kalsiuminnhold for å kunne eksistere.

Vannmassene i de aktuelle vassdrag var preget av svak surhet. Surhetsgraden (pH) reguleres hovedsakelig av buffersystemet karbondioksyd - bikarbonat - karbonat. Når karbondioksydverdien øker, avtar pH-verdien, og vannet blir surere. Ved at karbondioksyd forbrukes ved algenes og vannplantenes assimilasjon, skjer det en relativ økning av bikarbonat - og karbonatverdiene; pH øker samtidig som oksygen frigjøres. Ved organismenes respirasjon og i en viss utstrekning ved nedbrytning av organisk materiale forbrukes oksygen, og karbondioksyd frigjøres. Dette medfører at pH avtar. Surhetsgraden henger også sammen med vannets saltinnhold. Jo høyere saltinnholdet er, jo mer bufret er vannet. Dette innebærer høyere og stabilere pH-verdier. I de aktuelle vanntyper - som er noe påvirket av organisk materiale (humus) - spiller dessuten humussyrene en viktig rolle for vannets surhetsgrad.

Overflatevann inneholder alltid større eller mindre mengder fargede substanser. Disse tilføres til dels fra nedbørområdet, dels er de et resultat av nedbrytning av planter og dyr som produseres i vannforekomstene. Spesielt humusstoffene, som i form av sure kolloider av organisk natur blir tilført innsjøene og vassdragene fra skog- og myrområder, brunfarger vannet i høy grad. De er derfor viktige faktorer når det gjelder vannets farge. Innholdet av fargede komponenter sammen med innholdet av organisk materiale (målt som kjemisk oksygenforbruk) karakteriserer vanntypene i vassdragene influert av Sundsbarmreguleringen som mesohumøse (Naumann 1932).

Mange organiske baser danner oppløselige forbindelser med jern (Gjessing 1964). En anrikning av jern er vanlig i overflatevann med høyt innhold av organisk stoff. Vannmassenes innhold av jern i de aktuelle vannforekomster kan betegnes som vanlige for landsdelen.

Plantenæringsstoffene (bl.a. fosfor- og nitrogenforbindelser) spiller en avgjørende rolle i vassdragenes biologiske stoffomsetning. Økning av næringssalttilførselen har i mange vassdrag gitt gjødslingseffekter som medfører redusert brukbarhet av vannforekomstene i praktisk sammenheng. Vannforekomstenes økologiske balanse kan lett forstyrres ved forurensning med gjødelstoffer. Dette lager forutsetning for tiltakende begroing og masseforekomst av enkelte organismer i vannmassene. Kjennskapet til de hydrokjemiske forhold med hensyn til konsentrasjoner og konsentrasjonsendringer av fosfor- og nitrogenforbindelser er derfor en særlig viktig forutsetning for hydrobiologiske vurderinger.

Basert på de observerte konsentrasjoner av fosforkomponenter og nitrogenkomponenter kan de aktuelle vannforekomstenes trofigrad vurderes. Skjemaet i tabell 11 er vanlig benyttet for slik klassifisering.

Når måleresultatene fra vannforekomstene som er influert av Sundsbarmreguleringen legges til grunn ved en slik vurdering, kan vannmassene karakteriseres som oligo-mesotrofe. Bare i enkelte vassdragsavsnitt og på lokale områder ble det påvist verdier som representerer eutrofe-hypereutrofe forhold (forurensningssituasjoner, se avsnitt 8.4).

Tabell 11. Klassifisering av trofigrad (Wetzel 1975).

| Trofiklasse | Total-P µg/l | Total-N µg/l |
|-----------------|-----------------|-----------------|
| Ultra-oligotrof | <5 | <200 |
| Oligo-mesotrof | 5-10 | 200-400 |
| Meso-eutrof | 10-30 | 300-650 |
| Eutrof | 30-100 | 500-1500 |
| Hypereutrof | >100 | >1500 |

Vannmassenes innhold av klorid var lavt, som vanlig for de indre deler av Telemark. Bare i de forurensningspåvirkede vassdragsavsnitt ble det funnet konsentrasjoner høyere enn 1 mg Cl/l.

8. FORANDRINGER I VANNKVALITET ETTER GJENNOMFØRING AV VASSDRAGSREGULERINGEN

Det geografiske området som Sundsbarmreguleringen berører er ikke ensartet med hensyn til naturforhold og menneskelig utnyttelse (avsnitt 3). Dette gjør at avrenningsvann til vassdragene er forskjellig med hensyn til kjemisk sammensetning i de ulike deler av nedbørfeltene. Vassdragsreguleringen - som innebærer at mengder og tidsmønster for vannføringen er endret på de enkelte vassdragsstrekninger - har konsekvenser for vannkvalitet og stofftransport. På vekslende måte i regional og tidsmessig sammenheng kommer dette til uttrykk. Noen hovedtrekk av de påviste forandringer skal behandles. Da forholdene i de vestlige vassdrag (Daleåi- og Morgedalsåi-vassdragene) og i de østlige vassdrag (Åmotsdalsåi - Flatdalsåi-vassdraget) likner hverandre, vil de bli omtalt i sammenheng. For Sundkilens vedkommende er det behov for en egen drøftelse. Det samme gjelder for Bøelva.

8.1 Vassdragsstrekninger med redusert vannføring

Avrenningsvann fra de høyereliggende deler av nedbørfeltene er gjennom inngrepene overført til Sundsbarmvatn-magasinet. Sammenliknet med situasjonen før vassdragsreguleringen er saltinnholdet i de nedenforliggende vassdragsstrekninger av Daleåi, Morgedalsåi og Åmotsdalsåi - Flatdalsåi blitt høyere. Dette kommer til uttrykk i konsentrasjonsendringer for kjemiske stoffer i vannmassene. I de grafiske fremstillinger, figur 21 - 23 er resultater av kjemiske analyser fra før og etter gjennomføring av vassdragsreguleringen gjengitt. Det er spesifikk elektrolytisk ledningsevne, nitrogenkomponenter og kloridinnhold som er behandlet.

Vassdragsreguleringen har medført en tydelig økning i verdiene for spesifikk elektrolytisk ledningsevne på vassdragsstrekningene med redusert vannføring. Som det fremgår av resultatene, er forandringen mest fremtredende for Daleåi og Morgedalsåi. Her er det påvist endringer i vannmassenes innhold av elektrolytter som tilsvaremer mer enn 10 $\mu\text{S}/\text{cm}$ som aritmetisk middel. Men også i Åmotsdalsåi - Flatdalsåi er tendensen tydelig, spesielt på vassdragsstrekningen oppstrøms Flatsjø. Vannmassenes kloridinnhold viser samtidig store forandringer i tidsrommet før og etter vassdragsreguleringen. Da klorid i liten utstrekning inngår i de biologiske stoffskifteprosesser i vannmassene, gir de observerte verdier et godt uttrykk for endringene i fortynningsforholdene på de aktuelle elvestrekninger. Variasjonsområdet for vannmassenes kloridkonsentrasjoner er hevet vesentlig, og de aritmetiske middelverdier er tilnærmet fordoblet sammenliknet med forholdene før vassdragsreguleringen ble gjennomført. Tilsvarende konsentrasjonsendringer er påvist for vannmassenes innhold av nitrogenforbindelser. Morgedalsåi fremhever seg i denne forbindelse med særlig store forandringer. Dette henger sammen med den spesielle forurensningssituasjon på elvestrekningen nedstrøms Morgedalstjønni. Vannmassenes innhold av klorider og nitrogenforbindelser står i nøye sammenheng med sivilisatorisk påvirkning av nedbørfeltene og vassdragene (se avsnitt 8.4).

Fig. 21. Spesifikk elektrolitisk ledningsevne.
Minimum - maksimum og aritmetisk middelværdi før og etter vassdragsreguleringen.

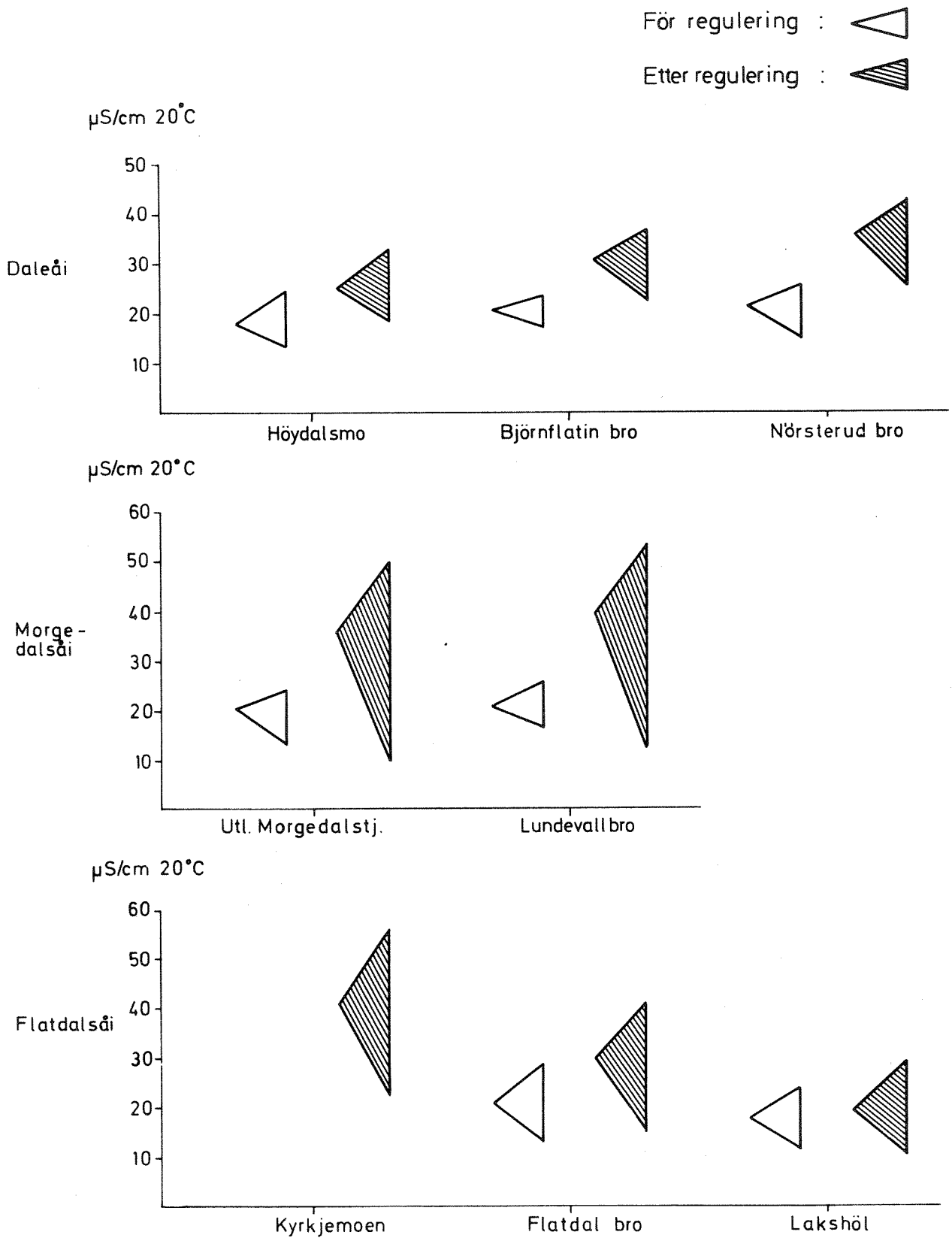


Fig. 22. Nitrogenforbindelser.

Minimum - maksimum og aritmetiske middelværdier før og efter vassdragsreguleringen.

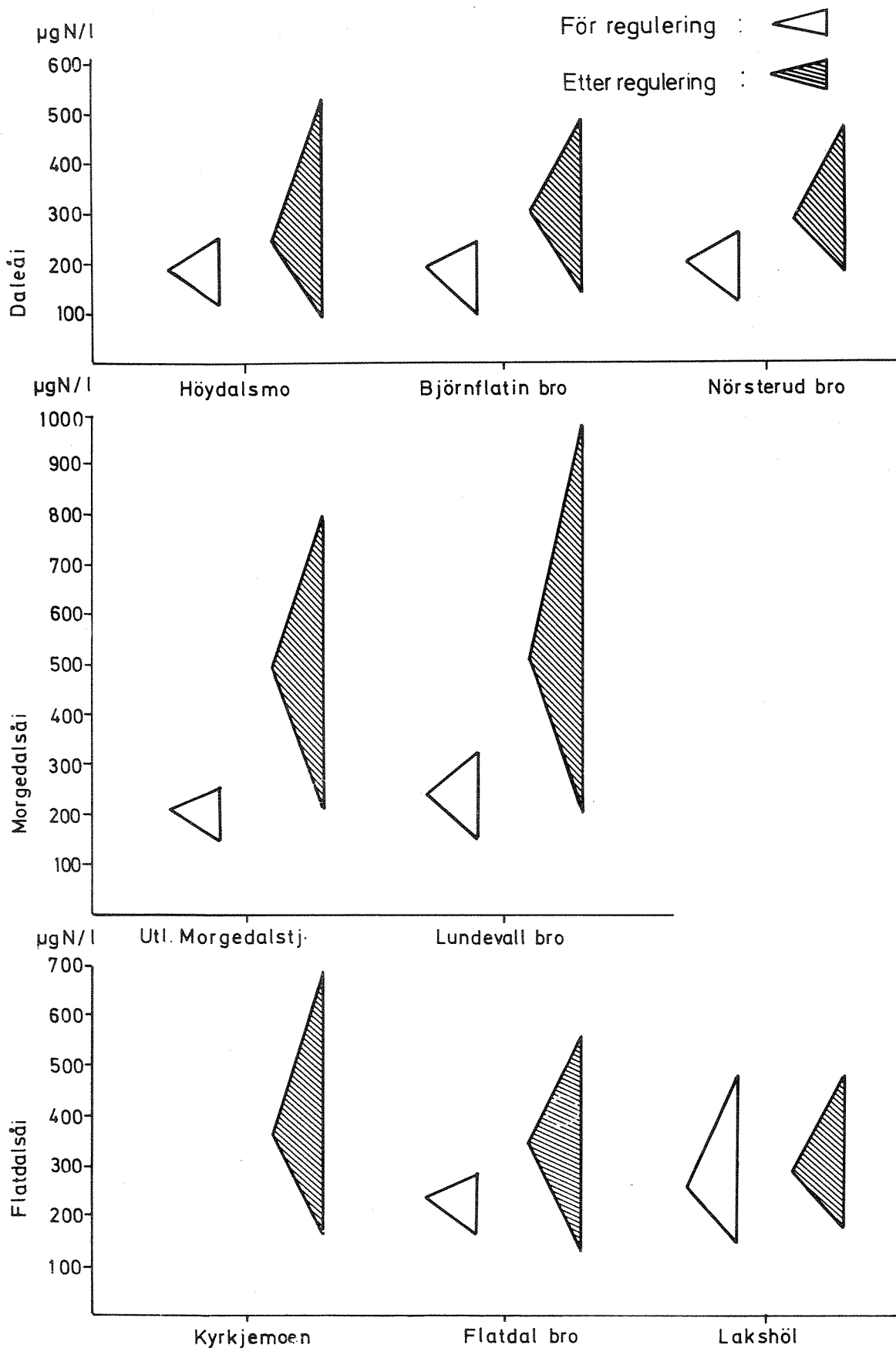
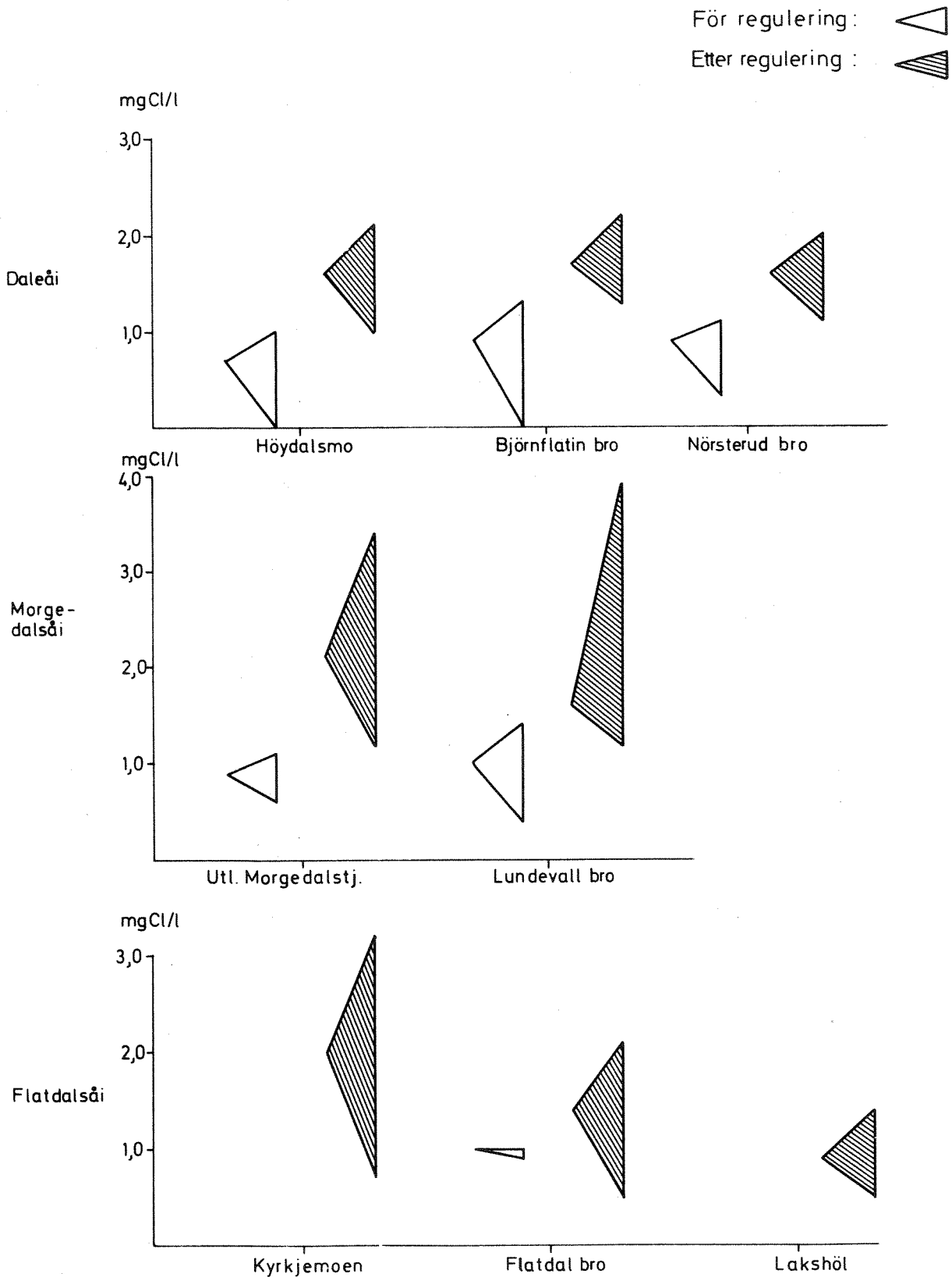


Fig. 23 Kloridinnhold.

Minimum - maksimum - og aritmetiske middelværdier før og etter vassdragsreguleringen.



Detaljerte informasjoner om vannkvalitetsendringer i de enkelte vassdrag og på de enkelte elvestrekninger fremgår av tabellene 12 og 13. Her er det gjengitt aritmetiske middelverdier av hydrokjemiske analyse-resultater ordnet i tidsrommet henholdsvis før og etter gjennomføring av reguleringsinngrepet. Observasjonsmaterialet er delvis sparsomt og det er nødvendig å være forsiktig med tolkninger ut fra de beregnede aritmetiske middelverdier. I tabellene er det benyttet parenteser om verdier hvor det foreligger for lite observasjoner til å stille opp aritmetiske middelverdier.

Det er viktig å understreke at de forandringer i vannkvalitet som fremgår ikke kan tilskrives reguleringsvirkninger alene. Samtidig med utbyggingen av Sundsbarm Kraftverk har det funnet sted utvikling av andre samfunnsvirksomheter i nedbørfeltene som delvis kan ha gitt foranledning til kvalitetsendringer i vassdragene. Det er områdene i nedbørfeltene med mer konsentrert virksomhet og boligbygging hvor vannmassene på de tilsvarende vassdragsstrekninger viser tydelige forandringer i kjemiske og biologiske egenskaper. Samvirke mellom forureningsbelastning og reguleringsinngrep kommer til uttrykk i dette forhold.

8.2 Sundkilens forhold

Et dybdekart over de indre og midtre områder av Sundkilen ble utarbeidet i 1969 (NIVA 1970 a). Dette kartet er gjengitt i figur 22. For de ytre deler av Sundkilen ble det gjort opploddinger i 1975 (Sunds-barm Kraftverk 1975).

Overflatearealet til Sundkilen er ca. $2,5 \text{ km}^2$, vannvolum ca. $33,10^6 \text{ m}^3$, største dyp ca. 50 m og midlere dyp ca. 14 m. Det samlede - opprinnelige - nedbørfelt i Sundkilen var omlag 360 km^2 . Ved Sundsbarmreguleringen er 181 km^2 av nedbørfeltet (omlag 50%) ført over mot Sundsbarmvatnet. Det feltet som er overført ligger i et høydeområde mellom ca. 615-1400 m.o.h. Sundkilens nedbørfelt etter reguleringen ligger i høydeområde mellom ca. 72-650 m.o.h. I følge isohydatkart (Sunds-barm Kraftverk 1967) er det spesifikke avløp for nedbørfeltet som inngår i reguleringsområdet $32,4 \text{ l/s/km}^2$. Da det spesifikke avløp tiltar med økende høyde over havet (Sunds-barm Kraftverk 1975), er det

Fig. 24. Dybdekart over Sundkilen.

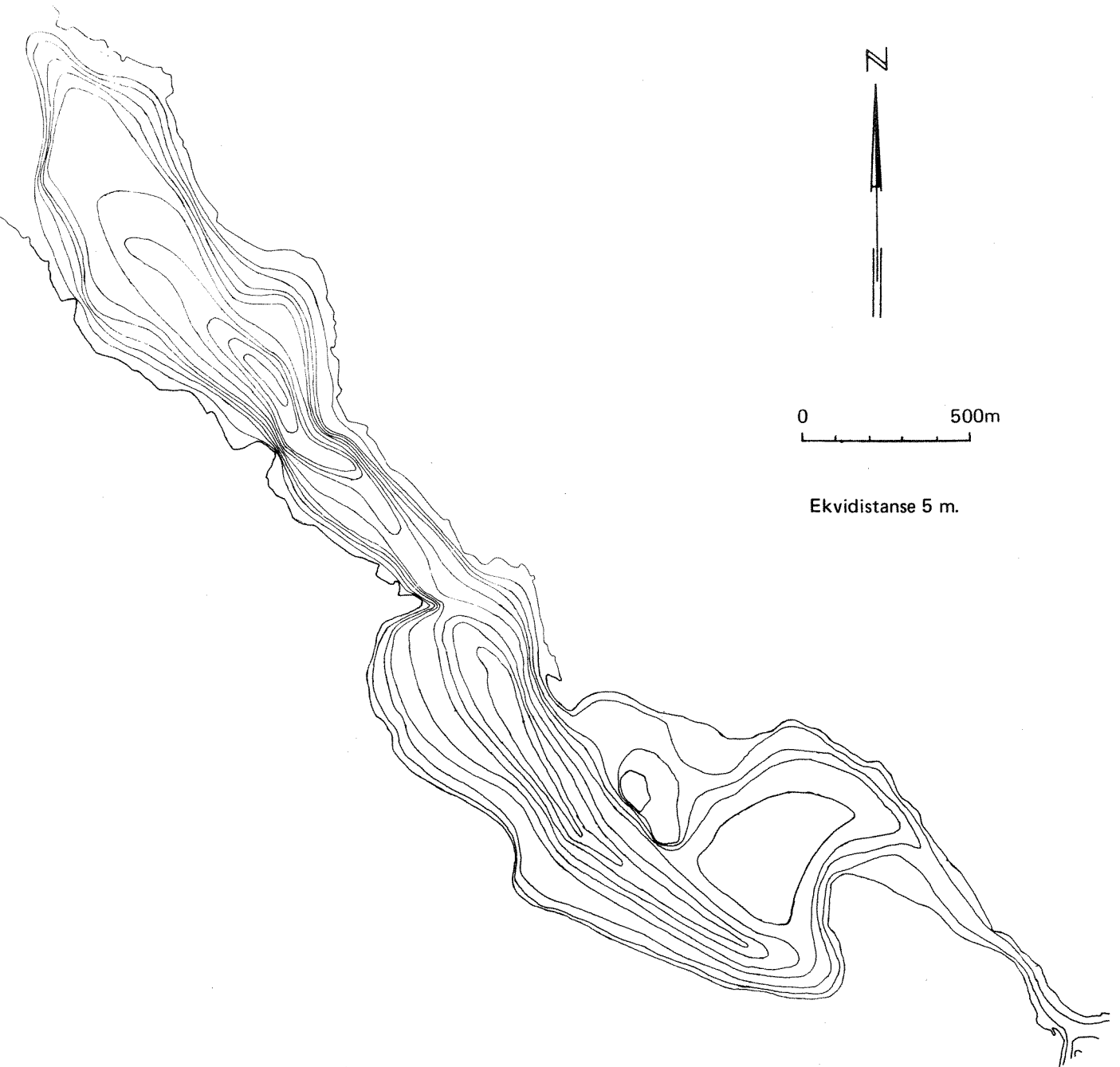
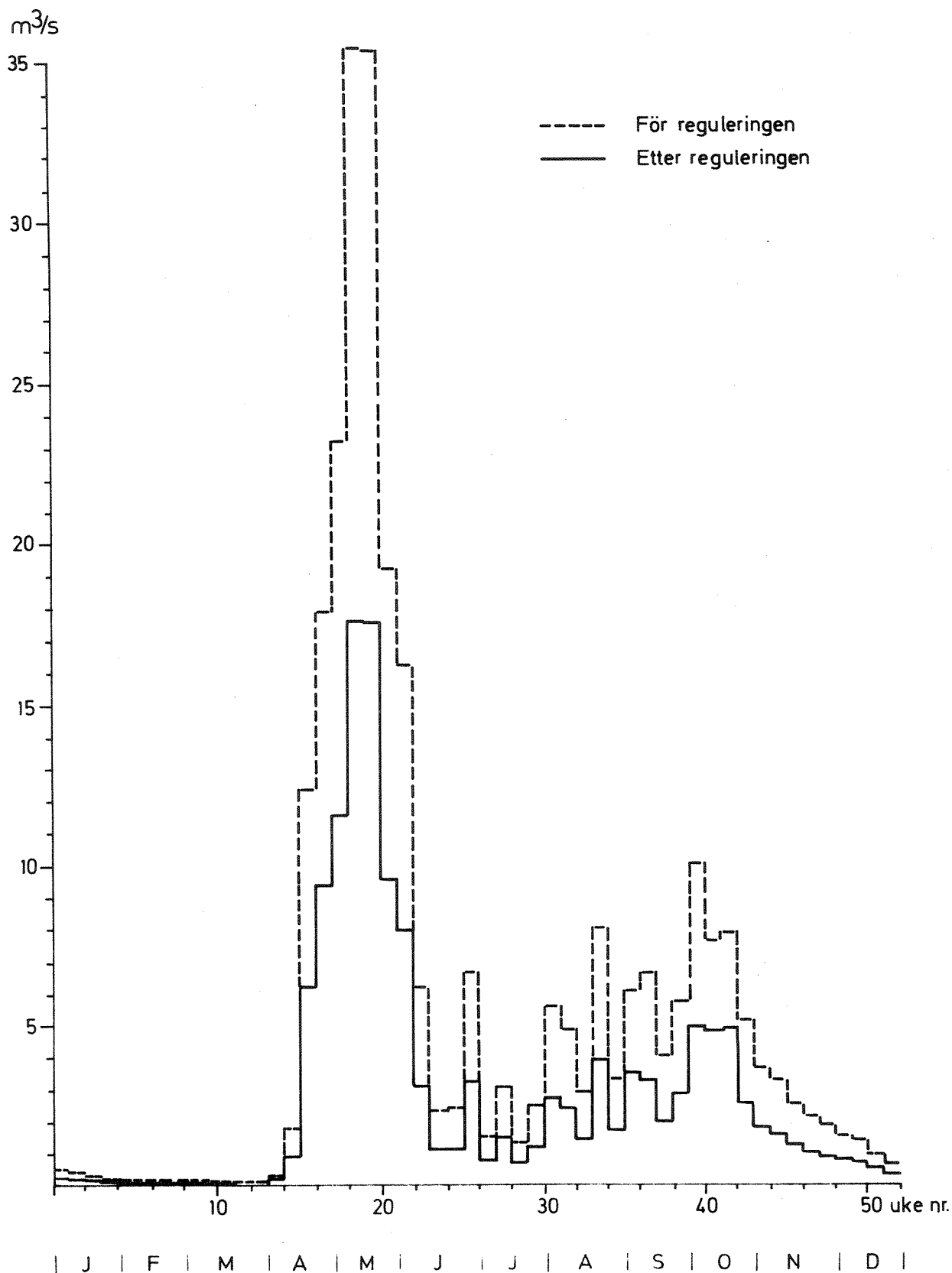


Fig. 25. Ukentlig vannføring ved utløp Sundkilen.
(Medianverdier etter Ræstad 1975)



en relativ vannrik del av nedbørfeltet til Sundkilen som er overført til de østlige vassdrag.

De hydrologiske forhold og hvordan vassdragsreguleringen innvirker på Sundkilen er utredet (Ræstad 1975). Det er påvist at restavløpet til Sundkilens utløp i Kviteseidvatn er nær det halve av naturlig avløp sett over lengre perioder (figur 25). Mellom Sundkilen og Kviteseidvatn er det ikke noe merkbart fall. Det er derfor i de fleste tilfeller tilnærmet samme vannstand i Sundkilen som i Kviteseidvatn. Vannmassene i Sundkilen representerer en typisk stagnerende innsjø. Det er ubetydelig utskifting av vann mellom Kviteseidvatn og Sundkilen under normale og fremherskende hydrologiske situasjoner.

I overensstemmelse med de hydrologiske forandringer i Sundkilen har vassdragsreguleringen også medført markerte vannkvalitetsendringer. Aritmetiske middelveier av hydrokjemiske analyseresultater for Sundkilen i tidsrommet henholdsvis før og etter gjennomføring av reguleringen er gjengitt i tabell 14. Spesifikk elektrolytisk ledningsevne, farge og klorid viser høyere verdier i Sundkilen under de rådende forhold sammenliknet med situasjonen før vassdragsreguleringen var iverksatt. Den hydrografiske tilstand under vinterstagnasjonen gir holdepunkter for å bedømme hvor omfattende forandringen er. I figur 26 er det tegnet inn vinterobservasjoner av spesifikk elektrolytisk ledningsevne, nitrogenkomponenter og kjemisk oksygenforbruk. Resultatene for perioden viser at Sundkilens vannmasser har fått vesentlig endrede kjemiske forhold. Det er imidlertid en langtidsutvikling som er innledet med inngrepet i vannføringen i vassdraget. Sundkilen har - etter det observasjonsresultatene viser - ennå ikke innstilt seg i en likevekt under det nye hydrologiske regime. Men det er grunn til å regne med at de fortsatte forandringer i vannkvalitet etter hvert blir mindre og langsommere.

Fig. 26 Vinterobservasjoner i Sundkilen.

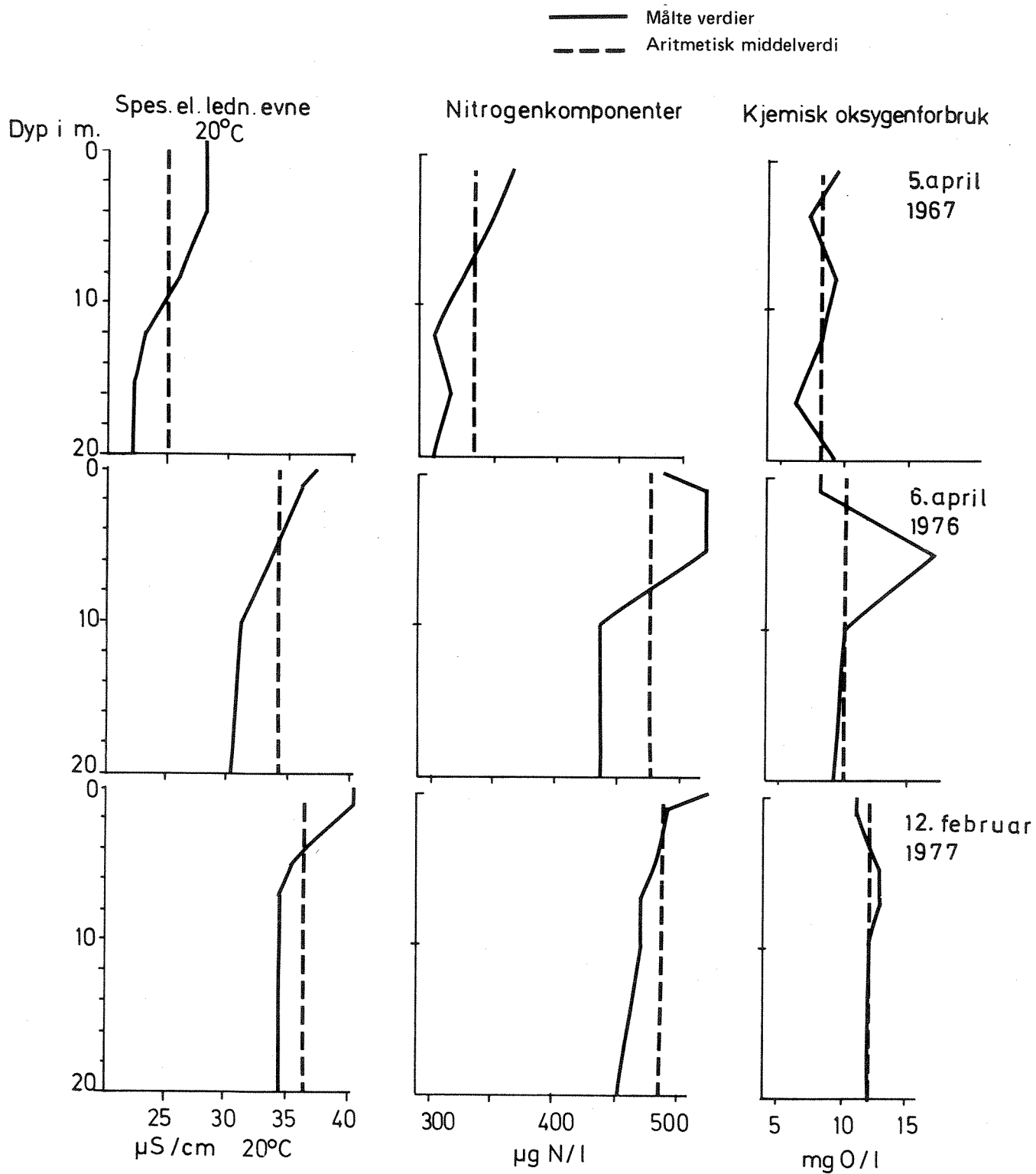


Fig. 27. Sommerobservasjoner av spes.el.ledn.evne i Sundkilen.

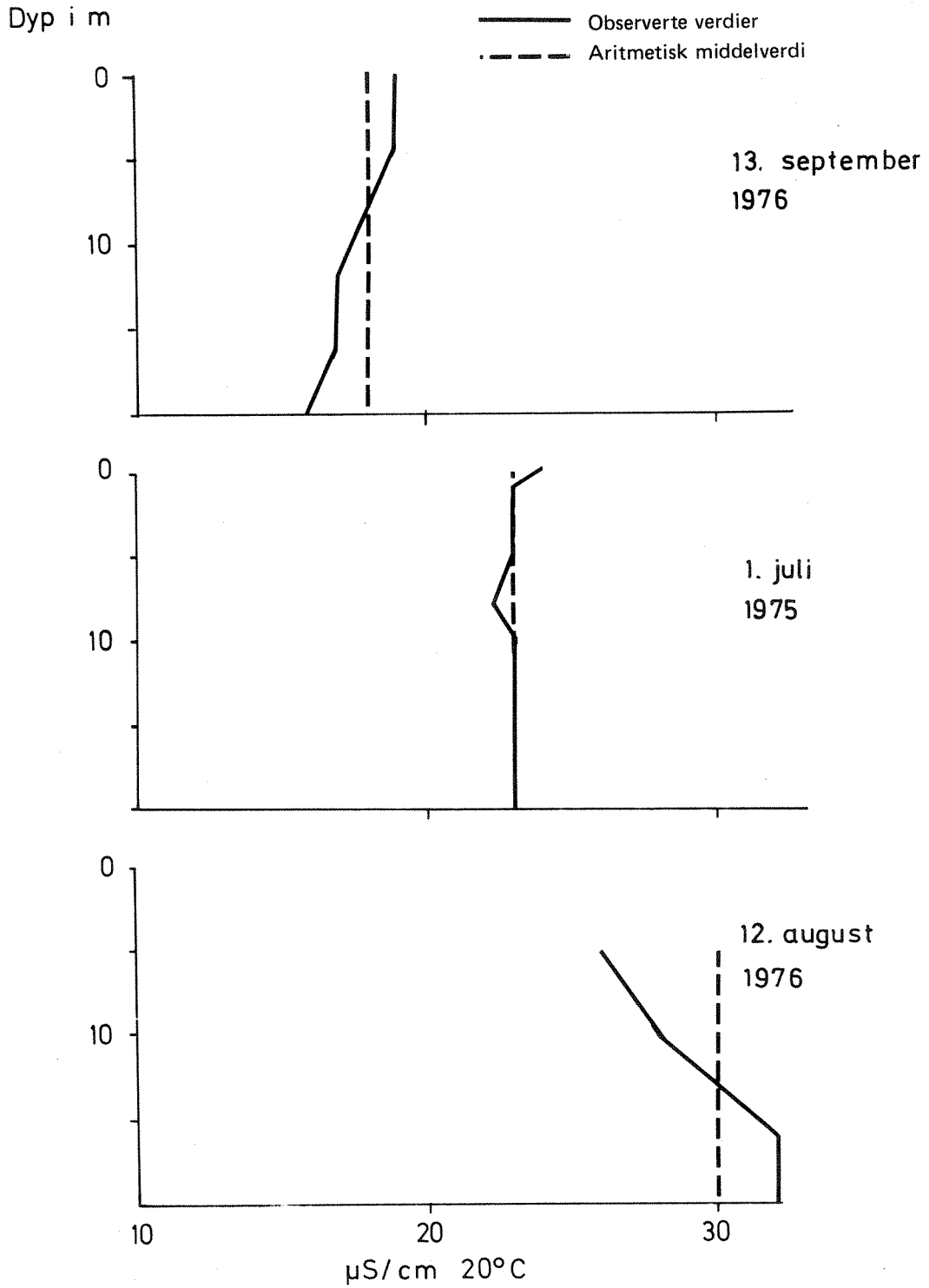
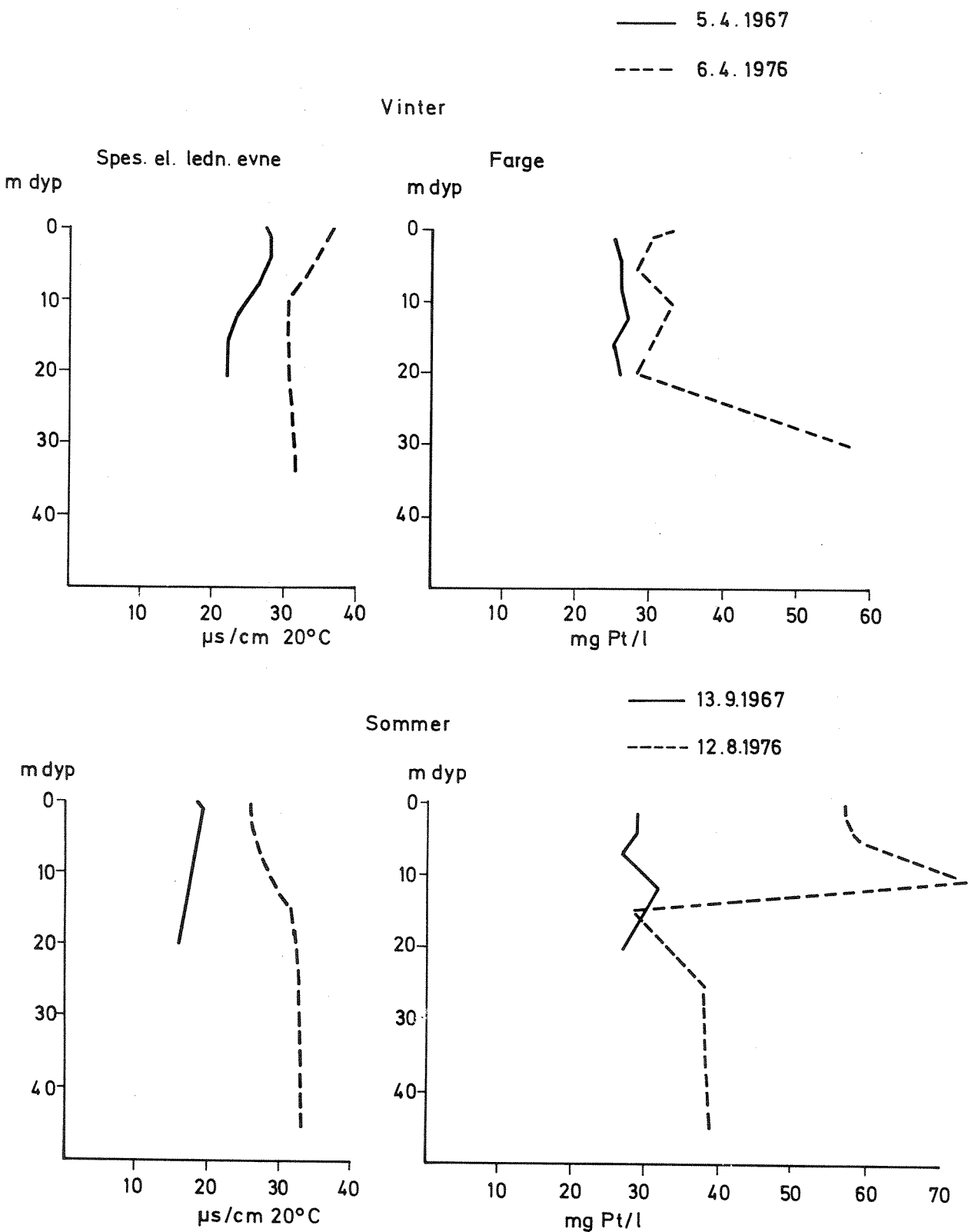


Fig. 28. Vinter - og sommersituasjon i Sundkilen, før og etter regulering.



Observasjoner av den hydrografiske situasjon i Sundkilen om sommeren gir tilsvarende holdepunkter om forandringer i innsjøens vannkvalitet (figur 27). Hydrokjemiske data fra Sundkilen 1. juli 1975 er stilt sammen i tabell 15. Vannmassene var preget av svak surhet, høye fargeverdier og lavt elektrolyttinnhold. Innholdet av plantenæringsstoffer var gjennomgående lite. Oksygenkonsentrasjonene var relativt høye, med overmetning i overflatelagene og avtakende verdier ned til 82% metning i bunnlagene. Karakterisert ut fra de kjemiske analyseresultater var vannmassene i Sundkilen av oligo-mesotrof natur (se tabell 11, avsnitt 7). I figur 28 er det gjort en sammenlikning mellom vinter- og sommersituasjonen i Sundkilen med hensyn til variasjoner i spesifikk elektrolytisk ledningsevne og farge. Det er tatt med observasjoner fra tidsrommet før og etter iverksettingen av Sundsbarmreguleringen. Det fremgår at det har funnet sted en økning i konsentrasjonsverdier. De høye verdier for farge i Sundkilens vannmasser 12. august 1976 gjenspeiler den store algemengden som var utviklet ved tidspunktet for prøvetakingen.

Tolket i sammenheng med Sundkilens biologiske tilstand (avsnitt 9.4.2) viser resultatene av de hydrografiske undersøkelser at en eutrofiering er innledet. Når bassengets utforming og de nye hydrologiske forhold i Sundkilen er tatt i betraktning, er det grunn til sterkt å understreke mulighetene som foreligger til en rask forverring av vannkvalitetsmessige forhold.

8.3 Bøelva

Etter gjennomføring av reguleringsinngrepet i forbindelse med Sundsbarm Kraftverk har vassdragsforholdene i Bøelva blitt særlig kompliserte. I den grafiske fremstilling figur 29 er det gitt informasjon om de hydrologiske endringer. Pentadeverdier for vannføring ved Hagadragvannmerke er tegnet inn for observasjonsperiodene 1944-1969 og 1973-1975. Forandringene som reguleringen har medført, kan hovedsakelig karakteriseres som en økning av vintervannføring (desember-april) og en reduksjon av sommervannføring (juli-september). Høstsituasjonen

Fig. 29. Pentadeverdier for vannføring ved Hagadrag vannmerke.
Observasjonsperiode 1944 - 1969 og 1973 - 1975.

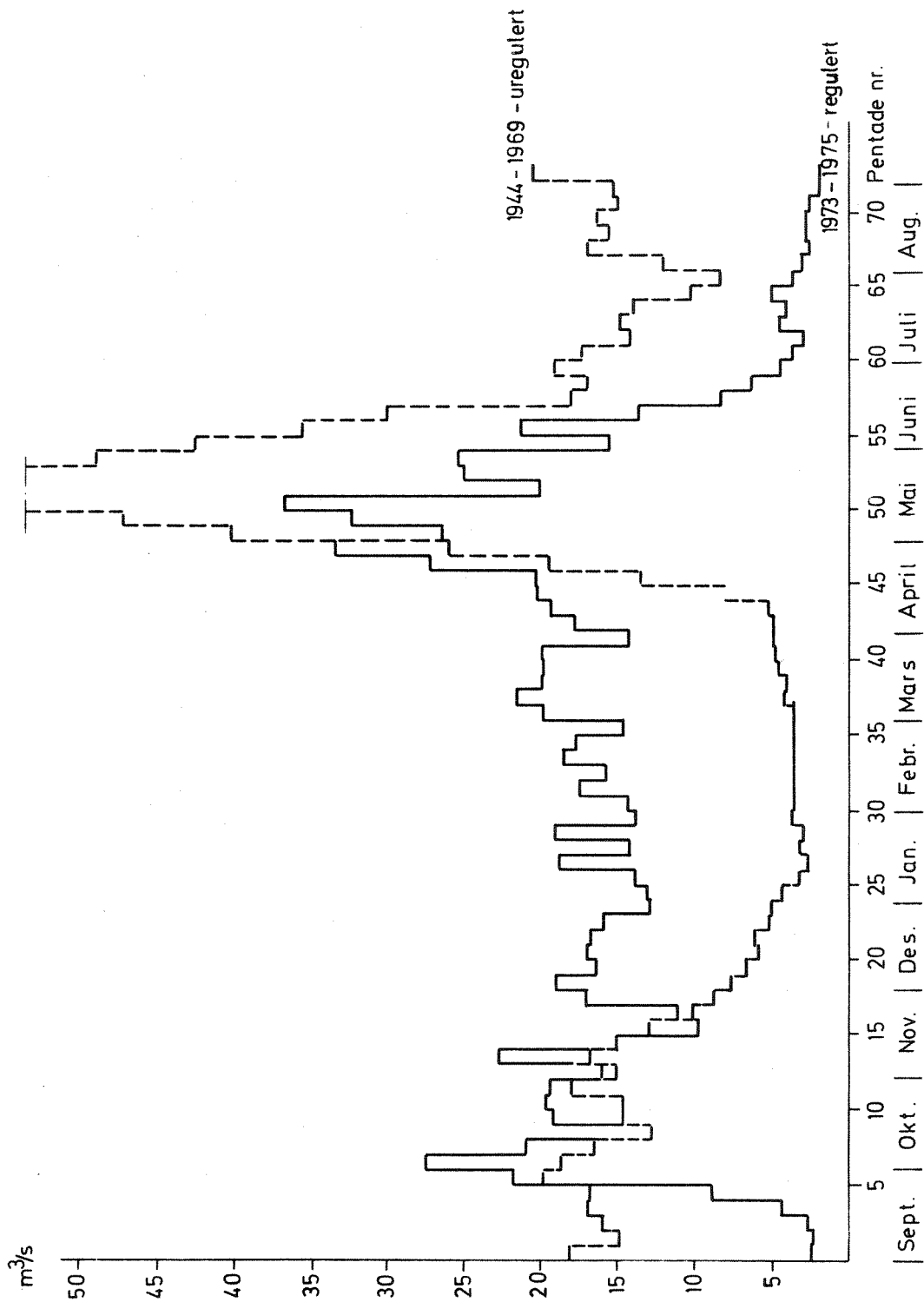
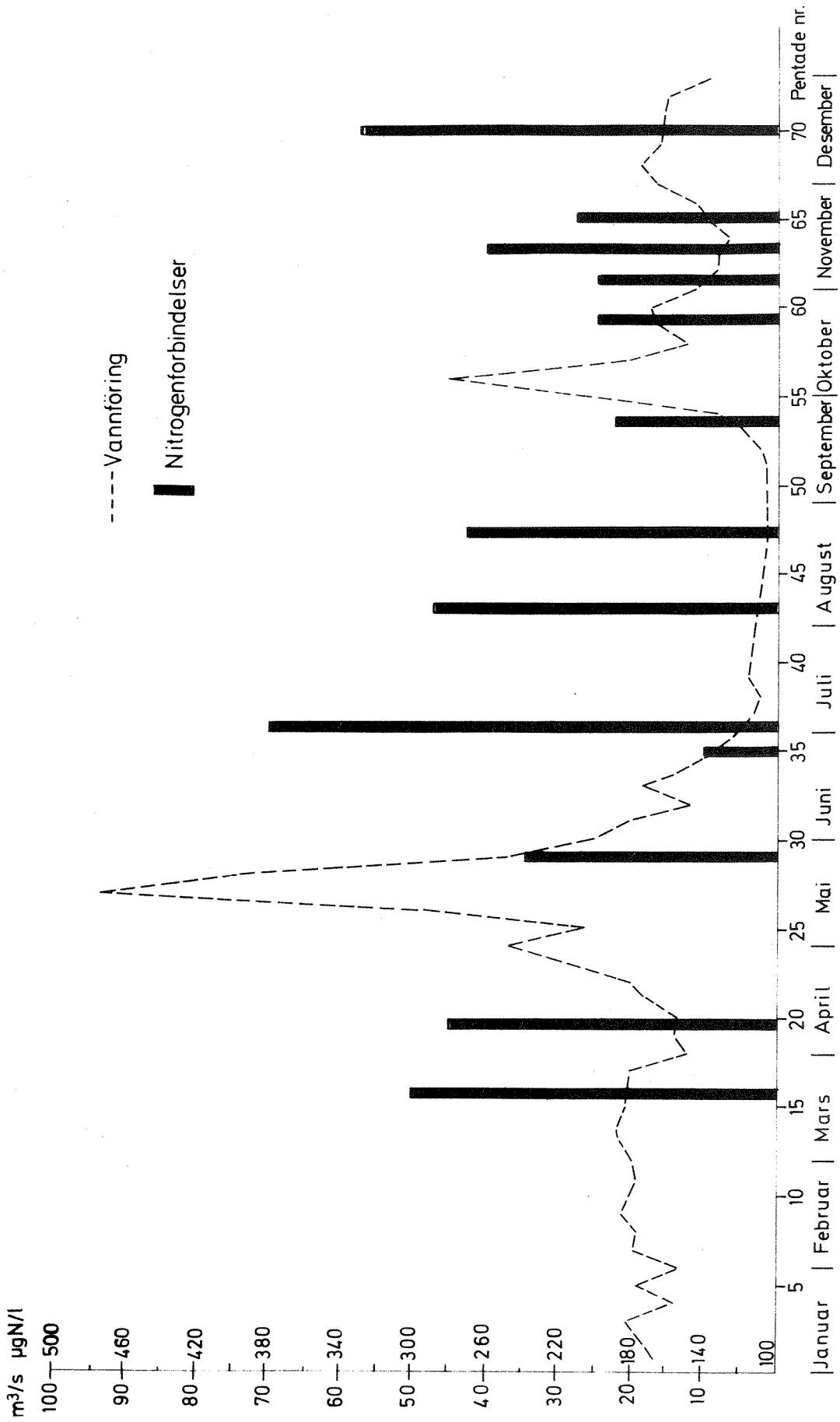


Fig. 30. Konsentrasjoner av nitrogenforbindelser og variasjoner i vannføring. Bøelva 1975.



(oktober-november) og vårsituasjonen (mai-juni) er i mindre grad endret i forhold til før reguleringsinngrepet. Imidlertid gjør det seg gjeldende variasjoner fra dette hovedmønster i de enkelte år.

Mens det i Daleåi, Morgedalsåi og Åmotsdalsåi - Flatdalsåi hovedsakelig er én effekt som dominerer - reduksjon i vannføring - er det for Bøelvas vedkommende en sammensatt situasjon dominert av effekter knyttet både til økning i vannføring og reduksjon i vannføring. Dette kommer til uttrykk i de vannkvalitetsmessige forhold.

I tabell 16 er aritmetiske middelveier av hydrokjemiske analyseresultater fra Bøelva ført opp. På årsbasis er det bare små forskjeller i vannkvalitet henholdsvis før og etter reguleringsinngrepet som fremkommer.

Det er sommerperioden (juli-september) som ut fra resipientensynspunkt medfører et ugunstig innbyrdes forhold mellom vannføring og belastning. Noen observasjoner fra Bøelva i 1975 kan illustrere dette. I figur 30 er det gitt en grafisk fremstilling av konsentrasjoner av nitrogenforbindelser og variasjoner i vannføring. Vannmassene viste gjennomgående et høyt innhold av nitrogenforbindelser i perioder med liten vannføring i vassdraget.

Analyseresultatene av vannprøvene fra de faste stasjoner i Bøelva dokumenterer at det var en økning i innhold av løste forbindelser fra øverst til nederst i vassdraget (tabell 17). Mens det var en forholdsvis liten økning fra området ved Sanda bru og ned til området ved Oterholt bru, var konsentrasjonsøkningen betydelig videre nedover i vassdraget og frem til innmunningen i Norsjø. Også dette forhold var mest fremtredende under sommersituasjon i vassdraget.

8.4 Vassdragsavsnitt med stor forurensningspåvirkning

Det er enkelte vassdragsavsnitt som er særlig influert av forurensningspåvirkninger og hvor resipientforholdene i første rekke er blitt berørt av reguleringsinngrepet. Dette gjelder i de vestlige vassdrag

Morgedalsåi på strekningen nedstrøms Morgedalstjønni, Daleåi nedstrøms Høydalsmo og Sundkilen. I de østlige vassdrag er det Åmotsdalsåi nedstrøms Kyrkjemoen og vassdragsstrekninger av Flatdalsåi og Bøelva som det gjelder.

For å illustrere hvordan vannkvaliteten har endret seg på utvalgte lokalteter på noen av disse vassdragsavsnitt er det i tabell 18 stilt sammen enkelte hydrokjemiske analyseresultater. Stigningen i konsentrasjoner av innholdsstoffer i vannmassene etter reguleringen fremgår. Forurensningsvirkninger gjør seg delvis sterkt gjeldende (se avsnitt 9.4.1). Husholdningskloakkvann og forurensning fra jordbruksvirksomhet var årsak til belastningen som gjenspeiles i analyseresultatene.

Med tiltakende forurensningsbelastning av et vassdrag vil det bli konsentrasjonsøkninger i vannmassene for en rekke innholdsstoffers vedkommende. Hvis belastningen opprettholdes, mens fortynningsmulighetene (mindre vannføring) blir dårligere, vil også konsentrasjonsøkninger finne sted. Sammenliknet med et upåvirket vassdrag vil i slike tilfeller maksimalverdier for kjemiske innholdsstoffer øke og konsentrasjonsområdet forbindelsene variere innenfor, bli større.

I det foreliggende observasjonsmaterialet kan klorid og nitrogenkomponenter hensiktsmessig brukes til å belyse utviklingen. Klorid er et egnet stoff til å bedømme forandringer i belastning med forurensninger i vassdrag (Wetzel 1975). Tiltakende menneskelig virksomhet i nedbørfelt følges gjerne av økende kloridkonsentrasjoner i resipientene. Samtidig er kloridkonsentrasjonen i ubetydelig grad influert av biologiske selvrensingsprosesser. Når det gjelder nitrogenkomponenter i vannmassene, er de nøye knyttet til organismeaktivitet og gjenstand for årstidsvekslinger i denne sammenheng. Øking i konsentrasjon av nitrogenforbindelser i vannresipientene finner sted i nær takt med tiltakende menneskelig virksomhet i nedbørfeltene (Bolin et al. 1977). På samtlige av vassdragsstrekningene som betraktes (tabell 18, er det påvist betydelige forandringer i konsentrasjoner til klorid og nitrogenkomponenter etter gjennomføring av reguleringsinngrepet.

Selv om det ventelig har funnet sted en samtidig, viss øking i forurensningsbelastning til disse resipientene i det aktuelle tidsrom, er det tydelig at reduksjonen i vannføring er en vesentlig faktor som direkte og indirekte har resultert i den nye hydrokjemiske situasjon på disse vassdragsstrekninger.

9. VASSDRAGENES ORGANISMELIV

En regulering av et vassdragssystem innebærer at vannføring, strømforhold, vannstand og temperatur blir forandret. Dette har konsekvenser for kjemiske og biologiske forhold. Organismesamfunnene reagerer med artsmessige og mengdemessige forandringer.

9.1 Orientering om undersøkelsen - begrensninger og forbehold

Det er en vanskelig oppgave å utrede de biologiske forhold i et så stort geografisk område som de aktuelle elvesystemer utgjør. En vitenskapelig beskrivelse av de organismesamfunn som vassdragene rommer, ville fordre innsats av en rekke spesialister i botanikk og zoologi. Det har derfor vært nødvendig å konsentrere arbeidet om en begrenset registrering av vassdragenes organismeliv rettet mot en resipientbedømmelse innenfor rammen av opplegget som den praktiske problemstilling satte.

En regulering av et vassdragssystem kan medføre dyptgripende endringer av hydrografiske og biologiske forhold. For å vurdere dette nærmere er det viktig å skaffe fram et godt basismateriale som belyser de biologiske systemer i de berørte vassdrag. Et viktig ledd i arbeidet er observasjoner av organismesamfunnenes sammensetning og mengdemessige forekomst. De biologiske prosesser og den mengdemessige utvikling av organismer har betydning for vassdragets brukbarhet for ulike formål (resipient - selvrensing). Små endringer i miljøet kan virke inn på organismesamfunnenes artsmessige sammensetning (diversitet) og deres mengdemessige forekomst, ofte før det er mulig å registrere dette på annen måte.

Organismene i et vassdrag fordeler seg mellom samfunn knyttet til et underlag (benthos) og samfunn som lever i de fri vannmasser (plankton og nekton). Det er imidlertid stadig et bidrag fra de benthiske samfunn til en drift av organismer og organismefragmenter med et strømmende vann. Etter den innsamlingsmetode som brukes ved undersøkelser

av partikkeldriften, er det hensiktsmessig å betegne denne komponent for seston - det som lar seg filtrere fra vannet. Vannmassene i et vassdrag har et naturlig innhold av seston (uorganiske partikler, organiske partikler og organismer). Gjennom utslipp av forurensninger og ved virksomhet i nedbørfeltene kan sammensetting og mengde av seston bli forandret. Både direkte og indirekte har innholdet av seston stor betydning for vannets brukbarhet til ulike formål. Innholdet av seston i vannmassene varierer meget med tiden. Det er en sammenheng mellom sestoninnhold og vannføring, men det er ikke noe enkelt avhengighetsforhold. Gjennom observasjoner av seston avklares betydningen av nærtransport og langtransport av partikler samt betydningen av organismer og dødt materiale (Lindstrøm et al. 1975).

Benthiske samfunn er bundet til et bestemt område av vassdraget. Organismene knyttet til disse samfunn, lever omgitt av strømmende vannmasser som varierer i kjemiske og fysiske egenskaper omkring et gjennomsnitt som er karakteristisk for det aktuelle sted i vassdraget. Vassdragets benthos er satt sammen av primærprodusenter, konsumenter og destruerter. Det vil være en varierende artssammensetning både kvalitativt og kvantitativt, avhengig av miljøforholdene på de ulike avsnitt i vassdraget. Den mengdemessige utvikling av autotrofe og heterotrofe organismer i de benthiske samfunn benyttes ved en vurdering av vannmassenes belastning med forurensninger. Ved siden av dette er den kvalitative sammensetning av samfunnet viktig ved den biologiske bedømmelse av vassdragstilstander. Det er et omfattende arbeid å fremstille et representativt materiale for et vassdrags organismsamfunn og analysere det med kvalitative og kvantitative metoder. Bare en første, grov tilnærming har vært praktisk mulig ved disse undersøkelser.

Det er forholdsvis kort tid fra reguleringsinngrepene tok til å virke og til undersøkelsene fant sted. Ennå vil det tildels ikke være utviklet tilstander og forhold som kan få betydning for vassdrag og bruk av vannmasser. De naturprosesser som inngrepene påvirker, er til en viss grad også av langtidskarakter. Det gjelder f.eks. vegetasjonsutvikling på strender og i vassdrag. Med hensyn til begroingsamfunnene med alger er det grunn til å regne med at de nå hovedsakelig har funnet sin nye utfoldelse i vassdragene Sundsbarmreguleringen omfatter.

Den meteorologiske situasjon i undersøkelsesårene vil prege resultatene som er fremkommet. Det har i perioder tildels vært avvikende nedbør- og temperaturforhold fra normalen - se tabell 5 og 6 - under gjennomføring av feltundersøkelsene (Wingård et al. 1976). Imidlertid har prøvetakingen vært utstrakt over tid, og det er gjort iakttakelser under vekslende tilstander i vassdragene gjennom årstidene. Dette innebærer at det er et forholdsvis omfangsrikt og detaljert biologisk observasjonsmateriale som ligger til grunn for bedømmelsen.

9.2 Vekstforsøk med alger

Bruk av alger som testorganismer i kulturforsøk ved undersøkelser av vannkvalitet har lenge vært benyttet ved Norsk institutt for vannforskning. Algene representerer en vesentlig andel av primærprodusentene i vassdragene. En økt algevekst er gjerne nøye knyttet til utviklingen mot eutrofe forhold gjennom belastning med plantenæringsstoffer. Forrådet av biologisk tilgjengelige næringsstoffer er en hovedfaktor som bestemmer mengden av algevekst på en lokalitet (Fogg 1965).

Vassdragene som er influert av Sundsbarmreguleringen spenner over et stort variasjonsområde når det gjelder biologisk vannkvalitet. Det kan være av interesse å gjøre en regional sammenlikning for å vurdere hvor de aktuelle vanntypene befinner seg med hensyn til eutrofigrad (vannmassenes evne til å underholde algevekst). I tabell 19 er karakteristiske resultater av vekstforsøk med vannprøver fra de undersøkte vassdrag stilt sammen med utvalgte resultater fra andre norske vassdrag. Som det fremgår, ligger algevekstpotensialet i vassdragene som betraktes, gjennomgående i området $<10 \cdot 10^6$ celler /l. Det kan understrekes at det er næringsfattige vanntyper med vekstpotensial i intervallet $1-5 \cdot 10^6$ celler/l som er fremtredende i dette geografiske området. Bare på sterkt forurensede lokaliteter (f.eks. Morgedalsåi - utløp Morgedalstjønni, Bøelva - nedstrøms Bø) er det funnet høye verdier for algevekstpotensial.

Undersøkelsene av vekstbegrensende plantenæringsstoffer ga som resultat at fosfortilsetning stimulerte algeveksten så godt som i alle vannprøver. Men utslagene var noe forskjellige på de enkelte lokaliteter. En kombinasjon av nitrogen og fosfortilsetning, eller komplett næringsløsning, ga i alle tilfelle høyere celleutbytte enn når den samme konsentrasjon av fosfor ble satt til alene. Vekstforsøkene med alger viste klart at fosfor var det primært begrensende næringsstoff i disse vassdragene. Bare i spesielle tilfeller (f.eks. vannprøver fra Morgedalsåi - utløp fra Morgedalstjønni) ble det påvist at nitrogen var primært begrensende næringsstoff.

Forholdet mellom innhold av nitrogen- og fosforforbindelser i algeceller varierer i området 20-10:1 (Lund 1970). Kulturforsk med alger og erfaringer fra feltundersøkelser har vist at når forholdet mellom total-N : total-P i vannmassene er ≥ 17 så er algeveksten begrenset av fosfor. Er forholdet mellom total N : total-P ≤ 10 er det nitrogen som er vekstbegrensende for alger (Claesson 1978). Beregnes tilsvarende forholdstall mellom nitrogen og fosfor ut fra de kjemiske data fra vassdragene influert av Sundsbarmreguleringen fremkommer resultatene i tabell 20. På årsbasis er forholdstallet høyt. Dette indikerer at fosfor er gjennomgående begrensende plantenæringsstoff for algevekst. Men det fremgår også at på visse lokaliteter (de sterkest forurensningsbelastede) kan forholdstallet bli så lavt at nitrogen må bedømmes som begrensende næringsstoff for algevekst.

Tabell 20. Beregnete forholdstall mellom total-N og total-P.

| Vassdrag | N/P Årsbasis | N/P Variasjonsområde | Lokalitet for laveste verdier |
|-------------|-----------------|-------------------------|----------------------------------|
| Daleåi | 42 | 13 - 98 | Høydalsmo |
| Morgedalsåi | 32 | 4 - 130 | Utløp Morgedals- tjønni |
| Flatdalsåi | 68 | 16 - 160 | Kyrkjemoen |
| Bøelva | 51 | 8 - 112 | Innløp Norsjø |

9.3 Sestonobservasjoner

Sestonverdiene ved prøvetakingsstasjonene er fremstilt som månedsmiddelverdier i tabell 26. Sestoninnholdet var i alminnelighet lavt og viste forholdsvis små variasjoner. De høyeste verdiene ble observert i april og mai 1970. Gravearbeider ved vassdraget medførte på dette tidspunkt større partikkeltransport i vannmassene. De laveste sestonverdier er funnet om vinteren. Gjennomgående var det så lite planktoninnhold i vannet at det ikke preget materialet på sestonfilterne. Løsriving av begroing og andre organismer fra elveleiet var av beskjedent omfang. Kiselalger hadde regelmessig forekomst i sestonmaterialet.

Det var tidlig fryktet at bruken av Sundsbarmvatn som magasin for kraftverket ville medføre større partikkelbelastning av vannmassene. Den store reguleringshøyde i kraftverksmagasinet laget en ny erosjons-situasjon i strandområdene med mulighet for utrasninger av løsmateriale. Observasjoner av seston i utløpet fra Sundsbarm Kraftverk har vist at det ikke finner sted noen slik usedvanlig partikkeltransport med vannmassene ut fra Sundsbarmvatn.

De aktuelle vassdragsstrekninger var hovedsakelig preget av blankt vann med lite partikkelinnhold. Med bakgrunn i resultatene fra sestonobservasjoner kan det fastslås at vassdragsreguleringen ikke nevneverdig har endret på dette forhold.

9.4 Algesamfunn og begroing

Det er en rekke miljøfaktorer som har betydning for utviklingen av alger i et vassdrag (Fogg 1965, Hynes 1970). Til de viktigste hører temperatur, lys, strømforhold, substrat, vannkjemi og beiting av dyr. Algene har en vekslende utvikling gjennom årstidene og med endringene i de meteorologiske forhold. En vassdragsregulering vil direkte og indirekte ha konsekvenser for så godt som alle de avgjørende miljøfaktorer og deres innbyrdes sammenheng. Påvirkningene vil gjøre seg forskjellig gjeldende i innsjøer og på elvestrekninger.

9.4.1 Begroing i strømmende vann

Resultatene av observasjonene av algebegroing i de aktuelle vassdrag før gjennomføring av reguleringsinngrepet er behandlet i tidligere rapporter (NIVA 1969, 1970 og 1971). Det vises til disse fremstillinger for mer detaljerte opplysninger.

Noen hovedtrekk angående begroingsforholdene kan sammenfattes. En artsrik og frodig vegetasjon av begroingsalger har forekomst i de undersøkte vassdrag. Under den biologiske analyse av begroingsprøvene ble omlag 60 arter alger systematisk behandlet. Dette antall ville økt betydelig ved et grundigere identifiseringsarbeide.

I tabell 22 er det vist artsantallet innenfor hver algeklasse i begroingssamfunn på utvalgte vassdragsstrekninger. Artene med størst mengdemessig forekomst ble identifisert. Artsantallet varierte mellom 27 (Åmotsdalsåi, Åmot-Kyrkjemoen) og 50 (Bøelva, Hegna-Sanda).

Den store artsrikdom i Bøelvas øvre løp har sammenheng med den såkalte "utløpseffekt". Det er velkjent at utløpsosene til innsjøene viser en rekke spesielle forhold med hensyn til utvikling av organismsamfunn. Organismesamfunnene har forskjellige livsvilkår i en utløpsos sammenliknet med elvestrekningen lenger nedstrøms hvor det gjerne er en noe fattigere og mer ensartet algevegetasjon. Kombinasjonen av stabile temperaturer, gode lysforhold og en kontinuerlig, sikker tilførsel av næringssalter gir gode utviklingsmuligheter fra fastsittende alger. På andre vassdragsstrekninger med relativt høye artsantall i begroingssamfunnene (f.eks. Morgedalsåi, Lundevall bru og Bøelva, Manne bru) var det en eutrofierende påvirkning av vannmassene med forurensningsbelastning som gjorde seg gjeldende.

Algene som var vanlige og hadde betydelig forekomst i begroingssamfunnene er listet opp i tabell 23. Noen regionale variasjoner i algevegetasjonen kan kommenteres.

- Åmotsdalsåi, Åmot-Kyrkjemoen. Grønnalgene *Spirogyra* spp., *Zygnema* sp. og *Microspora* cf. *rufescens* var fremtredende arter i begroingssamfunnet. Enkelte blågrønnalger - f.eks. *Tolypothrix distorta* cf. var. *penicil-*

- lata* - og rødalger - f.eks. *Lemanea fluviatilis* - inngikk med betydelig biomasse. Gulalgen *Hydrurus foetidus* hadde i perioder stor forekomst.
- Flatdalsåi, Flatdal bru. Rødalger var viktige. Artene *Chantransia chalybea* og *Lemanea fluviatilis* var karakteristiske for dette vassdragsavsnitt. Av grønnalgene fremhevet *Zygnema* sp. seg med frodig utvikling. Kiselalgene var representert med store bestander av *Ceratoneis arcus* og *Tabellaria flocculosa*. Periodisk var det stor forekomst av gulalgen *Hydrurus foetidus*.
 - Daleåi, Nørsterud bru. Begroings-samfunnet var dominert av de trådformige grønnalgene *Zygnema* spp. og *Oedogonium* sp. sammen med en rekke encellede arter - f.eks. *Scenedesmus bijugatus* og *Ankistrodesmus* spp. -. Blågrønnalger var fremtredende i samfunnet med arter som *Tolypothrix distorta* cf. var. *pencillata* og *Gloeocapsa* sp.
 - Morgedalsåi, Lundevall bru. Rødalgen *Lemanea fluviatilis* var kvantitativt betydningsfull sammen med grønnalgen *Oedogonium* sp. Blågrønnalgene var frodig representert. Viktige arter var *Oscillatoria* cf. *bornetii*, *Phormidium autumnale* og *Tolypothrix distorta*. Kiselalgen *Tabellaria flocculosa* hadde et dominerende innslag i begroings-samfunnet.
 - Bøelva, Hegna-Sanda. Bestander av kiselalgen *Tabellaria flocculosa* hadde stor mengdemessig forekomst. Rødalgene *Lemanea fluviatilis*, *Chantransia chalybea* og *Batrachospermum* sp. var vanlige. Trådformige grønnalger - f.eks. *Bulbochaete* sp., *Zygnema* sp. og *Mougeotia* sp. - dannet karakteristiske innslag i begroings-samfunnet. Gulalgen *Hydrurus foetidus* hadde periodisk stor forekomst.
 - Bøelva, Manne bru. Flere arter blågrønnalger dominerte begroings-samfunnet. Fremtredende forekomst hadde *Oscillatoria* spp. (*O. limosa*, *O. tenuis*, *O. cf. chlorina*) og *Phormidium autumnale*. Den trådformige grønnalgen *Stigeoclonium tenue* og grønnalgeflagellaten *Chlamydomonas* sp. dannet frodige bevoxsninger. Blant kiselalgene var *Nitzschia palea* en kvantitativt fremtredende art. Rødalgen *Lemanea fluviatilis* var karakteristisk representert. Det kan nevnes at begroingsbakteriene

Cladothrix dichotoma og *Sphaerotilus natans* hadde visuell forekomst i organismesamfunnet i dette vassdragsavsnitt.

I det store og hele var det de samme arter av alger og moser som dannet begroing både i de vestlige og østlige vassdrag. Det var gjennomgående små ulikheter mellom de observerte samfunnene med hensyn til variasjon gjennom året og fra stasjon til stasjon. Grønnalger og arter av mose hadde størst mengdemessig betydning. Blant grønnalgene var arter av slekten *Mougeotia*, *Spirogyra* og *Zygnema* mest fremtredende. Et artsrikt utvalg av diatomeer inngikk i begroingssamfunnene, men de hadde gjennomgående mindre kvantitativ forekomst sammenliknet med grønnalgene. Det kan nevnes at undersøkelser av seston i vassdragene (se avsnitt 9.3) viste at diatomeene representerte et konstant innslag av algedriften i de strømmende vannmasser. Blågrønnalger og rødalger dannet begroinger på enkelte lokaliteter. På strekninger med betydelig forurensning ble det påvist organismesamfunn hvor blågrønnalger, bakterier, sopp og protozoer var dominerende innslag i begroingen. Dette gjalt lokaliteter i Morgedalsåi (nedstrøms Morgedalstjønni), Daleåi (nedstrøms Høydalsmo) og Bøelva (nedstrøms Bø). Det var kloakkvannsforurensning som satte preg på begroingssamfunnene på disse vassdragsavsnitt.

I seks tabeller (tabell 24 - 29) er resultater av begroingsobservasjoner før og etter reguleringsinngrepet stilt sammen. Drøftelser av forandringen i algevegetasjonen som følge av vassdragsreguleringen er gjort på grunnlag av observasjonene fra feltundersøkelser henholdsvis i 1966, 1967, 1969 og 1975. Det er forholdene under sommersituasjonen i vassdragene som behandles.

Gjennomgående ble det etter reguleringsinngrepet påvist en større dominans av grønnalger i begroingssamfunnene på vassdragsstrekningene hvor det er blitt redusert vannføring. Dette var særlig markert i Daleåi og Morgedalsåi. Det var fortsatt hovedsakelig det samme artsutvalg av trådformige grønnalger som utviklet seg, men det var i tydelig større mengdemessig forekomst. Samtidig har det funnet sted en kvalitativ forandring ved at en rekke encellede, benthiske arter er blitt fremtredende i de grønnalgedominerte samfunn. Det gjelder f.eks. arter som *Scenedesmus* spp., *Ankistrodesmus* spp. og *Pediastrum* spp. Lokaliteten Nørsterud bru i Daleåi kan nevnes som et typisk eksempel på dette (tabell 26). I det hele er chlorococcale alger blitt begunstiget under de nye

vassdragsforhold. En tiltakende utvikling av chlorococcale alger finner sted når vannmasser blir eutrofiert (Fott 1959, Nygaard 1976). Reduksjonen i vannføring har medført en forsterkning av forurensningenes gjødslingspåvirkning, og dette forhold gjenspeiles i de observerte forandringene i algesamfunnet. Forandring i strømforhold gjør seg også gjeldende.

De biologiske undersøkelser som ble gjennomført før vassdragsreguleringen fant sted (NIVA 1969, 1970 og 1971) dokumenterte at det var lokale, utpregede forurensningssituasjoner tilstede i de aktuelle vassdrag. Det kan i denne forbindelse nevnes vassdragsområder som Morgedalsåi - nedstrøms Morgedalstjønni, Flatdalsåi - nedstrøms Flatdal og Bøelva - nedstrøms Oterholt. Det må understrekes at praktiske rensetiltak for å beskytte mot forurensningsvirkninger dengang nærmest ikke var tatt i bruk. Organismesamfunnene som var utviklet på de nevnte vassdragsstrekninger var satt sammen av arter (bl.a. bakterier, sopp, protozoer, blågrønnalger, grønnalger osv.) som følger forurensning med organisk stoff og gjødselstoffer. Særlig tilstanden i Bøelva kan fremheves, og følgende sitat fra rapporten (NIVA 1971, side 16-17) illustrerer forholdene:

"Det var på elvestrekningen Oterholt og ned til utløpet i Norsjø at forurensningspåvirkninger gjorde seg tydelig gjeldende i Bøelva. På denne strekningen var det en rekke steder direkte kloakkvannsutslipp i elven, og sidebekker førte strømmende kloakkvann ut i vassdraget. Nedstrøms tettbebyggelsen ved Bø var det en markert stigning i konsentrasjoner av innholdsstoffer i vannet som et resultat av belastning med forurensninger. Primære forurensningsvirkninger, med transport av kloakkvannspartikler i vannet og avsetninger av organisk slam under steiner og på stilleflytende avsnitt, gjorde seg gjeldende. Forurensninger med organisk stoff (saprobiering) kom til uttrykk i forekomst av organismesamfunn med bakterier, sopp og protozoer. Algebegroingen var tydelig påvirket av forurensningenes bidrag med plantenæringsstoffer (eutrofiering). Foruten husholdningskloakkvann var forurensning fra jordbruksvirksomhet årsak til belastningen med gjødselstoffer (bl.a. Borgjågård).

De biologiske observasjoner viste at det fant sted en betydelig selvrensning i Bøelva på strekningen ned til området ved innmunningen i Norsjø. De konsentrerte kloakkvannsutslipp i området ved Gvarv representerte en ny belastning med forurensninger. Kloakkvannspartikler og drift av heterotrofe organismer (bakterien *Sphaerotilus natans*) gjorde seg gjeldende i vannmassene."

Virkningene av vassdragsreguleringen 1970-1971 har medført at utstrekningen av områder med forurensningspåvirkede organismesamfunn i de aktuelle vassdrag har blitt utvidet. Dette gjelder vassdragsstrekninger av Morgedalsåi, Daleåi og Åmotsdalsåi - Flatdalsåi. De rensetekniske tiltak som siden er blitt utført (f.eks. i Morgedal) har tildels ikke kunnet effektivt motvirke denne utviklingstendens. For Bøelvas vedkommende gir undersøkelsene av begroingsamfunnene imidlertid ikke holdepunkter for at det har funnet sted forandringer i den biologiske vannkvalitet av nevneverdig grad eller omfang (NIVA 1971, 1977 b).

Sammenfattende kan det uttrykkes at naturforholdene i nedbørfelt og vannforekomster var utslagsgivende for den fremherskende biologiske tilstand i vassdragene før reguleringsinngrepet ble foretatt. Vassdragene det gjelder viste etter gjennomføring av reguleringen betydelige økologiske forandringer. Under de råttende forhold er det miljøfaktorene som er influert av vannføringsinngrep og forurensningspåvirkning som setter sitt preg på vassdragenes organismesamfunn. Når det likevel ikke foreløpig har medført regionalt større negative virkninger for den biologiske vannkvalitet, henger dette sammen med at det geografiske området som nedbørfeltene omfatter ennå er i en tidlig fase av samfunnsutvikling.

9.4.2 Planktonundersøkelser i Sundkilen

Undersøkelsene av planktonforholdene i innsjøer i Telemark har vist at det er en større utvikling av alger i Sundkilen sammenliknet med i Kviteseidvatn forøvrig. Det er også større algeforekomster i Sundkilen enn det som observeres i Heddalsvatn, Norsjø, Tinnsjø og Seljordvatn (NIVA 1978). Det er en nær sammenheng mellom relativ stor belastning og liten gjennomstrømming i Sundkilen som gir dette utslag.

Det foreligger kvalitative og kvantitative prøver av plankton i Sundkilen fra 1. juli og 6. august 1975. Kvantitative prøver ble innsamlet med Ruttner-henter. Ved håvtrekkene ble det benyttet en planteplanktonhåv (se avsnitt 2). Resultater er stilt sammen i tabellene 30-32.

Sommeren 1975 var det markert oppblomstring av alger i Sundkilen. Blågrønnalgen *Anabaena flos-aquae* dannet store bestander og grønnalger inn gikk artsrikt i vegetasjonen. Chrysomonader og μ -alger (<2-5 mikron) hadde tallmessig betydelig forekomst. De fleste øvrige organismer dannet relativt små populasjoner.

Det var små kvalitative forskjeller i planktonet i ulike deler av Sundkilen (tabell 31). 1. juli 1975 ble det innsamlet håvtrekkmateriale i tre områder - ytterst, midterst og innerst (nær Kviteseid). Det var størst forekomst av plankton på innerste stasjon, særlig av dyreplankton. Planktonet var her dessuten noe mer preget av fiber, planterester og løsrevne begroingsorganismer. På ytterste stasjon var det en relativ større mengde av grønnalger.

I 1977 ble det gjort målinger av total klorofyll-a konsentrasjoner i Sundkilen (NIVA 1978). Resultatene viste at konsentrasjonene var størst på forsommeren - juni, mer enn 3 μg klorofyll-a pr. liter - og om høsten - september, mer enn 2,5 μg klorofyll-a pr. liter. I samme tidsrom var konsentrasjonene i Seljordvatn mindre enn 2 μg klorofyll-a pr. liter og i Kviteseidvatn mindre enn 1,5 μg klorofyll-a pr. liter.

Basert på det eksisterende observasjonsmateriale er det i tabell 33 gitt en karakteristikk av planktonet i Sundkilen. Med forbehold om at det er et forholdsvis lite materiale som ligger til grunn ved bedømmelsen,

kan følgende uttales om utviklingen. Ved undersøkelsen i 1966-1967 var det en beskjeden mengdemessig forekomst av plankton, et fåtall arter inngikk i samfunnet og det var relativ stor forekomst av dyr (NIVA 1969). De siste år er den mengdemessige forekomst av alger øket, det er blitt et større artsantall alger i samfunnet (særlig flere arter blågrønnalger, grønnalger og diatomeer), algeandelen i planktonet har øket betydelig. Dette viser en tydelig påvirkning i eutrof retning for Sundkilens vannmasser.

9.4.3 Slyproblemet - tilslamming av fiskeredskap

Stor forekomst av planktonalger og begroingsorganismer i vannet medfører vanskeligheter for utøvelse av fiske. Det kan finne sted en tilslamming av fiskegarn og annen redskap. Fiske med snøre kan bli hemmet av substans som fester seg til utstyret. Materialet som danner tilslammingen betegnes med dialektord for "sly" eller "grønske". Undersøkelser har vist at det særlig er trådformige og kolonidannende arter av alger som er årsak til problemene (Skulberg 1974, 1978). Algene fester seg til utrustningen og danner en effektiv oppfangingsflate for andre partikler (seston). Det bygger seg gradvis opp slammengder som i ekstreme tilfeller kan medføre at redskapen direkte blir tynget ned. Tilslammede fiskegarn gir dårlige fangstmuligheter (Sømme 1941, Aas 1968). Den tilslammede utrustning er tildels vanskelig å gjøre ren for effektivt å kunne benyttes til ny fangst. Rengjøringen er dessuten arbeidskrevende.

Det ble gjort undersøkelser av slyproblemet i Sundkilen og Seljordvatn. For sammenlikningsformål ble det foretatt observasjoner i Norsjø. Nye fiskegarn av vanlig benyttede typer (se tabell 34) ble i tidsrommet 18.-20. august 1976 satt ut på lokaliteter i innsjøene hvor det var oppgitt å være praktiske vanskeligheter med slydannelse. Etter omlag 12 timers opphold i vannmassene ble garnene trukket, lagt i plastposer og lagret dypfrost inntil undersøkelse i laboratoriet fant sted. Algene hadde tålt lagringen forholdsvis godt. En del grønnalger og blågrønnalger var noe deformerte, men ikke ugjenkjennelige. Flagellater uten skall og mindre planktonorganismer var vanskelige å registrere og bestemme. Diatoméene var ikke nevneverdig skadet.

Resultatene av bearbeidingen av slymaterialet er stilt sammen i tabell 35. Det ble påvist stor slydannelse i Sundkilen og Norsjø, noe mindre i Seljordvatn. Trådformige begroingsalger og påvekstalger knyttet til disse utgjorde en betydelig biomasse. Arter av grønnalgeslekten *Oedogonium* var f.eks. i stor mengdemessig forekomst i materialet fra Sundkilen. Sammen med *Oedogonium* sp. var kiselalgen *Achnanthes* sp. tilstede som karakteristisk påvekstalge. Planktoniske alger inngikk også i slymaterialet. Kiselalgen *Tabellaria flocculosa* kan særlig fremheves som betydningsfull i denne sammenheng for de tre innsjøenes vedkommende. På samtlige garn var denne algen tilstede og dannet et slimaktig, brungult belegg over garntrådene. Sekundære avsetninger av mineralpartikler ble påvist i algesubstansen.

Det fremgikk av observasjonene at det var en livlig biologisk aktivitet i slammet på garnene av bakterier, sopp og protozoer. Organismene som danner slymaterialet er fanget opp på overflaten av garnfilamentene og utvikler seg videre der. Dannelsen av sly foregår både ved fysiske og biologiske prosesser.

Et annet forhold som influerer utøvelsen av fisket, kan nevnes i denne sammenheng. Tilgroing med høyere vegetasjon på fiskeplasser kan vanskeliggjøre bl.a. bruken av fiskegarn. Både flytebladsplanter og undervannsvegetasjon - se avsnitt 9.5.2 - inngår i bestander som kan gi slike praktiske ulemper (Aas 1968). Det finner sted tiltakende utvikling av vegetasjon med vannplanter på fiskegrunner i flere av innsjøene i de undersøkte vassdrag (f.eks. Flatsjø, Sundkilen, Seljordvatnet).

9.5 Vegetasjon med høyere planter ¹⁾

9.5.1 Forekomst og utbredelse

Observasjoner av høyere vegetasjon er stilt sammen i tabell 36. Her kommer det fram regionale tendenser i artenes utbredelsesmønster. Det er hensiktsmessig å gå gjennom utbredelsene til viktige arter innenfor de økologiske hovedtyper: isoetider (kortsquddsplanter), elodeider (langsquddplanter) og helofytter (sumplanter).

Vannmosene viser under ett en tendens til hovedforekomst i de øvre deler av vassdragene. De identifiserte arter er listet opp i tabell 37. Denne gruppen er imidlertid ikke godt nok dekket med feltobservasjonene, og er utelatt i den videre behandling.

Vassdragene i nedre Telemark er særpreget ved en artsrik forekomst av isoetider. Innenfor denne geografiske regionen viser artene ganske ulik fordeling. Noen av plantene vokser hovedsakelig på innsjøpregede lokaliteter, mens andre mest finnes i elvene. Disse forholdene gjenspeiler artenes økologiske krav. Isoetider som er lite motstandsdyktige mot tørrlegging vil ikke trives på biotoper der sannsynligheten for å bli tørrlagt er høy. Eksempler på slike arter er spesielt *Isoëtes lacustris*, som tilnærmet bare er funnet på dypere vann i innsjøene. Mindre sterkt tilknyttet innsjøene er *Lobelia dortmanna* og *Littorella uniflora*. De sistnevnte artene finnes også i kulper og andre roligflytende elveavsnitt. Vannstanden på slike biotoper er mer stabil enn ellers på grunn av tersklene som forårsaker kulpene.

De vanligste forekommende isoetidene i hele området er *Ranunculus reptans*, *Juncus bulbosus*, *Subularia aquatica* og *Isoëtes echinospora*. Av disse artene står *Juncus bulbosus* nær til elodeidegruppen hva squddoppbygning angår. Den er likevel regnet med blant isoetidene fordi arten også forekommer i "rosettform" og ellers innehar den samme økologiske posisjon som de mer typiske isoetide-artene. *Juncus bulbosus* og *Ranunculus reptans* kan også forekomme på dyig bunn. Disse artene har forekomst i elvene og innsjøene, uten noen overvekt til den ene eller den andre lokalitetstype.

1) Norske navn på høyere planter er listet opp i tabell 38.

Et fåtall av isoetideartene forekommer nesten bare på langgrunne, leirholdige innsjøstrender. Artene dette dreier seg om er *Elatine hydropiper*, *Crassula aquatica* og delvis *Eleocharis acicularis* og *Alopecurus aequalis*. Typiske lokaliteter er Flatsjø og Sundkilen. Utenfor det undersøkte området kan Bråfjorden og Sauerelva ned mot Norsjø nevnes i denne sammenheng. Ingen av artene kan betegnes som spesielt næringskrevende - årsaken til deres begrensede forekomst ligger heller i konkurransesvakhet mot andre og mer storvokste arter.

Blant elodeidene er det *Myriophyllum alterniflorum* som har den videste utbredelsen. Denne arten er funnet i elver og innsjøer over hele det undersøkte området, uten å ha noen forkjærlighet for spesielle biotoper.

Omtrent den samme geografiske utbredelse viser *Utricularia*-artene. I motsetning til *Myriophyllum* er disse imidlertid bundet til lokaliteter med stillestående vann.

De øvrige elodeidene har en mer innskrenket utbredelse, og forekommer mest i de lavereliggende innsjøene (Seljordvatn, Sundkilen og Norsjø).

De tre *Potamogeton*-artene *P. alpinus*, *P. gramineus* og *P. perfoliatus* har hovedforekomst i Daleåi- og Bøelvvassdraget. Av disse er *Potamogeton alpinus* langt den vanligste (NIVA 1971).

Av de store helofyttartene er bare *Equisetum fluviatile* og *Carex rostrata* vanlige i større deler av det undersøkte området. *Phragmites communis* har noen spredte forekomster i øvre deler av Morgedalsåi, og her bare i Moskeitjønn og Morgedalstjønn. *Schoenoplectus lacustris* og *Typha latifolia* kommer ikke inn før i Norsjø-regionen (NIVA 1970 b).

I elvene er *Carex rostrata* mer fremtredende enn *Equisetum fluviatile* på strekninger med hurtig strøm, stryk og liknende. I kulper og særlig i innsjøene er det helst *Equisetum fluviatile* som preger helofyttvegetasjonen.

Ned mot Norsjø tiltar artsrikdommen blant helofyttene. Her kan en finne mange til dels næringskrevende arter som *Rumex aquaticus*, *Alisma plantago-aquatica*, *Poa palustris*, etc.

9.5.2 Vegetasjonsendringer etter gjennomføring av Sundsbarmreguleringen

Det har funnet sted kvalitative og kvantitative endringer i vegetasjonen i vassdragene som er influert av Sundsbarmreguleringen. Vegetasjonen har vist forskjellig reaksjon på miljøpåvirkningene i de ulike avsnitt av vassdragene.

På noen vassdragsstrekninger har reguleringsinngrepene slått ut med redusert vannføring. Dette gjelder Daleåi-Morgedalsåi-vassdragene og Åmottdalsåi-Flatdalsåi-vassdragene. Den nåværende vannføring betyr her at deler av elveleiet ligger tørrlagt gjennom tidsrom av året. Landplanter vinner innpass i disse elvefarene. Vekstgrunnlaget i det tørrlagte elveleiet er lite gunstig for et tett og sluttet plantedekke. Oftest blir det en flekkvis forekomst av planter som gjør seg gjeldende. De vanligste artene som invaderer elveleier etter tørrlegging er *Deschampsia caespitosa* (sølvbunke), *Chamaenerion angustifolium* (geiterams), *Rubus idaeus* (bringebær) og skudd av ulike trær og busker. Blant treslagene ser bjørk, furu og *Salix*-arter (pil) ut til å forekomme hyppigst. Tellingene av årringene viser at plantene har etablert seg umiddelbart etter gjennomført regulering (1970-1971).

I hvor stor grad landplanter får fast rotfeste i elveleiene, vil være betinget av flomhyppigheten. Dersom tørrleggingen blir mer permanent kan elveleiet langsomt gro til med kratt. En utvikling i denne retningen kan settes tilbake ved flom, da få av artene vil tåle å stå under vann i lengre tidsrom.

Minsket vannføring betyr på lokaliteter med tilskudd av næringsstoffer (gjennom forurensninger, jordbruksavrenning o.l.) at vekstforholdene for plantene forbedres. Man kan vente å få forhøyet produksjon på slike lokaliteter, dersom betingelsene for plantevekst forøvrig er til stede. Dette er f.eks. påvist for områder i Morgedalsåi-vassdragene, særlig i deler av vassdraget med stilleflytende partier og innsjøer. De observasjoner som er gjort på stasjoner nedstrøms Morgedalstjønni kan omtales. Planteproduksjonen er her 2-5 ganger

høyere enn det som er målt i vassdragene forøvrig hvor slik tilgroing ikke gjør seg gjeldende. Også plantemasseverdiene for undervannsvegetasjonen er forholdsmessig svært høye på denne stasjonen.

Tilgroing med overvannsvegetasjon kan gjøre seg gjeldende som følge av reguleringstiltak. Det er i vassdrag med utjevnet vannføring at disse begroingstyper er påvist. Av helofyttene i det undersøkte området fremheves *Equisetum fluviatile* som en slik tilgroingsart. Denne planten kommer til masseutvikling på flere lokaliteter i Bøelv-Norsjø regionen (NIVA 1970 a) b), NIVA 1974). I disse tilfellene har utviklingen blitt satt i sammenheng med en kombinasjon av reguleringsvirkninger og næringstilførsel til voksestedene.

I vassdragene som er influert av Sundsbarmreguleringen er forekomstene av *Equisetum* knyttet til innsjøene (Flatsjø, Seljordvatn, Sundkilen, Morgedalstjønni) og de stilleflytende delene av elvene. Det er vanskelig å spore noen generell utviklingstendens for *Equisetum* i løpet av den korte tid som er gått siden reguleringen ble iverksatt. Tilveksten i sørenden av Flatsjø viser foreløpig den mest merkbare endring, og passer inn i mønsteret for forekomstene i Norsjø. Det er inntrykket at tilveksten forøvrig i vassdragene hittil har hatt et beskjedent omfang. Utviklingen bør imidlertid følges opp med undersøkelser.

Sammen med tilgroing av overvannsvegetasjon har økende forekomst av undervannsvegetasjon vært et resultat av utjevning av vintervannføring. Av de undersøkte vassdrag viser Bøelva tegn til en slik utviklingsretning. Artene som har hatt tiltakende forekomst er bl.a.: *Myriophyllum alterniflorum*, *Juncus bulbosus* og *Sparganium angustifolium*. Det kan være av interesse å nevne at disse tre artene har hatt liknende utvikling i flere regulerte vassdrag i Sør-Norge (f.eks. Mandalselva, Otra, Suldalslågen).

10. RESIPIENTFORHOLD OG MINSTEVANNFØRING

Det vil i det følgende bli tatt utgangspunkt i en generell drøftelse av problemstillingen og deretter bli gitt en mer detaljert behandling av konkrete forhold i vassdragene.

10.1 Vassdragene som resipientssystemer

Vassdragenes resipientkapasitet er avhengig av en rekke fysiske, kjemiske og biologiske faktorer. Allment gjelder det - under ellers like forhold - at en liten elv er en svakere resipient og krever mer omfattende rensetekniske tiltak enn en stor elv. I områder av vassdrag med stilleflytende vannmasser og innsjøer har gjennomstrømningsforhold og oppholdstider stor betydning for selvrensningsprosesser og biologisk produksjon. Elver og innsjøer må behandles forskjellig og ut fra sine egne forutsetninger i sammenheng med løsning av forurensningsproblemer.

Vassdragsundersøkelsene som var utført før gjennomføring av reguleringsinngrepet 1970-1971 (NIVA 1969, 1970 a) b) ga som en hovedkonklusjon at det var naturforholdene i nedbørfeltene og vassdragene som var utslagsgivende for den fremherskende tilstand med hensyn til vannkvalitet. Dette til tross for en nærmest vilkårlig bruk av vannet som resipient for avfall, kloakkutslipp, avrenning fra dyrket mark og bidrag fra håndtering av gjødselstoffer og silopress-saft. Når det likevel var en relativt god kvalitetsmessig tilstand i vannforekomstene hang, dette sammen med den naturlige vannføring, selvrensningsprosessene og liten menneskelig aktivitet i forhold til vassdragenes størrelse. Bare på lokale strekninger av vassdragene gjorde forurensningsvirkninger seg tydelig gjeldende. Det var tilfelle f.eks. nedstrøms tettbebyggelser hvor de kjemiske og biologiske forhold var påvirket av forurensninger med husholdningskloakkvann og avløpsvann fra jordbruksvirksomhet. Det er særlig grunn til å fremheve Bøelva på strekningen Oterholt til innløpet i Norsjø (NIVA 1971, side 16-17), Morgedalsåi på strekningen nedstrøms Morgedalstjønni, Ofteåi nedstrøms Høydalsmo og nærområdet ved Kviteseid i Sundkilen (NIVA 1969, side 88) som typiske eksempler. Når forurensningsvirkninger gjorde seg så sterkt gjeldende i disse tilfeller,

var det i de fleste sammenhenger ikke mengden av forurensninger i og for seg som var stor i forhold til vassdragenes muligheter til å motta belastninger. Det var den tilfeldige fremgangsmåte med behandlingen av utslippene - mangelen på rensetekniske tiltak og utslippsanordninger - som var den direkte årsak (NIVA 1969, side 88).

De endrede vannføringsforhold som følge av vassdragsreguleringen medførte en ny situasjon for resipientssystemene. Spesielt på vassdragsstrekningene hvor vannføringen ble sterkt redusert er det under de rådende forhold mindre fortynningsmuligheter. I større grad er dette nå begrensende faktor for vassdragenes resipientbruk sammenliknet med tidligere. Forurensningsvirkningene av belastningene fra den nåværende jordbruksvirksomhet og bosetting i dalførene er forsterket i vassdragene med utslag for kjemisk og biologisk vannkvalitet.

Med den eksisterende befolkning og virksomheter i de aktuelle deler av nedbørfeltene, vil det under de vannføringsforhold vassdragsreguleringen har medført være mulig å ta hånd om avløpsvann på en slik måte at sjenerende forurensningsvirkninger ikke blir fremtredende. Dette forutsetter gjennomføring av effektive rens tiltak og bruk av naturlige muligheter for løsning av forurensningsproblemer. Samtidig må minstevannføringen i vassdragene tilpasses behovet for resipientvann. Det må imidlertid understrekes at påvirkning av vannkvalitet fra spredt bebyggelse og jordbruksvirksomhet alltid er vanskelig å bringe under kontroll. Vassdragene det gjelder har fått en redusert bæreevne til å tåle forurensningsbelastningen.

10.2 Generelt om opprettholdelse av vannkvalitet

I det følgende blir minstevannføring vurdert ut fra forurensningssyn, det vil si at en rimelig vannkvalitet kan bli opprettholdt i et vassdrag.

Etter påvirkningenes art kan hovedtypene av forurensning av et vassdrag regnes til fire kategorier:

- Organiske stoffer som lager problemer ved sin nedbrytning i vannforekomstene (saprobiering).
- Uorganiske stoffer som medfører en gjødslingseffekt i vannforekomstene (eutrofiering).
- Giftstoffer som innvirker på vassdragets organismeliv (giftvirkninger).
- Sykdomsfremkallende (patogene) organismer som har hygieniske eller epidemiologiske virkninger for planter, dyr eller mennesker.

Som regel er det alltid en kombinasjon av disse påvirkninger som gjør seg gjeldende. Når konsentrasjoner av stoffer og organismer overstiger visse grenser, inntreffer det praktiske vanskeligheter (i vid betydning) for bruken av vannet og vassdraget, og vi sier forurensning gjør seg gjeldende. Også forandringer av fysiske faktorer virker inn i denne sammenheng. Endring av vannføring og dermed av strømningsforhold, oppholdstider og vannstandsvekslinger har f.eks. betydning for selvrensingsprosessene. Temperaturpåvirkninger kan medføre forandringer av organismesamfunnene i vassdraget. Erosjonsprosesser influerer partikkeltransport med vannmassene osv.

Forurensning i vassdrag arter seg gjerne ved forandringer i forekomst og utvikling av organismesamfunnene. Det er i regional sammenheng påvist en stadig tiltakende begroing og algeutvikling som utslag av forurensningsbelastning og inngrep i vassdragene.

Sentralt står næringssaltkonsentrasjonene i eutrofieringssammenheng, og derfor er akseptabel minstevannføring ofte behandlet ut fra tilførselene av slike stoffer (se avsnitt 10.4).

Vannforekomstene mottar næringsalter som har en naturlig opprinnelse i nedbørfeltet og tilføres via kloakkutslipp, industrielle utslipp og avrenning fra jordbruksområder, skog- og jordbruksaktiviteter. Det er en rekke stoffer som inngår blant næringsalter, men det er først og fremst fosfor- og nitrogenforbindelser som er betydningsfulle i

denne sammenheng. I de aktuelle vanntyper er innhold av fosforforbindelser begrensende for primærproduksjonen (se avsnitt 9.2). Moderne rensetekniske tiltak for kloakkvann er bl.a. laget for å begrense tilførselene av disse forbindelser til vassdragene.

Eutrofiering er i vassdragene det gjelder det største problem ved utslipp av kommunalt avløpsvann. Sammensetningen av kloakkvann er slik at gjødslingsevirkningen vil slå ut ved avløpsvannkonsentrasjoner på noen få prosent av det som skal til for å medføre saprobiering (Skulberg 1971, Traaen 1976). Hvis det derfor blir satt inn effektive rens tiltak mot eutrofiering, vil det som regel samtidig bli oppnådd en tilstrekkelig fjerning av organiske stoffer som hindrer at heterotrof begroing vil gjøre seg nevneverdig gjeldende.

Forurensningspåvirkninger fra jordbruksvirksomhet representerer vanskelige problemer. Avrenningsvann fra dyrket mark og belastning fra håndtering av gjødsel medfører konsentrasjonsøkninger av plantenæringsstoffer i vassdraget. I større grad enn for husholdningskloakkvanns vedkommende vil disse forurensningskildene være av karakter ikkepunkt-utslipp. Jordbruksforurensninger må derfor behandles med til dels andre tiltak enn de som brukes for områder med bebyggelse.

10.3 Behov for minstevannføring

Med resipient forstås vannforekomster (elver, innsjøer osv.) som tjener som mottakere av avløpsvann fra husholdninger, menneskelig virksomhet eller avrenningsvann fra dyrket mark, skog- og landbruksvirksomhet. I resipienten blir forurensningene fortennet og gjenstand for nedbryting eller fjernet fra vannet gjennom selvreiningsprosesser. Resipientbegrepet anvendes da i en vid betydning. Målsettingen for en resipientbruk av et vassdrag er at en rimelig vannkvalitet skal opprettholdes, forutsetningen for andre bruksinteresser ikke skal ødelegges, samtidig som at hensynet til vassdraget som natur og landskap skal bli ivaretatt.

Begrepene lavvannføring og minstevannføring anvendes i hydrologisk teori og praksis. I det følgende er disse begrepene definert i henhold til vanlig bruk (Otnes et al. 1973)

Den minste observerte vannføring i uregulert vassdrag gjennom hele den tiden det foreligger vannføringsmålinger betegnes absolutt minste vannføring. Det aritmetiske middel av den minste vannføring som er observert hvert år i uregulert vassdrag er gjennomsnittlig minste vannføring. Lavvannføring er en hvilken som helst vannføring som opptrer i lavvannsperioder, og minstevannføring er den minste av disse igjen.

Akseptabel minstevannføring benyttes i det følgende om en vannføring som ikke skal underskrides for at sjenerende forurensningstilstander skal unngås i vassdraget. - Ved bestemmelse av minstevannføring, reglement for styring av vannføring og vannstandsvekslinger er det en rekke forhold ut over resipientbruken som kommer i betraktning.

Industridepartementet har tillagt vassdragsskjønnet å fastsette " en minstevannføring i de berørte vassdrag som kan gi en tilfredsstillende gjennomstrømming av hensyn til kloakkavløp" (brev til Sundsbarm Kraftverk 28. august 1963). Det er tidligere fastsatt en minstevannføring i Daleåi ved tettstedet Høydalsmo. I Rettsbok nr. 3, Overskjønn 1970, sesjon III heter det - side 35 - at i Ofteåi ved riksvegbro Høydalsmo til enhver tid skal være vannføring minst $0,040 \text{ m}^3/\text{s}$ (Nedre Telemark herredsrett 1970). Videre er det i Rettsbok nr. 10, Underskjønn 1975, sesjon X, fastsatt - side 76 - at det ikke skal være krav om minstevannføring for Morgedalsåis vedkommende. I Åmotsdal ved tettstedet Kyrkjemoen ble det samtidig fastsatt $0,060 \text{ m}^3/\text{s}$, for Bøelva ved Hagadrag $1,000 \text{ m}^3/\text{s}$ (Nedre Telemark herredsrett 1978). Disse vurderinger og bestemmelser ble gjort før registreringer av aktuelle belastninger til resipientene og målte konsentrasjoner av forurensninger i vassdraget var gjennomført (NIVA 1976 a). Det var derfor behov for ny vurdering av minstevannføringer i de vassdrag som er influert av Sundsbarmreguleringen.

Det knytter seg mange interesser til vassdragene, som f.eks. utnyttelse til vannforsyningsformål, resipient for avløpsvann, fløting, biologisk produksjon, energiproduksjon, vitenskapelige og kulturelle verdier m.m. Vassdrag er i natursammenheng en del av landskapet hvor mennesker lever. Bosettingen følger vassdragene, og elver og innsjøer har allsidig bruk i næring og dagligliv.

Vassdragene kan imidlertid ikke tilfredsstillende alle bruksområder uten at det får konsekvenser for vannmassenes kvalitet, og uten at økologiske forhold blir forandret. Det er i de fleste tilfeller ikke formulert noen klar målsetting for vassdragene eller om hva som menes med akseptabel vassdragstilstand. Visse holdepunkter foreligger i lover, administrative ordninger og praksis. Men vurderinger om vassdragene angående disse forhold må i betydelig grad bygge på erfaringer og kvalifisert skjønn (Thaulow 1978).

Når det skal bli gjort beslutninger om minstevannføringer og styring av vannføring og vannstandsvekslinger er det mange hensyn å ta. Jordbruksvirksomhet, fiskeribiologiske forhold, næringer knyttet til rekreasjon osv. hører til blant en rekke bruksinteresser som knytter seg til vannet og som setter fordringer til vannføring og kvalitative sider ved vannmassene. Vassdragene må som naturressurser behandles som helheter i sammenheng med sine nedbørfelt og den samfunnsutvikling som finner sted der (se avsnitt 4).

10.4 Vern av vannkvalitet - minstevannføring og utskiftningsforhold

De utførte undersøkelser har vist at forurensningssituasjonen i vassdrags-systemene i det aktuelle geografiske området er en sammensatt virkning av liten vannføring og forurensningstilførsler (NIVA 1977 b). Skal vassdragstilstanden bli bedret må derfor elvenes minstevannføring tilpasses slik at skadelige konsentrasjoner av forurensninger fra eksisterende utslipp og diffuse kilder ikke gjør seg gjeldende. Gjennomføring av tiltak som kan medføre reduksjon av forurensningstilførsler, står i nær sammenheng med dette.

Noen generelle hensyn som kommer inn ved vurdering av minstevannføring kan nevnes:

- Minstevannføring må gi tilstrekkelig fortykning for utslipp slik at forurensningsvirkninger, uønsket begroing o.l. ikke oppstår.
- Vannkvalitet skal i hygienisk forstand være tilfredsstillende for vannets bruk til rekreasjonsformål.

- Vannføring må være stor nok til at bunnområder for produksjon av næringsdyr for fisk ikke reduseres vesentlig, og at gyteplasser for fisk ikke tørrlegges.
- Minstevannføring må til enhver tid være stor nok til å sikre den allmenne rekreasjonsverdi.

De to første punkter legges til grunn for vurderingene som følger.

Undersøkelsene har vist at fosfor er begrensende faktor for den biologiske primærproduksjon i vassdragene som er influert av Sundsbarmreguleringen. Fosforbidraget som forårsaker forurensningsvirkninger skyldes menneskelige virksomheter i nedbørfeltene. Ethvert fosfortilskudd til oligotrofe, fosfatfattige resipienter vil øke primærproduksjonen (begroing, algevekst). Selv bidrag på under 1 µg P/l vil kunne gi merkbare utslag.

Bøelva. Bestemmelse om minstevannføring er bare nødvendig i tidsrom når Sundsbarm Kraftverk ikke er i drift (juni-august). Det vil dessuten bare være behov under bestemte hydrologiske situasjoner - i år med nedbørfattige perioder. Det er i vegetasjonsperioden at belastning med plantenæringsstoffer medfører begroingsproblemer.

Et beregningseksempel kan illustrere hvordan fosforkonsentrasjonen i Bøelva ved Gvarv avhenger av minstevannføringer. Observasjonsperioden 30. juni - 24. august 1977 legges til grunn. Sundsbarm Kraftverk var ikke i drift i denne perioden. Det foreligger analyser av fosforkonsentrasjoner i Bøelva ved Hagadrag og Gvarv. Målinger av vannføring ved Hagadrag er utført (Norges vassdrags- og elektrisitetsvesen). Vannføring i Bøelva ved Gvarv er beregnet. I tabell 31 er data for Bøelva stilt sammen.

Tabell 39. Vannføring og fosforkonsentrasjoner i Bøelva
30. juni - 24. august 1977

| | | |
|--|----------|-----------------------|
| Aritmetiske middelerverdier av fosforkonsentrasjoner | Hagadrag | 6,2 µg P/l |
| Aritmetiske middelerverdier av fosforkonsentrasjoner | Gvarv | 10,4 µg P/l |
| Aritmetiske middelerverdier av vannføring | Hagadrag | 5,6 m ³ /s |
| Aritmetiske middelerverdier av vannføring | Gvarv | 8,3 m ³ /s |

Avrenningen fra Bøelvas nedbørfelt nedstrøms Hagadrag tilsvarte 2,7 m³/s. Bidraget med fosfor som tilføres fra det lokale nedbørfelt utgjorde 19,1 µg P/l.

Av følgende ligning kan fosforkonsentrasjonen ved Gvarv som funksjon av vannføringen ved Hagadrag beregnes:

$$\frac{Q_H \cdot K_H + Q_D \cdot K_D}{Q_H + Q_D} = K_G$$

- Q_H = Vannføring ved Hagadrag m³/s
 Q_D = Vannføring fra nedbørfelt nedstrøms Hagadrag m³/s
 K_H = Konsentrasjon av fosforkomponenter ved Hagadrag µg P/l
 K_D = Konsentrasjon av fosforkomponenter nedstrøms Hagadrag µg P/l
 K_G = Konsentrasjon av fosforkomponenter ved Gvarv µg P/l

$$K_H = 6,2 \text{ µg P/l}$$

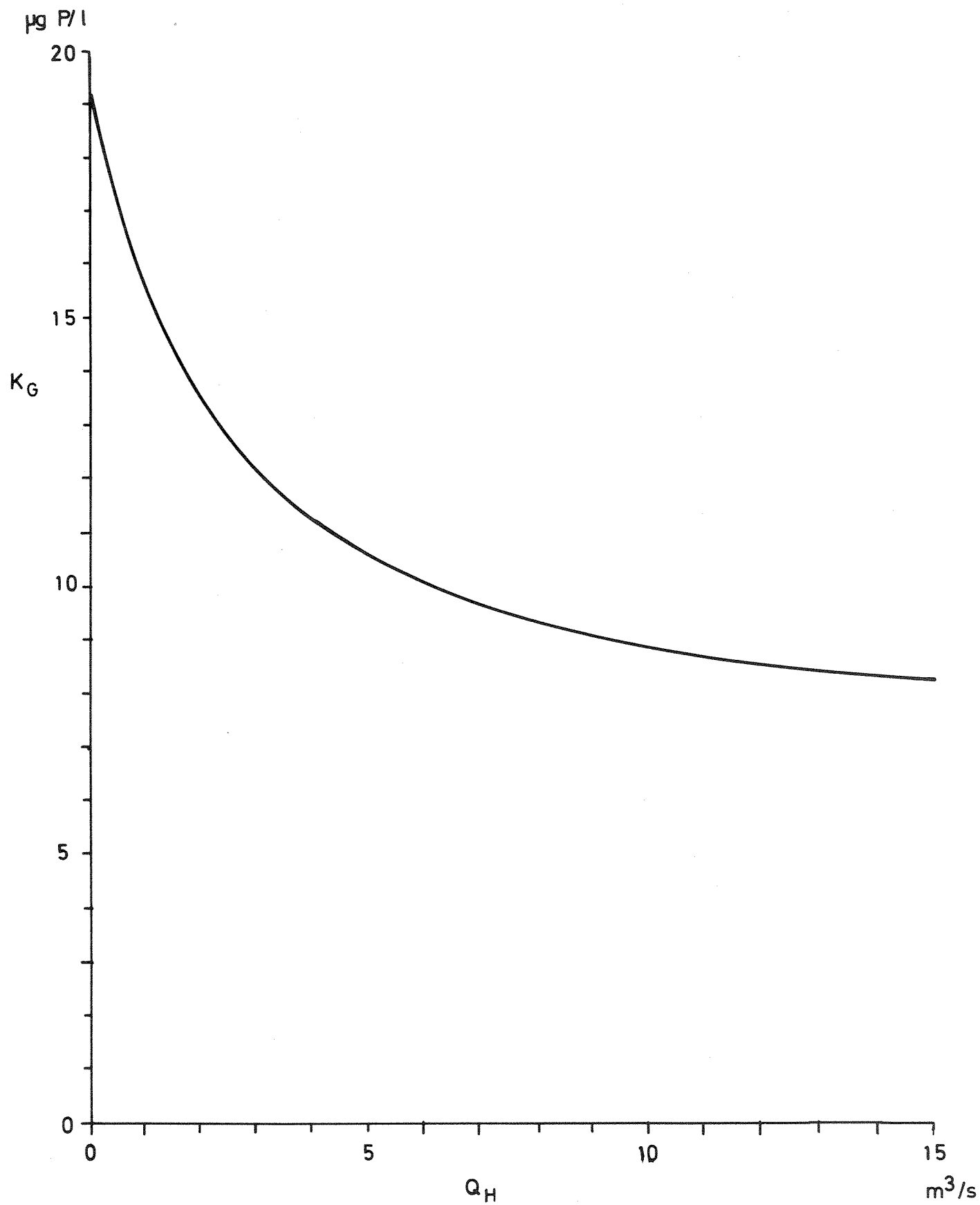
$$K_D = 19,1 \text{ µg P/l}$$

$$Q_D = 2,7 \text{ m}^3/\text{s}$$

Tabell 40. Minstevannføring og fosforkonsentrasjon i Bøelva ved Gvarv.

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|---------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|-----|------|------|------|-----|-----|-----|-----|-----|
| Vannføring | 0 | 0,5 | 1 | 1,5 | 2 | 2,5 | 3 | 3,5 | 4 | 4,5 | 5 | 5,5 | 6 | 6,5 | 7 | 7,5 | 8 | 8,5 |
| Fosforkonsentrasjon | 19,1 | 17,1 | 15,6 | 14,5 | 13,6 | 12,9 | 12,3 | 11,8 | 11,4 | 4,0 | 10,7 | 10,4 | 10,2 | 9,8 | 9,5 | 9,2 | 8,9 | 8,2 |

Fig. 31. Fosforkonsentrasjon i Bøelva ved Gvarv som funksjon av vannføring ved Hagadrag.



Resultatet av beregningen (tabell 40) er fremstilt grafisk i figur 31. Det fremgår at en økning i vannføring over 5-6 m³/s har relativ liten innvirkning på fosforkonsentrasjonen i Bøelva. Dette tilsier at minstevannføringen ut fra resipienthensyn bør være i området 5-6 m³/s ved Hagadrag i vegetasjonsperioden. Det kan i denne sammenheng nevnes at vannføringen om sommeren ved Hagadrag før reguleringen varierte omkring et gjennomsnitt på 14-15 m³/s. Etter iverksettelse av vassdragsreguleringen har det vært flere somre med vannføring i området 5-6 m³/s. Men det har også forekommet perioder med vannføring mindre enn 1 m³/s.

Daleåi. Det foreligger ikke tilstrekkelig datagrunnlag for å gjøre presise beregninger av sammenheng mellom minstevannføring og konsentrasjon av fosforforbindelser i Daleåi ved Høydalsmo. Men med holdepunkter i de konsentrasjonsanalyser som er gjort, og vurderinger av forholdene i nedbørfeltet kan det gjennomføres tilnærmede overslag for den aktuelle situasjon. Forutsettes en median vannføring på 0,42 m³/s (Ræstad 1975) og at fosforkonsentrasjonen i Daleåi ved Høydalsmo tilsvarer 9 µg P/l (NIVA observasjoner), kan det med liknende formel som for Bøelva beregnes følgende tallmessige sammenhenger:

Tabell 41. Minstevannføring og fosforkonsentrasjon i Daleåi ved Høydalsmo.

| | | | | | | | | | | | | |
|----------------------|-----|------|------|------|------|-----|------|-----|------|-----|------|-------------------|
| Vannføring | 0 | 0,02 | 0,04 | 0,06 | 0,08 | 0,1 | 0,15 | 0,2 | 0,25 | 0,3 | 0,35 | m ³ /s |
| Fosforkonsentrasjon, | 9,5 | 9,25 | 9,0 | 8,8 | 8,6 | 8,4 | 8,1 | 7,7 | 7,4 | 7,2 | 7,0 | µg P/l |

På dette grunnlag vil en minstevannføring fra Daleåi ved Høydalsmo i størrelsesområdet 0,25-0,35 m³/s gi en tilfredsstillende vannkvalitet vurdert ut fra resipienthensyn.

Minstevannføring kan opprettholdes på flere måter, bl.a. ved slipp av vann fra dam, eller ved å unndra nedbørfelt fra reguleringen. Vassdragenes biologiske system er tilpasset et variasjonsmønster i vannføring som er naturlig for vassdraget. Det er vanskelig å tenke en manøvrering av vannføring ved slipp over dam på en så "naturlig" måte at det ikke får effekter for organismelivet i vassdraget. Ved å unndra nedbørfelt fra regulering kan det bli en variasjon i vannføring gjennom året som er

naturlig, selv om vannmengdene er redusert. Oppgaven å oppnå det som kan betegnes "selvregulert minstevannføring" bør bli gjenstand for nærmere avklaring.

For innsjøenes vedkommende har reduksjonen i vannføringen i tilløpselvene medført forandringer i vannmassenes oppholdstider. Dette har konsekvenser for utviklingen innsjøene gjennomløper mot eutrofe tilstander. De nye utskiftningsforhold har derfor betydning for innsjøene i resipientsammenheng.

Sundkilen. Hydrografisk er vannmassene karakterisert av fire hovedsituasjoner som tilnærmet er:

| | |
|------------------|-------------------------|
| Vinterstagnasjon | - uke nr. 1-15 og 46-52 |
| Vårsirkulasjon | - uke nr. 16-23 |
| Sommerstagnasjon | - uke nr. 24-37 |
| Høstsirkulasjon | - uke nr. 38-45 |

Under uregulerte forhold fordelte avrenningen fra Sundkilens nedbørfelt seg på svært ulike måter gjennom året (figur 32), Omlag 57% av årsavrenningen fant sted i forbindelse med vårflommen i vårsirkulasjonsperioden. I perioden med sommerstagnasjon kom omlag 20% av årsavrenningen, mens det under høstsirkulasjonen tilsvarende var 17% av årsavrenningen som kom. Perioden med vinterstagnasjon i Sundkilen sto for bare 6% av årsavrenningen. I figur 33 er det gjort en grafisk fremstilling av disse forhold. Endringene som vassdragsreguleringen har medført er også inntegnet.

Vårflommens betydning for fortynningsforholdene i Sundkilen kan beregnes ut fra de hydrologiske forutsetninger og vannmassenes elektrolyttinnhold. Gjennomsnittsverdien for elektrolyttinnholdet i Sundkilen i 1977 var $37 \mu\text{S}/\text{cm } 20^{\circ}\text{C}$. Flomvannets elektrolyttinnhold - oppstrøms reguleringsgrensen - var omlag $12 \mu\text{S}/\text{cm } 20^{\circ}\text{C}$. Det beregnede elektrolyttinnhold i Sundkilen som funksjon av flomvannsmengde (Sundkilens volum er satt til $35 \cdot 10^6 \text{ m}^3$) er fremstilt grafisk i figur 34. Som det fremgår av kurven vil en effektiv utskifting oppnås med en flomvannsmengde som er omlag to ganger Sundkilens volum eller mer. En slik

effektiv utskifting har før reguleringen funnet sted i omlag 82% av tilfellene, mens det etter reguleringen finner sted bare i omlag 12% av tilfellene.

Det er nødvendig å ta forbehold om de tallverdier og forutsetninger som denne beregning bygger på. Videre avklaring om utskiftingsforholdene i Sundkilen er påkrevet.

Fig. 32. Median avrenning for Sundkilen i stagnasjons- og sirkulasjonsperioder.

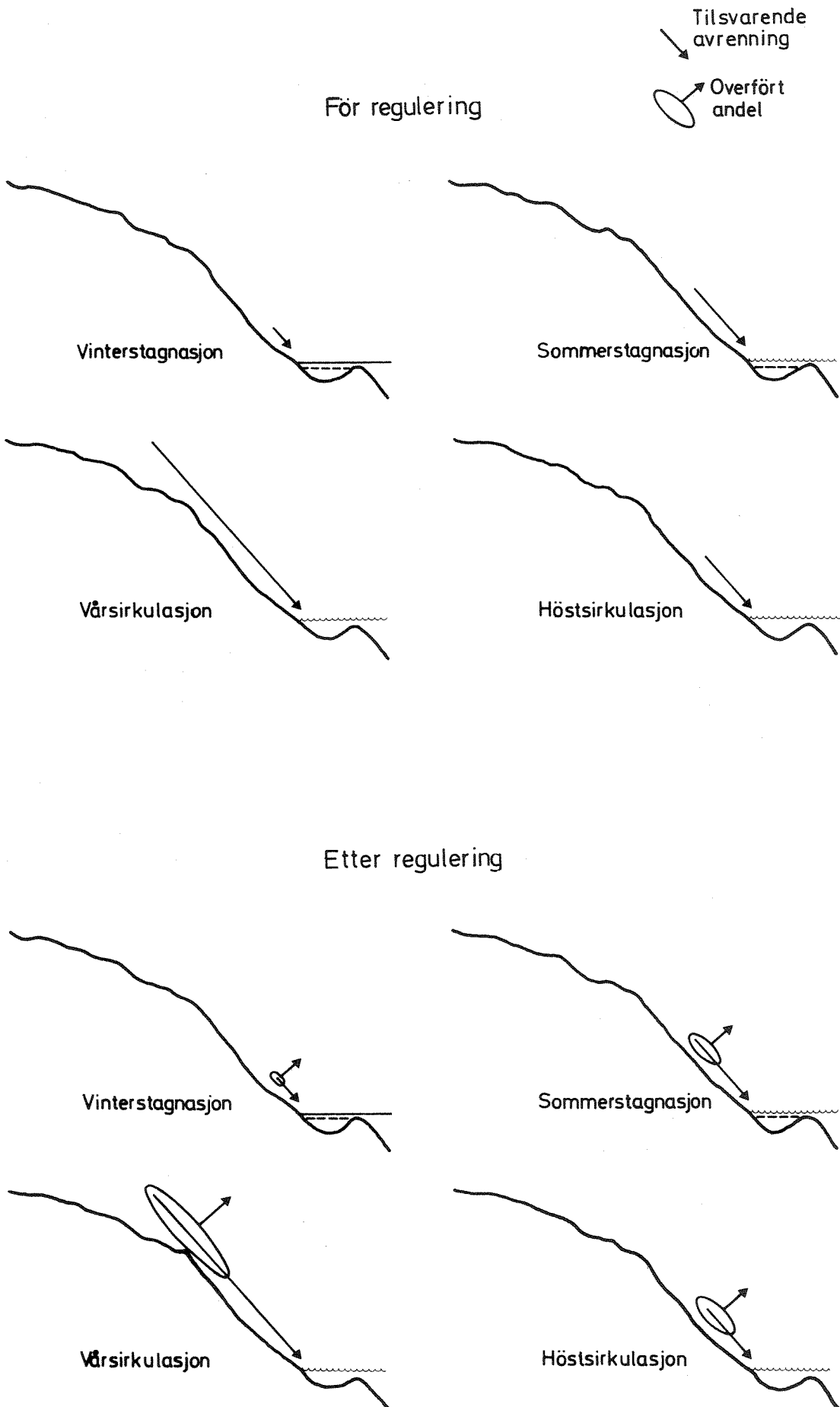


Fig. 33. Sundkilen. Karakteristiske gjennomstrømningsvolum i uke nr. 16 - 23.
Basert på Ræstad 1975.

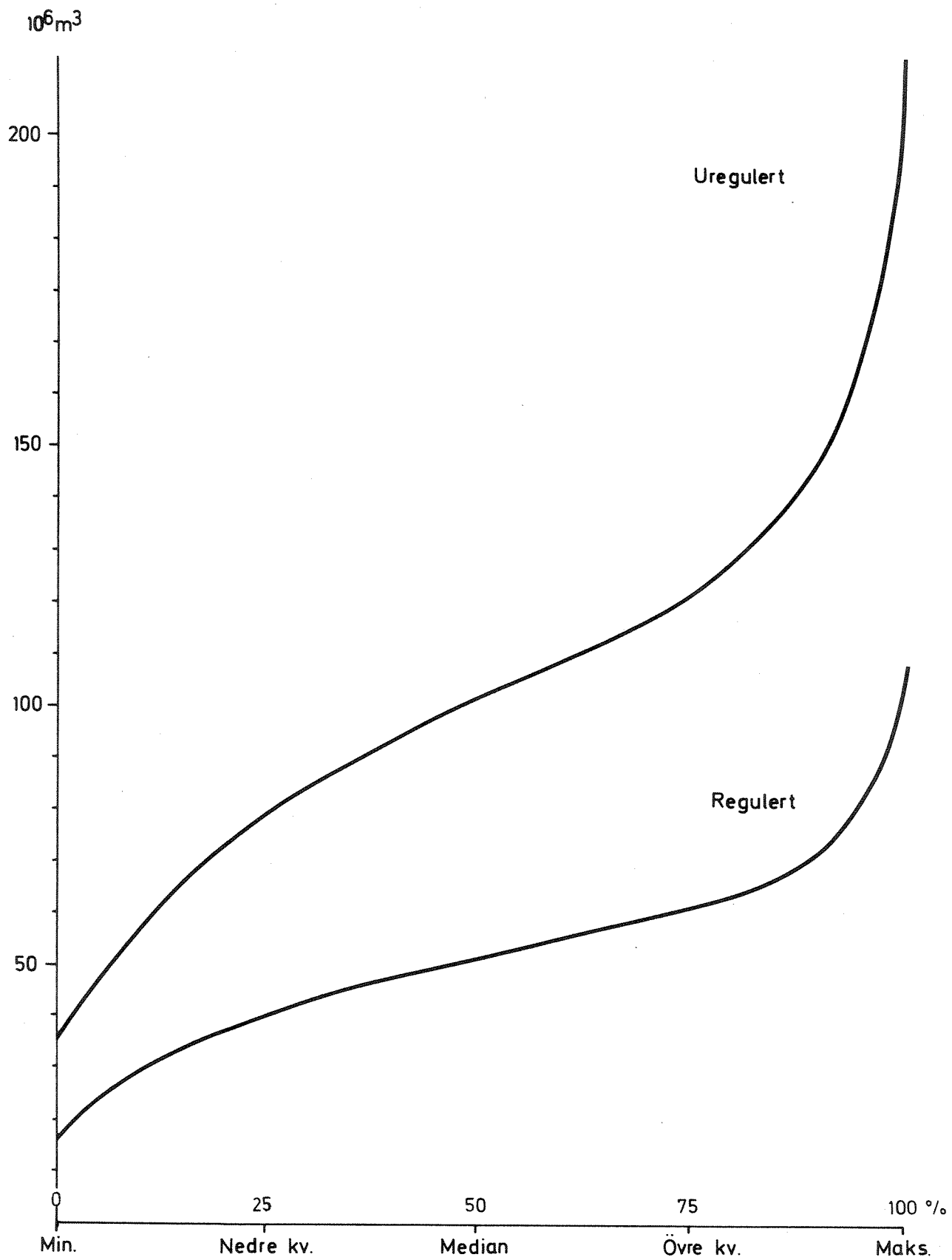
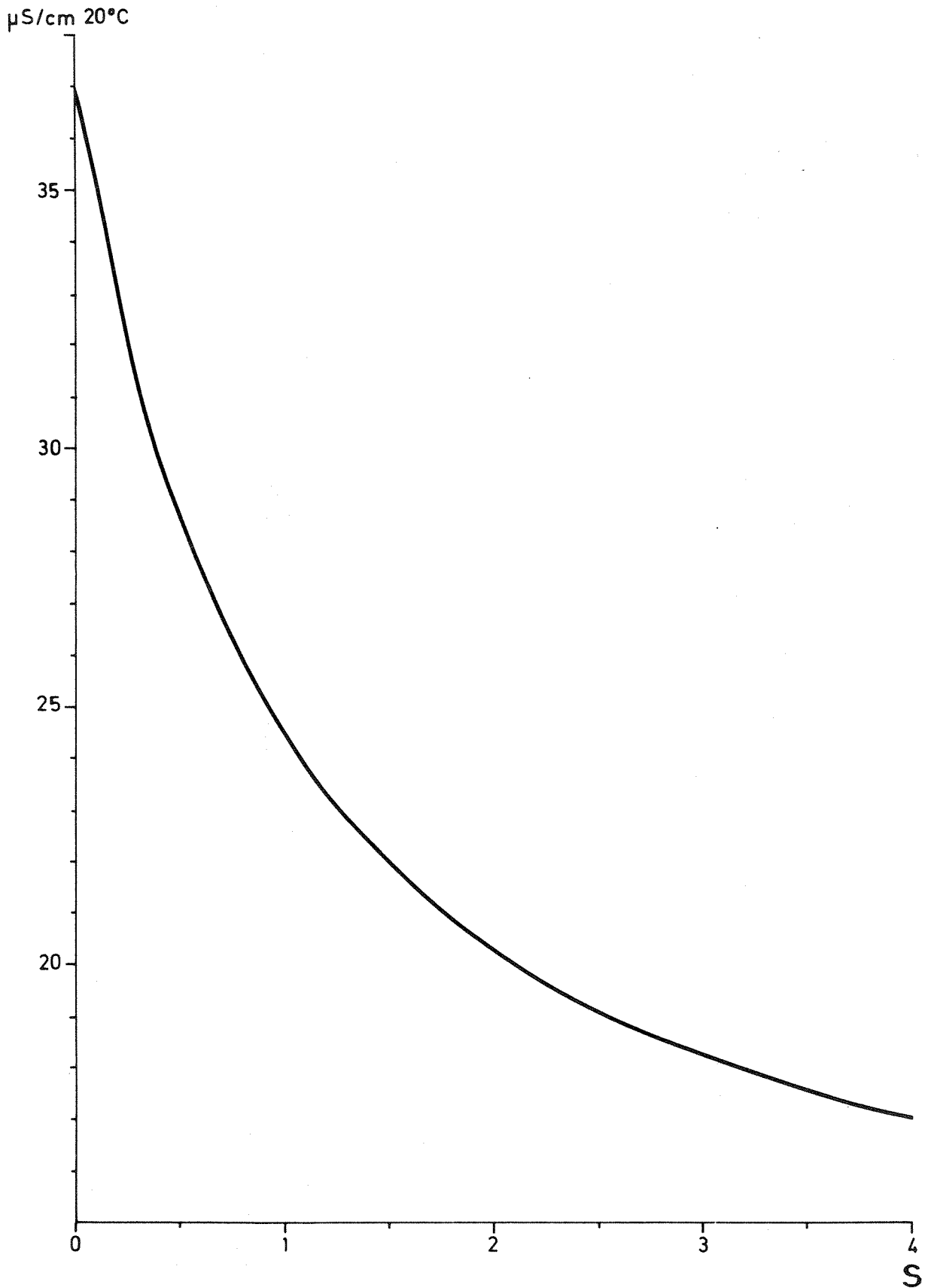


Fig. 34. Beregnet elektrolyttinnhold i Sundkilens vannmasse som funksjon av flommengde.
S=Sundkilens volum= $35 \cdot 10^6 \text{ m}^3$



11. LITTERATURLISTE

- BASS, N.: Oxygen - a vital fuel for growth.
Fish Farmer, Volume 1, No. 3, pp. 32-33, 1978.
- BJØRLYKKE, K.O.: Utsyn over Norges jord og jordsmonn.
Norges Geologiske Undersøkelse, Nr. 156, Oslo 1940.
- BOLIN, B. and Arrhenius, E.: Nitrogen - an essential life factor and
a growing environmental hazard.
AMBIO, Volume VI, 2-3, pp. 96-105, 1977.
- Bø kommune: Forslag til generalplan for Bø kommune i Telemark.
Generalplanutvalget i Bø, 1974.
- CHRISTIAN, G.: Tomorrows countryside.
John Murray, London 1966.
- CLAESSON, A.: Research on recovery of polluted lakes. Algal growth
potential and the availability of limiting nutrients.
Acta Universitatis Uppsaliensis, 461, pp. 1-27, Uppsala 1978.
- Det norske meteorologiske institutt: Nedbøren i Norge 1895-1943.
I. Middelverdier og maksima. Oslo 1949.
- EIFAC (European Inland Fisheries Advisory Commission): Water quality
criteria for European freshwater fish. Report on water temperature
and inland fisheries based mainly on Slavonic literature.
EIFAC tech. Pap., (6), pp. 1-32, Roma 1968.
- Finansdepartementet: Spesialanalyse i forurensninger.
Særskilt vedlegg 1 til St.meld. nr. 71 for 1972-1973, Oslo 1973.
- FOGG, G.E.: Algal cultures and phytoplankton ecology.
Madison 1965.
- FOTT, B.: Algenkunde.
Jena 1959.
- FRY, F.E.J., Hart, J.S. and Walker, K.F.: Lethal temperature relations for
a sample of young speckled trout, *Salvelinus fontinalis*.
Publications of the Ontario Fisheries
University of Toronto Studies,
Biological Series, No. 54, pp. 1-35, Toronto 1946.
- GJESSING, E.T.: Ferrous iron in water.
Limnol. and Oceanogr. 9, pp. 272-274, 1964.
- GOLTERMAN, H.L.: Physiological limnology.
Amsterdam 1975.
- GRØNER, Chr. F.: Seljordsvassdraget.
Tabeller. 572/RG
Oslo, 23. august 1967.
- HARALDSEN, H.N.: Datamateriale innsamlet av Sundsbarm Kraftverk.
Porsgrunn, 14. november 1977.

- HEDGPETH, J.W. and Gonor, J.J.: I "Biological Aspects of termal Pollution".
Ed.: Parker, F.L. & Krenkel, P.A.
Vanderbilt University Press. 1969.
- HOLTEDAHL, O.: Norges geologi.
Bind I, Oslo 1953.
- HYNES, H.B.N.: The Ecology of Running Waters.
Liverpool 1970.
- ILLIES, J.: Die Lebensgemeinschaft des Bergbaches.
Wittenberg Lutherstadt 1961.
- KANAVIN, E.V.: Hydrologiske forhold i Seljordvatn og Bøelv om vinteren.
En oversikt utarbeidet for vassdragssjønnet.
Stensiltrykk, Oslo, mars 1975.
- KOTAI, J., KROGH, T. AND SKULBERG, O.: The fertility of some Norwegian inland waters assayed by algal cultures.
Mitt. Internat. Verein. Limnol., 21, pp. 413-436, 1978.
- Kviteseid kommune: Utkast til generalplan.
Kviteseid - ein innlands-kommune i Sør-Norge.
Generalplanutvalget i Kviteseid, 1975.
- KÄLLQVIST, T.: Algal assay procedure (bottle test) at The Norwegian Institute for Water Research. Nordic symposium on algal assays in water pollution research, Oslo 1972.
Proceedings. Helsinki, NORDFORSK, 1973.
- LELEK, A.: Perish in silence.
Naturupa, pp. 13-18, No. 28, 1977.
- LID, J.: Norsk og svensk flora,
Oslo 1963.
- LIESTØL, O.: Noen isavsmeltningsfenomener i Nedre Telemark.
N. Geogr. T. 12, 1949.
- LILLEHAMMER, A.: Viktige sider ved laksens oppvekstmiljø i elvene.
Fauna 28, pp. 8-15, Oslo 1975.
- LINDSTRØM, E-A. og Skulberg, O.M.: Sestonobservasjoner i sammenheng med praktiske vannundersøkelser. Metoder, fremgangsmåter og eksempler på resultater. Norsk institutt for vannforsknings årbok 1975, pp. 35-47, Oslo 1976.
- LUND, J.W.G.: Primary production.
Water Treatment and Examination 19, pp. 332-358, 1970.
- MACAN, T.T.: Freshwater Ecology.
London 1963.
- MALME, L. og Skulberg, O.M.: Masseutvikling av elvesnelle (*Equisetum fluviatile* L.) i Norsjø.
Norsk institutt for vannforskning - 1975.

- McLEESE, D.W.: Effects of temperature, salinity and oxygen on the survival of the American lobster.
J. Fish. Res. Bd. Can. Vol. 13, pp. 247-272. 1956.
- MELLQUIST, P.: Statistiske analyser av pH-data fra Sira-Kvina-vassdragene.
VN-rapport: 1-72, Norges vassdrags- og elektrisitetsvesen, Oslo 1972.
- NAUMANN, E.: Grundzüge der regionalen Limnologie.
Stuttgart 1932.
- Nedre Telemark herredsrett: Rettsbok nr. 3, Overskjønn 1970, sesjon III, Oslo 1970.
- Nedre Telemark herredsrett: Rettsbok nr. 10, Underskjønn 1975, sesjon X, Oslo 1978.
- NORDBØ, J.B.: Norske fjellbeite. Bind IV.
Oversyn over fjellbeite i Telemark.
Det Kgl. Selskap for Norges Vel, Oslo 1961.
- Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd: Perspektivanalyse av forsknings- og utredningsbehovet i Telemark.
ISBN 82 - 577 - 0018 - 5, Oslo 1978.
- Norges vassdrags- og elektrisitetsvesen: Data arkiv.
pr. 8.07 1977.
Kontoret for overflatehydrologi, Vassdragsdirektoratet, Hydrologisk avdeling, juli 1977.
- Norsk institutt for vannforskning: Skiensvassdraget.
Beskrivelser og undersøkelser av vannforekomster.
Utredning for Østlandskomiteén 1967, Blindern 1967.
- Norsk institutt for vannforskning: Vassdragsundersøkelser i forbindelse med Sundsbarmreguleringen.
1. Daleåi- og Morgedalsåi-vassdragene.
Blindern, juni 1969.
- Norsk institutt for vannforskning a): Vassdragsundersøkelser i forbindelse med Sundsbarmreguleringen.
2. Åmotsdalsåi - Flatdalsåi.
Blindern, oktober 1970.
- Norsk institutt for vannforskning b): Vassdragsundersøkelser i forbindelse med Sundsbarmreguleringen.
4. Vegetasjonsforhold i Norsjø og påvirkninger av vannstandsvekslinger.
Blindern, september 1970.
- Norsk institutt for vannforskning: Vassdragsundersøkelser i forbindelse med Sundsbarmreguleringen.
3. Vassdragsforhold i Bø-elva.
Blindern, januar 1971. (Nyoptrykk 20. august 1978.)
- Norsk institutt for vannforskning: Masseutvikling av elvesnelle (*Equisetum fluviatile* L.) i Norsjø.
0-190/73, Blindern, 20. desember 1974.

- Norsk institutt for vannforskning a): Sundsbarmreguleringen - resipientforhold og vannføring. Notat til Nedre Telemark herredsrett i forbindelse med prosedyremøte i januar 1976. Ved Olav M. Skulberg. Blindern, 19. januar 1976.
- Norsk institutt for vannforskning b): Telemarksvassdraget. Undersøkelser 1975/76. Fremdriftsrapport nr. 1. O-112/70. Blindern, 7. september 1976.
- Norsk institutt for vannforskning: Telemarksvassdraget. Undersøkelser 1976. Fremdriftsrapport nr. 2, O-112/70, Blindern 15. desember 1977.
- Norsk institutt for vannforskning: Telemarksvassdraget. Undersøkelser 1977. Fremdriftsrapport nr. 3., O-112/70, Blindern, 25. mai 1978.
- NYGAARD, G.: Dansk Planteplankton, København, 1976.
- OTNES, J. og Ræstad, E.: Hydrologi i praksis. Ingeniørforlaget, Oslo 1973.
- RUTTNER, F.: Grundriss der Limnologie. 3. neubearbeitete und erweiterte Auflage. Berlin 1962.
- RÆSTAD, E.: Foreløpig hydrologisk rapport. 3057 Sundsbarm Sesjon X. Stabekk 11. desember 1975.
- Seljord kommune: Framlegg til generalplan for Seljord kommune. Generalplanutvalget i Seljord, 1976.
- SKULBERG, O.M.: Biologiske metoder for forurensningsundersøkelser. Norsk institutt for vannforskning, Blindern 1959.
- SKULBERG, O.M.: Algal cultures as a means to assess the fertilizing influence of pollution. Int. Conf. Wat. Pollut. Res., 3, Munich 1966. Vol. 1. Wash., Water Pollution Control Federation, 1967.
- SKULBERG, O.M.: Eutrofiering og biologiske forandringer i noen østnorske vannforekomster. I "Forurensning og biologisk miljøvern", redaktør I. Mysterud, pp. 219-235, Oslo 1971.
- SKULBERG, O.M.: Begroing i norske vassdrag, virkninger av regulering. Norsk institutt for vannforsknings årbok 1973, pp. 27-37, Oslo 1974.
- SKULBERG, O.M.: Vassdragene i morgendagens samfunn. Forskningsnytt nr. 8, pp. 8-13, 1975.
- SKULBERG, O.M.: Sestonobservasjoner ved vassdragsundersøkelser. Fauna 31, pp. 31-48, Oslo 1978.
- SKULBERG, O.M. og Kotai, J.: Miljøfaktorer og algeutvikling i strømmende vann - noen observasjoner av innvirkningene av vassdragsreguleringer på begroingsforhold i Glåma i Østerdalen. Norsk institutt for vannforskning 1977, Oslo 1978.

SUNDBORG, Å.: Älv, kraft, miljö. Vattenkraftutbyggnadens miljöeffekter. Naturgeografiska institutionen, Uppsala universitet och Statens naturvårdsverk, Stockholm. Motala 1977.

Sundsborn Kraftverk: Isohydatkart, M. 1:50 000, X-40045, Seljord 20.2-1967.

Sundsborn Kraftverk a): Tegn. nr. X-40115, Skien 4.7-1975.

Sundsborn Kraftverk b): Tegn. nr. X-40001, Seljord 30.10-1975.

Sundsborn Kraftverk: Kort redegjørelse vedrørende hydrologiske forhold, grunnvannsforhold, m.v., i tilknytning til utbyggingen. 424.030 TB/AM. Porsgrunn, 24. mars 1975.

SØMME, I.D.: Ørretboka - ørretfiske, ferskvannsfiske, fiskekultur. Oslo 1941.

THAULOW, H.: Vannbruksplan for Bøelva.
Del I : Generelt om vannbruksplaner
Del II : Vannbruksplan for Bøelva
Rapport O-90/76, O-98/77, A-4/23, Norsk institutt for vannforskning, Blindern 1978.

TRAAEN, T.: Vassdragsbiologi. Virkning av rensetekniske tiltak. PRA-rapport nr. 13, Blindern 1976.

WETZEL, R.G.: Limnology. Philadelphia 1975.

WINGÅRD, B. og Roald, L.: Vassdragene i Sør-Norge: Har det noensinne vært så tørt som i år? Norges vassdrags- og elektrisitetsvesen, Meddelelse nr. 34, Hydrologisk avdeling, Oslo 1976.

AAS, P.: Vassdragsregulering. I "Sportsfiskerens leksikon", redaktør K. Jensen, pp. 1558-1593, Oslo 1968.

T A B E L L E R

Tabell 4. Generelle opplysninger om nedbørfeltene.

| LOKALITETER | Samlet areal km ² Før reg. Etter reg. | Jordbruksareal km ² Før reg. Etter reg. | Annet areal km ² Før reg. Etter reg. | Gjennomsnittlig vannføring m ³ /s Før reg. Etter reg. | Innbyggertall Før reg. Etter reg. |
|---------------------------------|--|--|---|---|--------------------------------------|
| Daleåi v. innl. Sundkilen | 276 122 | 2.9 2.9 | 273.1 119.1 | 5.5 2.4 | 1000 1000 |
| Morgedalsåi v. samløp Daleåi | 65 40 | 0.6 0.6 | 64.4 39.4 | 1.3 0.8 | 400 400 |
| Utløp Sundkilen | 361 182 | 4.5 4.5 | 356.5 177.5 | 7.2 3.6 | 2600 2600 |
| Flatdalsåi v. Lakshøi | 510 270 | 6.7 6.7 | 503.3 263.3 | 15.0 7.9 | 1400 1400 |
| Bøelva v. Hagadrag | 710 850/470 | 10.6 10.6 | 699.4 839.4/459.4 | 20.8 23.3/13.8 | 3200 3200 |
| Bøelva v. innløp Norsjø | 1050 1190/810 | 38.6 38.6 | 1011.4 1151.4/771.4 | 30.9 33.3/23.8 | 8400 8400 |

x Kraftverk i drift

xx Kraftverk ikke i drift

Tabell 5. Luft-temperatur i °C. Dalen værstasjon, Telemark.

| Periode | Jan. | Febr. | Mars | Apr. | Mai | Juni | Juli | Aug. | Sept. | Okt. | Nov. | Des. | I året |
|------------------|------|-------|------|------|------|-------|-------|-------|-------|------|------|------|--------|
| 1966 | -9.5 | -10.9 | +0.1 | +1.0 | +8.0 | +15.1 | +15.8 | +13.4 | +10.3 | +5.0 | -0.7 | -4.2 | + 3.6 |
| 1967 | 8.0 | 3.3 | 2.0 | 3.4 | 7.1 | 13.6 | 14.6 | 14.5 | 10.8 | 5.9 | 2.9 | 3.6 | 5.0 |
| 1968 | 6.8 | 5.5 | 0.4 | 4.9 | 8.3 | 14.9 | 15.2 | 16.1 | 10.9 | 5.1 | 2.9 | 5.1 | 4.6 |
| 1969 | 3.4 | 9.2 | 3.9 | 3.7 | 9.1 | 16.0 | 16.0 | 16.6 | 11.5 | 6.7 | 2.8 | 5.1 | 4.6 |
| 1970 | 7.6 | 10.4 | 1.1 | 2.3 | 10.4 | 17.0 | 13.5 | 15.0 | 9.3 | 4.9 | 2.1 | 1.8 | 4.1 |
| 1975 | 0.4 | 3.4 | 0.5 | 3.2 | 10.0 | 14.0 | 17.5 | 17.5 | 10.3 | 5.8 | 1.0 | 2.2 | 6.4 |
| 1976 | 4.8 | 2.8 | 1.8 | 6.1 | 10.2 | 14.8 | 17.3 | 17.3 | 8.8 | 4.0 | 0.8 | 4.9 | 5.3 |
| 1977 | 5.5 | 6.4 | 0.4 | 2.0 | 10.1 | 14.5 | 16.6 | 14.3 | 9.1 | 6.0 | 0.6 | | |
| 30 års normal | 5.0 | 4.6 | 0.8 | 4.3 | 9.9 | 13.8 | 16.4 | 14.9 | 10.6 | 5.2 | 0.6 | 2.3 | 5.3 |

Tabell 6. Nedbør i mm. Dalen værstasjon, Telemark

| Periode | Jan. | Febr. | Mars | Apr. | Mai | Juni | Juli | Aug. | Sept. | Okt. | Nov. | Des. | I året |
|---------------|------|-------|------|------|-----|------|------|------|-------|------|------|------|--------|
| 1966 | 47 | 90 | 35 | 30 | 110 | 30 | 67 | 164 | 45 | 153 | 57 | 138 | 966 |
| 1967 | 56 | 78 | 86 | 43 | 156 | 37 | 64 | 148 | 125 | 214 | 139 | 63 | 1209 |
| 1968 | 56 | 39 | 60 | 16 | 52 | 102 | 55 | 33 | 343 | 130 | 58 | 27 | 970 |
| 1969 | 114 | 19 | 5 | 88 | 47 | 103 | 74 | 30 | 72 | 52 | 96 | 49 | 749 |
| 1970 | 62 | 43 | 19 | 27 | 34 | 52 | 123 | 62 | 87 | 146 | 182 | 16 | 853 |
| 1975 | 151 | 19 | 23 | 20 | 40 | 18 | 58 | 84 | 140 | 96 | 69 | 57 | 775 |
| 1976 | 58 | 40 | 11 | 22 | 57 | 31 | 30 | 4 | 61 | 239 | 101 | 46 | 700 |
| 1977 | 55 | 66 | 53 | 58 | 24 | 83 | 86 | 91 | 116 | 108 | | | |
| 30 års normal | 60 | 43 | 30 | 40 | 50 | 71 | 100 | 113 | 92 | 93 | 87 | 78 | 857 |

Tabell 7. Bøelva. Aritmetiske måneds- og årsmiddel av vannføring ved Hagadrag-vannmerke i tiden 1966 - 1975.
 Vannføring i m³/s.

| Årstall | Jan. | Febr. | Mars | Apr. | Mai | Juni | Juli | Aug. | Sept. | Okt. | Nov. | Des. | År |
|---------|------|-------|------|------|------|------|------|------|-------|------|------|------|------|
| 1966 | 2.3 | 2.0 | 1.9 | 2.3 | 97.0 | 20.7 | 5.0 | 22.6 | 12.5 | 27.7 | 15.2 | 6.7 | 18.2 |
| 1967 | 3.8 | 3.0 | 7.4 | 15.0 | 98.9 | 64.6 | 8.7 | 25.6 | 27.8 | 44.5 | 41.0 | 8.9 | 29.2 |
| 1968 | 3.4 | 2.8 | 3.7 | 30.8 | 46.4 | 35.8 | 11.6 | 2.2 | 53.4 | 40.9 | 14.1 | 4.2 | 20.8 |
| 1969 | 2.1 | 2.2 | 2.3 | 10.0 | 62.5 | 37.9 | 8.8 | 4.3 | 4.6 | 6.9 | 6.3 | 2.6 | 12.6 |
| 1970 | 1.9 | 1.9 | 2.1 | 3.4 | 40.6 | 10.0 | 17.8 | 9.6 | 11.5 | 22.7 | 26.6 | 23.9 | 14.4 |
| 1971 | 14.7 | 15.6 | 9.3 | 24.4 | 38.3 | 11.7 | 3.0 | 9.5 | 5.0 | 6.7 | 14.8 | 18.3 | 14.3 |
| 1972 | 15.1 | 14.7 | 17.9 | 32.7 | 43.3 | 30.6 | 14.9 | 54.6 | 13.5 | 11.0 | 13.2 | 17.6 | 23.3 |
| 1973 | 12.5 | 12.9 | 20.4 | 19.1 | 27.6 | 14.5 | 4.0 | 3.5 | 1.7 | 21.6 | 12.9 | 12.9 | 13.6 |
| 1974 | 17.0 | 15.7 | 16.9 | 32.5 | 19.1 | 10.9 | 3.8 | 2.6 | 26.0 | 21.4 | 30.0 | 23.4 | 18.2 |
| 1975 | 17.0 | 19.9 | 19.4 | 21.7 | 49.9 | 11.8 | 3.8 | 2.3 | 5.0 | 22.1 | 10.1 | 15.3 | 16.5 |

Tabell 10. Karakteristiske data for vannkvalitet.

| Lokaliteter | Spes. el. ledn. evne 20°C µS/cm | Surhets-grad pH | Farge mg Pt/l | Kjem. oks. forbruk mg O/l | Jern µg Fe/l | Fosfor komp. µg P/l | Nitrogen komp. µg N/l | Klorid mg Cl/l |
|-------------|------------------------------------|--------------------|------------------|------------------------------|-----------------|------------------------|--------------------------|-------------------|
| Daleåi | 20 | 6.8 | 26 | 11 | 123 | 8 | 198 | 0.8 |
| Morgedalsåi | 21 | 6.7 | 29 | 12 | 110 | 11 | 225 | 0.9 |
| Sundkilen | 21 | 6.8 | 28 | 8 | 110 | 8 | 290 | 1.2 |
| Flatdalsåi | 21 | 6.7 | 19 | 8 | 82 | 6 | 261 | 0.9 |
| Bøelva | 20 | 6.6 | 33 | 9 | 86 | 8 | 343 | 1.2 |

Tabell 12. Aritmetiske middelværdier av hydrokjemiske analyseresultater for Daleåi og Morgedalsåi.

| Stasjon | Faktor | | Suretsgrad | Spes. el. ledn. ved 20°C | Farge | Turbiditet | Fosfor-komponenter | Ortofosfat | Nitrogen-komponenter | Nitrat | Kjemisk oks. forbruk | Klorid | Jern | Kalsium |
|---------|---------------------|--|------------|--------------------------|---------|------------|--------------------|------------|----------------------|--------|----------------------|---------|---------|---------|
| | | | pH | µS/cm | mg Pt/l | F.T.U. | µg P/l | µg P/l | µg N/l | µg N/l | mg O/l | µg Cl/l | µg Fe/l | mg Ca/l |
| Fidsrom | Daleåi | | 6,2 | 19,7 | 26 | 0,9 | (13) | 2 | 198 | 38 | 11,4 | 0,8 | (123) | - |
| | Høydalsmo | | 6,8 | 18,2 | 23 | 0,6 | (11) | 3 | 189 | 35 | 9,8 | 0,7 | (88) | - |
| | Bjørnflatin bro | | 6,8 | 20,4 | 29 | 0,6 | (8) | <2 | 196 | 41 | 13,5 | 0,9 | (130) | - |
| | Nørsterud bro | | 6,9 | 20,9 | 26 | 1,3 | (20) | <2 | 207 | 39 | 11,5 | 0,9 | (155) | - |
| | Morgedalsåi | | 6,7 | 20,7 | 29 | 1,3 | (22) | 4 | 225 | 51 | 12,2 | 0,9 | (110) | - |
| | Utl. Morgedalstjern | | 6,6 | 20,4 | 30 | 1,2 | (15) | 5 | 208 | 31 | 12,1 | 0,9 | (118) | - |
| | Lundervall bro | | 6,8 | 21,1 | 28 | 1,3 | (8) | 2 | 238 | 71 | 12,2 | 1,0 | (103) | - |
| Fidsrom | Daleåi | | 7,0 | 29,6 | 37 | 0,8 | 9 | (<2) | 276 | (68) | 11,7 | 1,6 | 84 | 4,2 |
| | Høydalsmo | | 6,8 | 24,9 | 42 | 0,9 | 11 | (<2) | 246 | (27) | 10,6 | 1,6 | 102 | 3,1 |
| | Bjørnflatin bro | | 6,9 | 30,6 | 46 | 1,0 | 9 | (<2) | 304 | (60) | 12,5 | 1,7 | 106 | 4,2 |
| | Nørsterud bro | | 7,1 | 35,3 | 24 | 0,5 | 5 | (<2) | 288 | (135) | 12,6 | 1,6 | 48 | 5,3 |
| | Morgedalsåi | | 6,9 | 37,6 | 47 | 0,7 | 39 | (36) | 499 | (226) | 14,8 | 2,1 | 148 | 5,3 |
| | Utl. Morgedalstjern | | 6,8 | 36,0 | 55 | 0,8 | 63 | (59) | 494 | (130) | 18,3 | 2,1 | 194 | 5,0 |
| | Lundervall bro | | 7,1 | 39,3 | 38 | 1,8 | 13 | (31) | 506 | (370) | 11,1 | 2,1 | 98 | 5,7 |

Tall i parentes: utilstrekkelig observasjonsmateriale

: Datagrunnlag mangler

Tabell 13. Aritmetiske middelværdier av hydrokjemiske analyseresultater for Åmotsdalsåi - Flatdalsåi

| Stasjon | Faktor | Suretsgrad | Spes. el. ledn. evne 20°C | Farge | Turbiditet | Fosfor-komponenter | Orthofosfat | Nitrogen-komponenter | Nitrat | Kjemisk oks. forbruk | Klorid | Jern | Kalsium |
|---------------------------------|-------------|------------|---------------------------|---------|------------|--------------------|-------------|----------------------|--------|----------------------|---------|---------|---------|
| | | pH | µS/cm | mg Pt/l | F.T.U. | µg P/l | µg P/l | µg N/l | µg N/l | mg O/l | mg Cl/l | µg Fe/l | mg Ca/l |
| Tidstrom Før regulering | Flatdalsåi | 6,7 | 20,9 | 19 | 0,2 | (12) | 3 | 261 | 96 | 7,4 | (0,9) | 82 | - |
| | Kyrkjemoen | (6,7) | (35,2) | (4) | 0,1 | - | (2) | (370) | - | (<5) | (0,9) | (60) | - |
| | Flatdal bro | 6,9 | 21,2 | 19 | 0,2 | (13) | 3 | 233 | 118 | 6,5 | (1,0) | 53 | - |
| | Lakshøl | 6,5 | 18,1 | 26 | 0,2 | (11) | 2 | 261 | 69 | 9,4 | - | 114 | - |
| Tidstrom Etter regulering | Flatdalsåi | 7,0 | 30,1 | 26 | 0,6 | 6 | (2) | 333 | 183 | 7,3 | 1,4 | 61 | 4,0 |
| | Kyrkjemoen | 7,2 | 40,8 | 21 | 0,4 | 7 | (<2) | 367 | (100) | 5,4 | 2,0 | 24 | 5,3 |
| | Flatdal bro | 7,1 | 29,9 | 25 | 0,9 | 5 | (2) | 343 | (380) | 7,8 | 1,4 | 57 | 4,1 |
| | Lakshøl | 6,7 | 19,6 | 30 | 0,7 | 5 | (<2) | 289 | (40) | 8,9 | 0,9 | 107 | 2,3 |

Tall i parentes: utilstrekkelig observasjonsmateriale

- : Datagrunnlag mangler

Tabell 14. Aritmetiske middelværdier av hydrokjemiske analyseresultater for Sundkilen.

| | Surhetsgrad | Spes. el. ledn. evne 20°C | Farge | Turbiditet F.T.U. | Fosfor-komponenter µg P/l | Ortofosfat µg P/l | Nitrogen-komponenter µg N/l | Nitrat µg N/l | Kjemisk oks. forbruk mg O/l | Klorid mg Cl/l | Jern µg Fe/l | Kalsium mg Ca/l |
|--------------------------|-------------|---------------------------|-------|-------------------|---------------------------|-------------------|-----------------------------|---------------|-----------------------------|----------------|--------------|-----------------|
| Tidsrom før regulering | 6,8 | 21,1 | 29 | 0,8 | - | (21) | - | 120 | 11,3 | 1,2 | (65) | - |
| Tidsrom etter regulering | 6,9 | 26,5 | 40 | 0,8 | (19) | (7) | 340 | (95) | 11,7 | 1,4 | 60 | 3,5 |

Tall i parentes: Utilstrekkelig observasjonsmateriale

- : Datagrunnlag mangler

Tabell 15. Hydrokjemiske data fra observasjoner i Sundkilen 1. juli 1975.

| m.dyp | Temp C° | pH | Spes.el. ledn.e. µS 20°C | Farge mg Pt/l | Turb. JTU | P komp. µg P/l | N komp. µg N/l | Klorid mg Cl/l | Kalsium mg Ca/l | Jern µg Fe/l | Sulfat mg SO ₄ /l | Kjem.oks. forbruk mg O/l | Oksygen mg O/l | % metning |
|-------|------------|-----|--------------------------------|---------------------|--------------|----------------------|----------------------|-------------------|--------------------|-----------------|---------------------------------|--------------------------------|-------------------|-----------|
| 0 | 18,12 | 6,9 | 23,8 | 48,5 | 0,47 | 6 | 200 | 1,1 | 3,25 | 50 | 3,5 | 10,3 | 9,4 | 102,5 |
| 1 | 17,98 | 6,7 | 23 | 38 | 0,43 | 5 | 270 | 1,2 | 3,2 | 40 | 3,4 | 7,7 | 9,35 | 101,9 |
| 3 | 14,85 | 6,6 | 23,6 | 40,5 | 0,46 | 23 | 430 | 1,2 | 3,2 | 40 | 3,3 | 11,6 | 9,35 | 95,6 |
| 5 | 13,25 | 6,7 | 22,9 | 38 | 0,54 | 7 | 220 | 1,2 | 3,12 | 60 | 3,3 | 7,9 | 9,55 | 94,3 |
| 7 | 9,95 | 6,5 | 21,7 | 35,5 | 0,44 | 4 | 340 | 1,1 | 3,09 | 60 | 3,3 | 10,2 | 9,65 | 86,4 |
| 10 | 7,15 | 6,5 | 23,1 | 51 | 0,58 | 12 | 310 | 1,1 | 3,2 | 80 | 3,6 | 10 | 9,9 | 84,6 |
| 20 | 6,35 | | 23 | 48,5 | 0,6 | 6 | 30 | 1,3 | 3,25 | 50 | 3,7 | 5,7 | 9,65 | 80,8 |
| 25 | 6,33 | 6,6 | 23,8 | 54 | 0,51 | 6 | 270 | 1,2 | 3,25 | 130 | 3,4 | 12,6 | 9,85 | 82,3 |
| 27 | 6,29 | 6,5 | 23,5 | 51 | 0,59 | 6 | 290 | 1,2 | 3,25 | 130 | 3,5 | 11,2 | 9,75 | 81,6 |

Tabell 16. Aritmetiske middelværdier av hydrokjemiske analyseresultater for Bøelva.

| Faktor | Ar | Surhetsgrad | Spes. el. ledn. evne 20°C | Farge | Turbiditet | Fosfor - ortofosfat | Nitrogenkomponenter | Nitrat | Kjemisk oks. forbruk | Klorid | Jern | Kalsium |
|--------|--------------|-------------|---------------------------|---------|------------|---------------------|---------------------|--------|----------------------|---------|---------|---------|
| | | pH | µS/cm | mg Pt/l | F.T.U. | µg P/l | µg N/l | µg N/l | mg O/l | mg Cl/l | µg Fe/l | mg Ca/l |
| | 1969 | 6,6 | 18,8 | 28 | 0,4 | 5 ^x | 262 | 104 | 11 | 1,0 | 86 | - |
| | 1970 | 6,9 | 22,1 | 35 | 0,4 | 4 ^x | 398 | 163 | 11 | 1,4 | 67 | - |
| | 1969 og 1970 | 6,7 | 20,2 | 31 | 0,4 | 5 ^x | 321 | 131 | 11 | 1,1 | 77 | - |
| | 1975 | 6,7 | 23,0 | 35 | 0,8 | 6 ^{xx} | 290 | - | 8 | 1,1 | 57 | 2,5 |
| | 1976 | 6,8 | 21,7 | 28 | 0,9 | 6 ^{xx} | 331 | - | 7 | 1,4 | 43 | 3,0 |
| | 1975 og 1976 | 6,7 | 22,9 | 34 | 0,8 | 6 ^{xx} | 295 | - | 8 | 1,2 | 55 | 2,6 |

- : Datagrunnlag mangler

x : ortofosfat

xx : totalfosfor

Tabell 17. Aritmetiske middelværdier av hydrokjemiske analyseresultater for stasjoner i Bøelva i tidsrommet etter regulering

| Faktor Stasjon | Surhetsgrad | Spes. el. ledn. evne 20°C | Farge | Turbiditet | F.T.U. | µg P/l | µg N/l | mg O/l | oks. forbruk | Klorid | µg Fe/l | mg Ca/l |
|-------------------|-------------|---------------------------------|---------|------------|--------|--------|--------|--------|--------------|---------|---------|---------|
| | pH | µS/cm | mg Pt/l | F.T.U. | µg P/l | µg N/l | mg O/l | mg O/l | mg Cl/l | µg Fe/l | mg Ca/l | |
| Hegna | 6,9 | 20 | 28 | 0,4 | 4 | 288 | 6 | 1,0 | 30 | 2,6 | | |
| Sande bro | 6,8 | 20 | 25 | 0,5 | 5 | 259 | 8 | 1,0 | 38 | 2,4 | | |
| Tjøntveit bro | 6,8 | 22 | 27 | 0,4 | 3 | 276 | 9 | 1,0 | 37 | 2,6 | | |
| Oterholt bro | 6,7 | 22 | 36 | 0,9 | 6 | 271 | 8 | 1,1 | 49 | 2,5 | | |
| Folkestad bro | 6,7 | 22 | 36 | 0,8 | 6 | 306 | 8 | 1,1 | 48 | 2,5 | | |
| Beverøya | 6,7 | 25 | 34 | 4,7 | 7 | 259 | 11 | 1,1 | 70 | 2,7 | | |
| Manne bro | 6,7 | 25 | 68 | 1,8 | 11 | 330 | 9 | 1,4 | 91 | 2,6 | | |
| Innløp Norsjø | 6,7 | 26 | 43 | 1,2 | 12 | 295 | 10 | 1,4 | 90 | 2,7 | | |

Tabell 18. Variasjonsområde for hydrokjemiske parametre på noen forurensningspåvirkede lokaliteter. Prøvetaking 1966-1976.

| Vassdrag | Lokalitet | Prøvetaking | Surhetsgrad | Spes. el. ledn. evne 20°C | Fargetall | Turbiditet | Fosforkomponenter | Ortofosfat | Nitrogenkomponenter | Nitrat | Kjemisk oksygenforbruk | Klorid |
|-------------|------------------|-------------|-------------|---------------------------|-----------|------------|-------------------|------------|---------------------|----------|------------------------|-----------|
| | | | pH | µS/cm | mg Pt/l | F.T.U. | µg P/l | µg P/l | µg N/l | µg N/l | mg O/l | mg Cl/l |
| Bøelva | Manne bro | 69 - 70 | 5,6 - 8,7 | 16 - 27 | 13 - 69 | 0,1 - 1,8 | | <2 - 35 | 130 - 1000 | 60 - 260 | 7 - 22 | 0,7 - 1,7 |
| | " | 75 - 76 | 6,5 - 7,1 | 20 - 51 | 23 - 57 | 0,4 - 1,3 | 6 - 38 | - | 170 - 640 | - | 7 - 23 | 1 - 2,5 |
| Daleåi | Høydalismo | 66 - 67 | 6,6 - 6,9 | 13 - 24 | 17 - 32 | 0,3 - 0,9 | - | <2 - 4 | 135 - 225 | 5 - 93 | 8 - 12 | 0 - 1 |
| | " | 75 - 76 | 6,5 - 7,1 | 19 - 33 | 0 - 102 | 0,2 - 2,6 | 5 - 12 | <2 - 2 | 90 - 530 | 10 - 60 | 6 - 14 | 1 - 2,1 |
| Morgedalsåi | Utl. Morgedalsåi | 66 - 67 | 6,5 - 6,8 | 14 - 24 | 25 - 38 | 0,5 - 2,5 | - | <2 - 8 | 143 - 255 | 5 - 65 | 8 - 16 | 0,6 - 1,1 |
| | " | 75 - 76 | 6,6 - 7,0 | 11 - 50 | 28 - 147 | 0,6 - 2,3 | 13 - 230 | 36 - 72 | 200 - 2000 | 70 - 240 | 8 - 57 | 1,2 - 3,4 |
| Åmotsdalsåi | Kyrkjemoen | 69 | 7,1 | 35 | 4 | <0,1 | - | 2 | 370 | - | <5 | 0,3 |
| | " | 75 - 76 | 7,0 - 7,3 | 23 - 50 | 5 - 62 | 0,2 - 0,7 | 3 - 20 | <2 | 150 - 690 | 20 - 160 | <5 - 15 | 0,7 - 3,2 |

-- : Datagrunnlag mangler

Tabell 19. Næringsgrunnlag for algevekst.

| Type nedbørfelt | Elv | Lokalitet | AGP ^x 10 ⁶ celler/l | COD ^{xx} mg O/l | Total-P µg P/l | Total-N µg N/l | Konduktivitet µS/cm 20 °C | |
|---------------------------|--|----------------------------|--|-----------------------------|-------------------|-------------------|------------------------------|-----|
| Fjell- og skog områder | Angedalselva | Bruket | 0,3 | <10 | 3 | 100 | 12 | |
| | Bandak | Kviteseid | 1,5 | <10 | 3 | 175 | 7 | |
| | Daleåi | Kyrkjehylen | 4 | 13 | 5 | 250 | 25 | |
| | Haldenvassdraget | Åsnes | 6 | 22 | 11 | 270 | 33 | |
| | Lågen | Otta | 7 | <10 | 4 | 130 | 16 | |
| | Landbruksområder med spredt bebyggelse | Bøelva | Sanda bro | 8 | <10 | 4 | 320 | 20 |
| " | | Manne bro | 9 | <10 | 10 | 300 | 22 | |
| " | | Teksten | 10 | 12 | 11 | 500 | 27 | |
| Nitelva | | Glitre | 145 | <10 | 28 | 600 | 48 | |
| Svartelva | | Mjøsa | 156 | 30 | 55 | 1200 | 118 | |
| Morgedalsåi | | Utløp Morgedals- tjønni | 340 | 22 | 90 | 460 | 35 | |
| Haldenvassdraget | | Brautmet | 540 | 30 | 95 | 1400 | 83 | |
| " | | Bjørkelangen | 570 | 28 | 50 | 700 | 65 | |
| Urbaniserte områder | | Rømua | Lørenfallet | 965 | 50 | 170 | 570 | 115 |
| | | Ljanselva | Utløp | 1200 | 23 | 200 | 2000 | 170 |
| | Nitelva | Lillestrøm | 1600 | 24 | 174 | 1590 | 93 | |
| | Bølerbekken | Utløp | 2000 | 33 | 350 | 3000 | 265 | |
| | Bøevju | Nedstrøms Bø | 2900 | 54 | 560 | 4230 | 172 | |

x) AGP (algal growth potential)- algevekstpotensial

xx) K₂Cr₂O₇

Tabell 22. Antall identifiserte arter i begroingsamfunn.

| Lokalitet Organismegruppe | Åmotdalsåi | Flatdalsåi | Daleåi | Morgedalsåi | Bøelva | Bøelva |
|------------------------------|-----------------|-------------|---------------|---------------|-------------|-----------|
| | Åmot-Kyrkjemoen | Flatdal bru | Nørsterud bru | Lundevall bru | Hegna-Sanda | Manne bru |
| Schizomycetes | - | - | - | - | 1 | 3 |
| Cyanophyceae | 7 | 4 | 6 | 6 | 8 | 9 |
| Chlorophyceae | 10 | 9 | 21 | 12 | 19 | 11 |
| Bacillariophyceae | 7 | 10 | 10 | 19 | 18 | 12 |
| Chrysophyceae | 1 | 1 | - | - | 1 | 1 |
| Rhodophyceae | 2 | 2 | - | 2 | 3 | 3 |
| Identifiserte arter | 27 | 26 | 37 | 39 | 50 | 39 |

Tabell 23. Arter med betydelig forekomst i begroingssamfunn.

| Lokalitet Organismer | Åmots- dalsåi | Flat- dalsåi | Daleåi | Morgedalsåi | Bøelva Hegna- Sanda | Bøelva Manne bru |
|---------------------------------------|------------------|-----------------|--------|-------------|---------------------------|------------------------|
| SCHIZOMYCETES | | | | | | |
| Cladothrix dichotoma | | | | | | x |
| Sphaerotilus natans | | | | | | x |
| CYANOPHYCEA | | | | | | |
| cf. Gloeocapsa sp. | | | x | | | |
| Oscillatoria cf. bornetii | | | | x | | |
| Oscillatoria spp. | | | | | | x |
| Phormidium autumnale | | | | x | | x |
| cf. Schizothrix sp. | x | | | | | |
| Tolypothrix distorta | | | | x | | |
| Tolypothrix distorta var. penicillata | x | | x | | x | |
| CHLOROPHYCEAE | | | | | | |
| Ankistrodesmus spp. | | | x | | | |
| Bulbochaete sp. | | | | | x | |
| Chlamydomonas sp. | | | | | | x |
| Closterium spp. | x | | | | | x |
| Mougeotia sp. | | | | | x | |
| Microspora cf. rufescens | x | | | | | |
| Oedogonium sp. | | | x | x | | |
| Scenedesmus bijugatus | | | x | | | |
| Spirogyra spp. | x | | | | | |
| Stigeoclonium tenue | | | | | | x |
| Zygnema spp. | x | x | x | | x | |
| BACILLARIOPHYCEAE | | | | | | |
| Ceratoneis arcus | | x | | | | |
| Nitzschia palea | | | | | | x |
| Tabellaria flocculosa | | x | | x | x | |
| CHRYSOPHYCEAE | | | | | | |
| Hydrurus foetidus | x | x | | | x | |
| RHODOPHYCEAE | | | | | | |
| Batrachospermum sp. | | | | | x | |
| Chantransia chalybea | | x | | | x | |
| Lemanea fluviatilis | x | x | | x | x | x |

Tabell 24. Åmotsdalsåi - algeforekomst i begroingsprøver.

Kvantitetsangivelse se tabell 2.

| LOKALITET, Åmot - Kyrkjemoen | 1969 | 1975 | |
|--|------|------|-----|
| | 19/6 | /7 | 7/8 |
| CYANOPHYCEAE | | | |
| Chamaesiphon A. Braun et Grunnow sp. | 2 | | |
| Oscillatoria Vaucher sp. | | 1 | |
| Pseudanabaena Lauterborn sp. | | | 2 |
| cf. Schizothrix Kützing sp. | | 3 | 3 |
| Stigonema cf. mamillosum (Lyng.) Ag. | 2 | | |
| Tolypothrix distorta cf. var. penicillata (Ag.) Lemm. | 3 | | |
| Ubestemte cyanophyceer | 2 | | |
| CHLOROPHYCEAE | | | |
| Closterium Nitzsch sp. | 3 | | |
| Cosmarium Corda spp. | 1 | 1 | 1 |
| Draparnaldia Bory sp. | | | |
| Euastrum Ehrenb. sp. | | 1 | |
| Microspora cf. rufescens (Kütz.) Lagerh. | 3 | | |
| Spirogyra Link sp. (15µ) | 2 | | |
| Spirogyra Link sp. (75µ) | | | 5 |
| Spirogyra Link spp. | 3 | | |
| Spondylosium planum Wolle | | 1 | |
| Zygnema Agardh sp. | | 4 | 2 |
| BACILLARIOPHYCEAE | | | |
| Achnanthes Bory sp. | 1 | | |
| Ceratoneis arcus Kütz. | 1 | 2 | 2 |
| Cymbella Agardh sp. | | 1 | |
| Frustulia rhomboides var. saxonica (Rabenh.) de Toni | 2 | | |
| Navicula Bory spp. | 1 | | |
| Tabellaria fenestrata (Lyngb.) Kütz. | 1 | | |
| Tabellaria flocculosa (Roth) Kütz. | | 2 | 1 |
| CHRYSOPHYCEAE | | | |
| Hydrurus foetidus (Vill.) Trév. | 3 | | |
| RHODOPHYCEAE | | | |
| Batrachospermum Roth sp. | 1 | | |
| Lemanea fluviatilis (L.) Ag. | | 3 | 1 |

Tabell 25. Flatdalsåi - algeforekomst i begroingsprøver.

Kvantitetsangivelse se tabell 2.

| LOKALITET, Flatdal bru | 1967 | 1975 | |
|--|------|------|-----|
| | 6/7 | 1/7 | 7/8 |
| CYANOPHYCEAE | | | |
| Chamaesiphon cf. curvatus Nordstedt | | 2 | |
| Oscillatoria Vaucher spp. | 1 | | |
| Pseudanabaena Lauterborn sp. | | 1 | |
| Ubestemte cyanophyceer | 2 | | |
| CHLOROPHYCEAE | | | |
| Ankistrodesmus falcatus (Corda) Ralfs | | | 1 |
| Closterium Nitzsch spp. | | 1 | |
| Cosmarium Corda spp. | | 1 | |
| Microspora cf. rufescens (Kütz.) Lagerh. | 1 | | |
| Mougeotia Agardh sp. | | 2 | |
| Oedogonium Link sp. | | | 2 |
| Scenedesmus bijugatus (Turp.) Kütz. | | | 2 |
| Scenedesmus Meyen sp. | | | 1 |
| Zygnema Agardh sp. | 4 | | 3 |
| BACILLARIOPHYCEAE | | | |
| Achnanthes Bory spp. | | 1 | 1 |
| Ceratoneis arcus Kütz. | | 4 | |
| Cymbella Agardh sp. | | 1 | 1 |
| Diatoma de Candolle sp. | | 2 | |
| Eunotia Ehrenb. sp. | | | 1 |
| Gomphonema olivaceum (Lyngb.) Kütz. | | 1 | |
| Gomphonema Agardh spp. | 1 | | |
| Pinnularia Ehrenb. sp. | | | 1 |
| Synedra Ehrenb. spp. | 2 | | |
| Tabellaria flocculosa (Roth) Kütz. | 3 | 2 | 2 |
| CHRYSOPHYCEAE | | | |
| Hydrurus foetidus (Vill.) Trév. | 3 | | |
| RHODOPHYCEAE | | | |
| Chantransia chalybea Fries | | 4 | |
| Lemanea fluviatilis (L.) Ag. | 2 | 4 | 4 |

Tabell 26. Daleåi - algeforekomst i begroingsprøver.

Kvantitetsangivelse se tabell 2.

| LOKALITET, Nørsterud bru | 1966 | 1975 | |
|--|------|------|-----|
| | 24/8 | 1/7 | 6/8 |
| CYANOPHYCEAE | | | |
| Coelosphaerium cf. kuetszingianum Näg. | | | + |
| cf. Gloeocapsa Kütz. sp. | 3 | | |
| Oscillatoria Vaucher sp. | | | 1 |
| Pseudanabaena Lauterborn sp. | | | 2 |
| Stigonema cf. mamillosum (Lyngb.) Ag. | 2 | | |
| Tolypothrix distorta cf. var. penicillata (Ag.) Lemm. | 3 | | |
| CHLOROPHYCEAE | | | |
| Ankistrodesmus falcatus (Corda) Ralfs | | 1 | 1 |
| Ankistrodesmus Corda spp. | | 1 | 3 |
| Closterium Nitzsch sp. | | 2 | 1 |
| Coelastrum microporum Näg. | | + | 1 |
| Cosmarium depressum (Näg.) Lund | | + | 1 |
| Cosmarium ornatum Ralfs | | | 1 |
| Cosmarium Corda spp. | 1 | 1 | 1 |
| Desmidium Agardh sp. | | | 1 |
| Elakatothrix gelatinosa Wille | | + | 1 |
| Mougeotia Agardh sp. | 1 | 1 | 1 |
| Oedogonium Link sp. | | 2 | 3 |
| Oocystis Nägeli sp. | | + | 1 |
| Pediastrum boryanum (Turp.) Menegh. | | + | 1 |
| Pediastrum tetras (Ehr.) Ralfs | | 1 | 2 |
| Scenedesmus bijugatus (Turp.) Kütz. | | 2 | 3 |
| Scenedesmus cf. denticulatus Lagerh. | | 1 | 1 |
| Scenedesmus obliquus (Turp.) Kütz. | | 1 | 2 |
| Scenedesmus quadricauda (Turp.) Bréb. | | 1 | 2 |
| Scenedesmus Meyen spp. | | 1 | 1 |
| Spondylosium planum Wolle | | + | 1 |
| Zygnema Agardh spp. | 2 | 5 | 3-4 |
| BACILLARIOPHYCEAE | | | |
| Achnanthes Bory spp. | | 1 | 2 |
| Ceratoneis arcus Kütz. | | 1 | 2 |
| Cymbella Agardh sp. | | 1 | 1 |
| Eunotia Ehrenb. sp. | | 1 | 1 |
| Gomphonema acuminatum Ehr. | | + | 1 |
| Navicula Bory sp. | | 1 | 1 |
| Nitzschia Hassal sp. | | 1 | 1 |
| Pinnularia Ehrenb. sp. | | 1 | 1 |
| Synedra Ehrenb. sp. | | 1 | 1 |
| Tabellaria flocculosa (Roth) Kütz. | 2 | 1 | 1 |

Tabell 27. Morgedalsåi - algeforekomst i begroingsprøver.
Kvantitetsangivelse se tabell 2.

| LOKALITET, Lundevall bru | 1966 | 1967 | 1975 | |
|--|------|------|------|-----|
| | 24/8 | 5/7 | 1/7 | 6/8 |
| CYANOPHYCEAE | | | | |
| Oscillatoria cf. bornetii Zukal | | | 4 | |
| Oscillatoria Vaucher sp. | | | | 2 |
| Phormidium autumnale (Ag.) Gom. | | | | 3 |
| Pseudanabaena Lauterborn sp. | | | 2 | 1 |
| Tolypothrix distorta Kütz. | | 3 | | |
| Tolypothrix distorta cf. var. penicillata (Ag.) Lemm. | 2 | | | |
| CHLOROPHYCEAE | | | | |
| Ankistrodesmus falcatus (Corda) Ralfs | | | 1 | 2 |
| Closterium Nitzsch spp. | | | 1 | |
| Cosmarium ornatum Ralfs | | | 1 | |
| Cosmarium Corda sp. | | | 1 | |
| Euastrum cf. denticulatum (Kirchn.) Gay | | | + | |
| Mougeotia Agardh sp. | 2 | | + | 2 |
| Oedogonium Link sp. | | | 3 | 3-4 |
| Oocystis Nägeli sp. | | | + | |
| Scenedesmus obliquus (Turp.) Kütz. | | | | 1 |
| Spirogyra Link sp. | | | | 2 |
| Staurostrum cf. apiculatum Bréb. | | | | 1 |
| Zygnema Agardh sp. (22-25µm) | | 2 | | |
| BACILLARIOPHYCEAE | | | | |
| Achnanthes Bory sp. | | | 1 | |
| Amphora Ehrenb. sp. | | | 1 | |
| Ceratoneis arcus Kütz. | 2 | 2 | 2 | |
| Cymbella cf. affinis Kütz. | | | | 1 |
| Cymbella Agardh sp. | | | 2 | |
| Diatoma elongatum Agardh | | | | 1 |
| Diatoma de Candolle sp. | | | + | |
| Eunotia arcus Ehrenb. | | | | 1 |
| Fragilaria cf. construens Ehrenb. | | | | 1 |
| Fragilaria Lyngbye sp. | | 1 | 1 | |
| Gomphonema acuminatum Ehr. | | | + | |
| Gomphonema cf. olivaceum (Lyngb.) Kütz. | | | 1 | 1 |
| Gomphonema Agardh sp. | 2 | | | |
| Nitzschia palea (Kütz.) Smith | | | | 2 |
| Nitzschia Hassal sp. | | | 1 | |
| Pinnularia viridis (Nitzsch) Ehrenb. | | | | 1 |
| Synedra ulna (Nitzsch) Ehrenb. | | | 2 | 1 |
| Tabellaria flocculosa (Roth) Kütz. | 2 | 1 | 2 | 3 |
| Ubestemte pennate diatomeer | 2 | 1 | | |
| RHODOPHYCEAE | | | | |
| Chantransia cf. hermannii (Roth) Desv. | | 2 | | |
| Lemanea fluviatilis (L.) Ag. | | 5 | 4 | 4-3 |

Tabell 28. Bøelva - algeforekomst i begroingsprøver.

Kvantitetsangivelse se tabell 2.

| LOKALITET, Hegna-Sanda | 1969 | | 1975 | |
|--|------|------|------|-----|
| | 18/6 | 27/8 | 30/6 | 5/8 |
| SCHIZOMYCETES | | | | |
| Cladothrix dichotoma Cohn | | | 2 | 2 |
| CYANOPHYCEAE | | | | |
| Chamaesiphon A. Braun et Grunnow sp. | | 1 | | |
| Coelosphaerium cf. kuetszingianum Näg. | | | 1 | + |
| Nostoc cf. verrucosum Vaucher | | + | | |
| Pleurocapsa Thuret sp. | 1 | | | |
| Pseudanabaena Lauterborn sp. | | | 1 | |
| Rivularia (Roth) Agardh sp. | 2 | | | |
| Stigonema mamillosum (Lyngb.) Ag. | 2 | 2 | | |
| Tolypothrix distorta var. penicillata (Ag.) Lemm. | 3 | | | |
| CHLOROPHYCEAE | | | | |
| Ankistrodesmus falcatus (Corda) Ralfs | | | | + |
| Bulbochaete Agardh sp. | 1 | 1 | 3 | 4 |
| Closterium Nitzsch spp. | 2 | 1 | | |
| Cosmarium Corda spp. | 1 | | + | 2 |
| Draparnaldia glomerata (Vauch.) Ag. | | | 2 | |
| Euastrum cf. denticulatum (Kirchn.) Gay | | | | + |
| Mougeotia Ag. sp. | 1 | 1 | 1 | 3 |
| Oedogonium Link sp. | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Scenedesmus bijugatus (Turp.) Kütz. | | | + | |
| Scenedesmus Meyen sp. | | | + | |
| Schizochlamys gelatinosa A. Braun | | | 2 | |
| Spirogyra Link spp. | 1 | 2 | | |
| Spondylosium planum Wolle | | | | 1 |
| Staurastrum alternans Bréb. | | 1 | | |
| Staurastrum Meyen sp. | | + | | |
| Ulothrix zonata Kütz. | | 1 | | |
| Ulothrix Kützing spp. | 2 | | | |
| Zygnema Agardh sp. | 2 | 4 | 1 | |
| Ubestemt tetrasporal grønnalge | | | 4 | |
| BACILLARIOPHYCEAE | | | | |
| Achnanthes Bory spp. | 1 | | 1 | |
| Ceratoneis arcus Kütz. | 2 | + | | 1 |
| Cymbella Agardh sp. | | | 1 | 1 |
| Diatoma elongatum Ag. | 1 | 1 | | |
| Diatoma hiemale var. mesodon (Ehrb.) Grun. | 1 | | | |
| Didymosphenia geminata (Lyngbye) M. Schmidt | + | | | |
| Fragilaria construens Ehrenb. | | 2 | | |
| Frustulia rhomboides var. saxonica (Rabenh.) de Toni | 1 | | 1 | 1 |
| Gomphonema olivaceum (Lyngb.) Kütz. | | 2 | | |
| Gomphonema Agardh sp. | 1 | | | |

forts...

Tabell 28, forts.

| LOKALITET, Hegna/Sanda | 1969 | | 1975 | |
|--------------------------------------|------|------|------|-----|
| | 18/6 | 27/8 | 30/6 | 5/8 |
| Meridion circulare Ag. | + | | | |
| Navicula Bory sp. | 1 | | 1 | 1 |
| Nitzschia Hassal spp. | 1 | | | |
| Pinnularia viridis (Nitzsch) Ehrenb. | | 1 | | |
| Pinnularia Ehrenberg sp. | | | | 1 |
| Synedra ulna (Nitzsch) Ehrenb. | 1 | 1 | + | |
| Tabellaria fenestrata (Lyngb.)Kütz. | | 1 | 1 | |
| Tabellaria flocculosa (Roth) Kütz. | 3 | 1 | 2 | 5 |
| CHRYSOPHYCEAE | | | | |
| Hydrurus foetidus (Vill.) Trév. | 3 | | | |
| RHODOPHYCEAE | | | | |
| Batrachospermum Roth sp. | 3 | 1 | | |
| Chantransia chalybea Fries | 4 | 1 | 1 | |
| Lemanea fluviatilis (L.) Ag. | 3 | 4 | | |

Tabell 29. Bøelva - algeførekost i begroingsprøver.

| LOKALITET, Manne bro | 1969 | | 1975 | |
|---------------------------------------|------|------|------|-----|
| | 18/6 | 27/8 | 30/6 | 5/8 |
| SCHIZOMYCETES | | | | |
| Beggiatoa alba (Vauch.)Trév. | 2 | + | | |
| Cladothrix dichotoma Cohn | 3 | 3 | 1-2 | 1 |
| Sphaerotilus natans Kütz. | 3 | 2 | 1 | 2 |
| CYANOPHYCEAE | | | | |
| Chamaesiphon A. Braun et Grunnow sp. | | | 1 | |
| Oscillatoria cf. chlorina Kütz. | 3 | 2 | | |
| Oscillatoria limosa Ag. | | | 3 | 3 |
| Oscillatoria tenuis Ag. | 2 | 3 | | |
| Oscillatoria Vaucher spp. | | | 4 | 3 |
| Phormidium autumnale (Ag.) Gom. | 3 | 3-4 | 3 | 1 |
| Phormidium Kütz. sp. | 1 | 3 | | |
| Pseudanabaena Lauterborn sp. | 1 | + | 2 | 2 |
| Scytonema Agardh sp. | 1 | | | |
| CHLOROPHYCEAE | | | | |
| Ankistrodesmus falcatus (Corda) Ralfs | | | | 1 |
| Bulbochaete Agardh sp. | | | 2 | |
| Chlamydomonas Ehrenb. sp. | 3 | 4 | | |
| Closterium Nitzsch spp. | 1 | 1 | 2 | 3 |
| Cosmarium Corda spp. | | | 1 | 1 |
| Oedogonium Link sp. | 1 | | 1 | |
| Scenedesmus bijugatus (Turp.)Kütz. | | | 2 | |
| Scenedesmus quadricauda (Turp.)Bréb. | | | 1 | |
| Spondylosium planum Wolle | | | 1 | 1 |
| Stigeoclonium tenue Kütz. | 4 | 3 | | |
| Ulothrix zonata Kütz. | 2 | 1 | | |
| BACILLARIOPHYCEAE | | | | |
| Achnanthes Bory sp. | | | 1 | 1 |
| Ceratoneis arcus Kütz. | 1 | | 2 | 2 |
| Cymbella cf. affinis Kütz. | 1 | | | |
| Cymbella Agardh sp. | | | 1 | |
| Diatoma hiemale (Lyngb.)Heiberg | | 1 | | |
| Fragilaria Lyngbye sp. | 1 | | | |
| Navicula cryptocephala Kütz. | 1 | 2 | | |
| Nitzschia palea (Kütz.) Smith | 3 | 3 | 3 | 2 |
| Nitzschia Hassal spp. | 2 | | | |
| Pinnularia viridis (Nitzsch) Ehrenb. | | 1 | | |
| Synedra ulna (Nitzsch)Ehrenb. | | | | 1 |
| Tabellaria flocculosa (Roth) Kütz. | 2 | 1 | 2 | 2 |
| CHRYSOPHYCEAE | | | | |
| Hydrurus foetidus (Vill.) Trév. | 1 | | | |
| RHODOPHYCEAE | | | | |
| Chantransia chalybea Fries | | | 2 | |
| Chantransia de Candolle sp. | 1 | | | 1 |
| Lemanea fluviatilis (L.)Ag. | | | 3 | 2 |

Tabell 30. Analyse av kvantitative planktonprøver fra Sundkilen.

Prøvetaking: 1. juli og 6. august 1975

Prøvedyp: 0 m

Tallene angir celler (evt. kolonier, trichomer) $\cdot 10^3$ pr. l
+ angir $< 20 \cdot 10^3$ celler pr. l.

| Organismer | Dato | 1/7 1975 | 6/8 1975 |
|---|------|----------|----------|
| CYANOPHYCEAE | | | |
| Anabaena flos-aquae (Lyngb.)Breb. | | > 300 | + |
| Aphanothece cf. clatrata West & West | | | + |
| cf. Chroococcus Nägeli sp. | | | 37 |
| Gomphosphaeria lacustris Chod. | | | 81 |
| cf. Merismopedia tenuissima Lemm. | | | 90 |
| Ubestemt trichal blågrønnalge (3 μ bred) | | | 23 |
| CHLOROPHYCEA | | | |
| Ankistrodesmus falcatus var. acicularis (A.Br.)G.S.West | | + | |
| Ankistrodesmus fractus (West & West) Brunnth. | | + | |
| Chlamydomonas Ehrenb. sp. | | + | |
| Coelastrum microporum Nägeli | | + | |
| Crucigenia fenestrata Schmidle | | + | |
| Crucigenia tetrapedia (Kirch.) West & West | | | + |
| Dictyosphaerium simplex Skuja | | 74 | + |
| Elakatothrix gelatinosa Wille | | 62 | 20 |
| Gloeococcus schroeteri (Chod.) Lemm. | | + | 46 |
| Oocystis Nägeli sp. | | + | + |
| cf. Oocystis solitaria Wittrock | | 43 | |
| Selenastrum capricornutum Printz | | 1439 | 130 |
| Ubestemt tetrasporal grønnalge, solitær | | 311 | 93 |
| BACILLARIOPHYCEAE | | | |
| Cyclotella cf. operculata (Ag.) Kütz. | | 49 | 28 |
| Cymbella Agardh sp. | | + | |
| Gomphonema Agardh sp. | | + | |
| Melosira distans (Ehrenb.) Kütz. | | + | 25 |
| Ubestemt pennat diatomé | | | + |
| CHRYSOPHYCEAE | | | |
| Bitrichia chodati (Chod.) Rev. | | | + |
| Dinobryon acuminatum Ruttner | | + | + |
| Dinobryon borgei Lemm. | | + | |
| Dinobryon divergens Imhof | | | + |
| Dinobryon suecicum Lemm. | | + | |
| Ubestemte chrysomonader | | 1663 | 740 |
| DINOPHYCEAE | | | |
| Gymnodinium Stein sp. | | | + |
| Peridinium inconspicuum Lemm. | | | 31 |
| ZOOPLANKTON | | | |
| Vorticella sp. (på Anabaena flos-aquae) | | 31 | |
| Ubestemt ciliat | | + | |
| VARIA | | | |
| μ -alger (<2-5 μ i diameter) | | 1569 | 257 |
| Cyster | | 112 | 37 |

Tabell 31. Plankton i Sundkilen, 1. juli 1975.

Materialet innsamlet med planteplanktonhåv (25 µ)

Kvantitetsangivelse se tabell 2

| Organismer | Stasjon ^x | | |
|--|----------------------|----|----|
| | S1 | S2 | S3 |
| CYANOPHYCEAE | | | |
| Anabaena flos-aquae (Lyngb.) Bréb. | 4 | 4 | 4 |
| Anabaena cf. planctonica Brunth. | | + | |
| Chroococcus cf. turgidus (Kütz.) Naeg. | | | 1 |
| Coelosphaerium kützingianum Naeg. | 1 | 2 | 1 |
| Gomphosphaeria lacustris Chod. | 1 | | 1 |
| Oscillatoria limosa Ag. | + | | |
| Oscillatoria Vaucher spp. | 1 | + | + |
| Pseudanabaena Lauterborn sp. | 1 | 1 | + |
| CHLOROPHYCEAE | | | |
| Botryococcus braunii Kütz. | 1 | 2 | 2 |
| Chlamydomonadin flagellat | 2 | | |
| Closterium cf. kützingii Bréb. | | | + |
| Coelastrum microporum Naegeli | 1 | 1 | 1 |
| Cosmarium Corda sp. | + | + | |
| Crucigenia rectangularis (A. Braun) Gay | 1 | 2 | 1 |
| Elakatothrix gelatinosa Wille | 1 | | 1 |
| Elaktothrix cf. genevensis (Rev.) Hind. | 1 | 1 | 2 |
| Geminella cf. interrupta (Turpin) Lagerh. | | | + |
| Gloeococcus schroeteri (Chod.) Lemm. | 3 | 3 | 4 |
| Gloeocystis cf. bacillus Teiling | 1 | 2 | 2 |
| Gloeocystis cf. planctonica (W. & G.S. West) Lemm. | | | 1 |
| Gonatozygon de Bary sp. | + | | |
| Nephrocytium Nägeli sp. | | 1 | 1 |
| Oedogonium Link sp. | 1 | | |
| Oocystis Nägeli sp. | 1 | | 1 |
| Pediastrum boryanum (Turp.) Menegh. | 1 | + | 1 |
| Pediastrum tetras (Ehr.) Ralfs | + | | + |
| Quadrigula pfitzeri (Schroeder) Printz | 1 | + | 1 |
| Scenedesmus Meyen sp. | + | | + |
| Selenastrum capricornutum Printz | 1 | | |
| Staurodesmus cf. extensus (Borge) Teiling | | + | |
| Ubestemt grønnalge | 1 | 2 | |
| BACILLARIOPHYCEAE | | | |
| Achnanthes Bory sp. | 1 | | |
| Fragilaria Lyngbye sp. | 1 | | |
| Nitzschia Hassal sp. | | + | |
| Tabellaria fenestrata (Lyngb.) Kütz. | 1 | | 1 |
| Tabellaria flocculosa (Roth) Kütz. | 1 | 2 | 2 |
| CHRYSOPHYCEAE | | | |
| Mallomonas cf. caudata Iwanoff | 1 | | 1 |
| Stichogloea doederleinii (Schmidle) Wille | 1 | 1 | 1 |
| DINOPHYCEAE | | | |
| Peridinium Ehrenb. spp. | 1 | 1 | |
| Ubest. dinoflagellat | | | + |
| CILIATA | | | |
| Vorticella sp. (på Anabaena flos-aquae) | 4 | 4 | 3 |
| ROTATORIA | | | |
| Asplanchna priodonta Gosse | | | 1 |
| Conochilus sp. | 2 | 3 | 3 |
| Notholca longispina Kell. | 2 | 2 | 2 |
| Polyarthra sp. | 1 | 2 | 3 |
| CRUSTACEA | | | |
| Bosmina sp. | 3 | 3 | 2 |
| Cyclops sp. | 2 | 2 | 1 |
| Daphnia sp. | 2 | | |
| Diaptomus sp. | 2 | 2 | 1 |
| Holopedium gibberum Zadd. | 2 | 1 | + |
| Nauplier | 2 | | |
| Polyphemus pediculus (L.) | 1 | 1 | 1 |

^xS1 Sundkilen, innerst (nær Kviteseid)

S2 " midterst

S3 " ytterst

Tabell 32. Plankton i Sundkilen.

Materiale innsamlet med planteplanktonhåv (25 µm).

Kvantitetsangivelse se tabell 2

| Organismer | Dato | 24/8 1966 | 13/9 1967 | 11/10 1973 |
|---|------|--------------|--------------|---------------|
| CYANOPHYCEAE | | | | |
| Anabaena flos-aquae (Lyngb.) Bréb. | | 4 | 2 | |
| Chroococcus cf. turgidus (Kütz.) Naeg. | | | | + |
| Gomphosphaeria lacustris Chod. | | | | 1 |
| Pseudanabaena Lauterborn sp. | | 1 | | + |
| CHLOROPHYCEAE | | | | |
| Ankistrodesmus falcatus var. spirilliformis G.S.West | | | | + |
| Botryococcus braunii Kütz. | | | + | |
| Chlamydomonas cf. sagittula Skuja | | 2 | + | |
| Closterium Nitzsch sp. | | | | + |
| Cosmarium Corda sp. | | + | | + |
| Crucigenia rectangularis (A. Braun) Gay | | | | + |
| Dictyosphaerium cf. simplex Skuja | | | | + |
| Gloeococcus schroeteri (Chod.) Lemm. | | + | + | 1 |
| Gloeocystis cf. planctonica (W. & G.S.West) Lemm. | | | + | 1 |
| Nephrocytium Nägeli sp. | | | | + |
| Oocystis Nägeli sp. | | | + | + |
| Quadrigula pfitzeri (Schroeder) Printz | | | + | + |
| Scenedesmus quadricauda (Turp.) Bréb. | | | | + |
| Spondylosium planum (Wolle) W. & G.S.West | | | | + |
| Staurodesmus cf. extensus (Borge) Teiling | | | | + |
| BACILLARIOPHYCEAE | | | | |
| Cyclotella Kützing sp. | | | | 1 |
| Melosira Agardh sp. | | | | 1 |
| Tabellaria fenestrata (Lyngb.) Kütz. | | | 2 | + |
| Tabellaria flocculosa (Roth) Kütz. | | | | 1 |
| CHRYSOPHYCEAE | | | | |
| Dinobryon sociale var. americanum (Brunnth.) Bachm. | | | | + |
| Mallomonas cf. caudata Iwanoff | | | | 1 |
| Stichogloea doederleinii (Schmidle) Wille | | | | + |
| Synura uvella Ehrenb.em.Korschikon | | | | + |
| Chrysophyce-cyster | | | | 1 |
| DINOPHYCEAE | | | | |
| Ubestemt dinoflagellat | | | | 1 |
| CILIATA | | | | |
| Vorticella sp. (på Anabaena flos-aquae) | | 3 | 1 | |
| Ubestemte ciliater | | 1 | 1 | |
| Ubestemt protozoo | | | | 1 |
| ROTATORIA | | | | |
| Conochilus sp. | | 1 | | 1 |
| Keratella cochlearis Gosse | | | + | 1 |
| Notholca longispina Kell. | | + | 1 | 1 |
| Polyarthra sp. | | + | 1 | 2 |
| CRUSTACEA | | | | |
| Bosmina sp. | | 4 | 2 | 1 |
| Cyclops sp. | | 2 | 2 | + |
| Daphnia sp. | | 2 | 3 | |
| Diaptomus sp. | | | 1 | |
| Heterocope saliens (Liljeborg) | | | 3 | |
| Holopedium gibberum Zadd. | | + | 3 | |
| Nauplier | | 2 | | |
| Egg av krepsdyr | | | 2 | |

Tabell 33. Karakteristikk av planktonet i Sundkilen

| År for prøvetaking Organismegruppe | 1966 . 1967 ^x | 1973 ^{xx} | 1975 ^{xxx} |
|---|---|---|--|
| <u>Antall registrerte arter:</u> Cyanophyceae Chlorophyceae Bacillariophyceae Chrysophyceae Dinophyceae Ciliata Rotatoria Crustacea | 2 7 1 - - 2 4 6 | 3 13 4 5 1 1 3 2 | 11 31 10 7 3 1 4 6 |
| <u>Fremtredende organismer:</u> Fyto-plankton | Anabaena flos-aquae Chlamydomonas cf. sagittula | Gomphosphaeria lacustris Gloeococcus schroeteri Gloeocystis cf. planctonica Cyclorella sp. Melosira sp. Mallomonas cf. caudata | Anabaena flos-aquae Gloeococcus schroeteri Selenastrum capricornutum Botryococcus braunii Crucigenia spp. Gomphosphaeria lacustris Tabellaria flocculosa Ubest. chrysomonader |
| Zoo-plankton | Bosmina sp. Daphnia sp. Holopedium gibberum Vorticella sp. | Bosmina sp. Ubestemt protozoo | Bosmina sp. Conochilus sp. Notholca longispina Vorticella sp. Holopedium gibberum |

^x Håvtrekk 24/8 1966 og 13/9 1967, ^{xx} Håvtrekk 11/10 1973, ^{xxx} Håvtrekk 1/7 1975 og kvantitative prøver 1/7 og 6/8 1975.

Tabell 34. Fiskegarn benyttet til observasjoner av "sly".

| Garn nr. | Betegnelse | Farge | Trådtykkelse mm | Maskevidde mm | Lengde m | Dybde m |
|-------------|--------------|-------|--------------------|------------------|-------------|------------|
| Sundkilen | Monofilament | Blå | 0,18 | 30 | 24 | 1,4 |
| Seljordvatn | " | Grønn | 0,18 | 30 | 23 | 1,4 |
| Norsjø | " | Klar | 0,20 | 30 | 21,5 | 1,4 |

Tabell 35. Mikroskopisk analyse av slam på fiskegarn
Kvantitetsangivelse se tabell 2

| Arter | Lokalitet | Sund- kilen | Seljord- vatn | Nor- sjø |
|---|-----------|----------------|------------------|-------------|
| CYANOPHYCEAE | | | | |
| Anabaena flos-aquae (Lyngb.) Bréb. (akineter) | | | | + |
| Chroococcus turgidus (Kütz.) Naeg. | | 1 | 1 | 1 |
| Gomphosphaeria lacustris Chod. | | 2 | 1 | |
| Merismopedia tenuissima Lemm. | | 2 | | |
| Merismopedia Meyen. sp. | | | 1 | 1 |
| Oscillatoria Vaucher spp. | | 1 | | + |
| CHLOROPHYCEAE | | | | |
| Bulbochaete Agardh sp. (fragmenter) | | | | 1 |
| Closterium Nitzsch sp. | | + | | + |
| Coelastrum microporum Naegeli | | 1 | | |
| Cosmarium Corda sp. | | 1 | + | 1 |
| Crucigenia rectangularis (A. Braun) Gay | | 2 | | |
| Euastrum Ehrenb. sp. | | + | | |
| Micrasterias Agardh sp. | | | | + |
| Mougeotia Agardh sp. | | 2 | | 1 |
| Oedogonium Link spp. | | 4 | + | 2 |
| Oocystis Nägeli sp. | | 1 | | |
| Pediastrum boryanum (Turp.) Menegh. | | + | | |
| Pleurotaenium trabecula (Ehr.) Näg. | | | | + |
| Scenedesmus Meyen spp. | | 1 | | 1 |
| Staurastrum Meyen sp. | | 1 | | |
| Ulothrix Kützing sp. (fragmenter) | | | | + |
| BACILLARIOPHYCEAE | | | | |
| Achnanthes Bory sp. (på Oedogonium) | | 3 | + | 2 |
| Ceratoneis arcus Kütz. | | 1 | 1 | |
| Cyclotella Kützing sp. | | 1 | 1 | |
| Cymbella Agardh sp. | | 1 | 1 | |
| Eunotia Ehrenb. sp. | | 1 | + | 1 |
| Frustulia rhomboides (Ehr.) de Toni | | 1 | 2 | 2 |
| Gomphonema acuminatum Ehr. | | + | 1 | |
| Gomphonema Agardh sp. | | 1 | 1 | 1 |
| Melosira Agardh spp. | | 1 | 1 | |
| Navicula Bory spp. | | 1 | 2 | |
| Nitzschia sigmoidea (Ehr.) Smith | | 1 | + | 1 |
| Nitzschia Hassal spp. | | | | 1 |
| Pinnularia Ehrenb. spp. | | 1 | | 1 |
| Surirella Turpin spp. | | 1 | 1 | |
| Synedra ulna (Nitzsch) Ehrenb. | | 1 | | |
| Tabellaria fenestrata (Lyngb.) Kütz. | | 1 | 1 | 2 |
| Tabellaria flocculosa (Roth) Kütz. | | 4 | 3 | 4 |
| Ubest. pennate diatoméer | | 2 | 2 | 2 |
| DIVERSE | | | | |
| Bakterier, sopp og protozoer | | 3 | 2 | 3 |
| Fragmenter av høyere planter | | 3 | 1 | 2 |
| Fragmenter av insekter | | 1 | 1 | 1 |
| Fragmenter av krepsdyr, rotatorier | | 2 | 1 | 1 |
| Pollenkorn | | | 1 | |
| Nematøder | | 1 | 1 | 1 |
| Mineralpartikler | | 2 | 4 | 3 |

Tabell 37. Vanmoser med forekomst i vassdragene influert av Sundsbarmreguleringen.

Atrichum undulatum (Hedw.) P. Braun
Blindia acuta (Hedw.) B.S.G.
Drepanocladus (C. Müll.) Roth sp.
Fontinalis antipyretica L.
Fontinalis dalecarlica Schpr.
Fontinalis squamosa L.
Hygrohypnum ochraceum (Turn.) Loeske
Hygrohypnum Lindt. sp.
Marsupella emarginata (Ehrb.) Dum.
Nardia compressa (Hook) Graz
Racomitrium aciculare (L.) Brid.
Racomitrium cf. protensum A. Br.
Rhynchostegium siparioides (Hedw.) C. Jens.
Scapania cf. subalpina (Nees) Dum.
Scapania undulata (L.) Dum.
Schistidium cf. alpicola Limpr.
Trichostomum cylindricum (Broch.) C. Müll.

Tabell 38. Norske navn på høyere planter.

De høyere planter som er omtalt, er beskrevet i Lid, J.: Norsk og svensk flora, Oslo 1963.

| | |
|---|------------------|
| <i>Agrostis stolonifera</i> L. | Krypkvein |
| <i>Alisma plantago-aquatica</i> L. | Vassgro |
| <i>Alopecurus aequalis</i> Sobol | Vassreverumpe |
| <i>Bidens tripartita</i> L. | Flikbrønsl |
| <i>Calamagrostis canescens</i> (Web.) Roth | Vassrøyrkvein |
| <i>Calla palustris</i> L. | Myrkongle |
| <i>Callitriche hamulata</i> Kütz. | Klovasshår |
| <i>Callitriche verna</i> L. | Småvasshår |
| <i>Caltha palustris</i> L. | Soleihov |
| <i>Carex acuta</i> L. | Kvass-starr |
| <i>Carex lasiocarpa</i> Ehrh. | Trådstarr |
| <i>Carex nigra</i> (L.) Reich. | Slåttestarr |
| <i>Carex nigra</i> var. <i>junceae</i> (Fr.) Hyl. | " |
| <i>Carex rostrata</i> Stokes | Flaskestarr |
| <i>Carex vesicaria</i> L. | Sennegras |
| <i>Chamaenerion angustifolium</i> (L.) Scop. | Geiterams |
| <i>Comarum palustre</i> L. | Myrhatt |
| <i>Crassula aquatica</i> (L.) Schönl. | Firling |
| <i>Deschampsia caespitosa</i> (L.) PB. | Sølvbunke |
| <i>Elatine hydropiper</i> L. | Krossevjeblom |
| <i>Eleocharis acicularis</i> (L.) R. & S. | Sumpsivaks |
| <i>Epilobium adenocaulon</i> Hausskn. | Amerikamjølke |
| <i>Equisetum fluviatile</i> L. | Elvesnelle |
| <i>Galium palustre</i> L. | Myrmaure |
| <i>Glyceria fluitans</i> (L.) R.Br. | Mannasøtgras |
| <i>Iris pseudacorus</i> L. | Sverdlilje |
| <i>Isoetes echinospora</i> Dur. | Mjukt brasmegras |
| <i>Isoetes lacustris</i> L. | Stivt brasmegras |
| <i>Juncus bulbosus</i> L. | Krypsev |
| <i>Lemna minor</i> L. | Andemat |
| <i>Limosella aquatica</i> L. | Evjebrodd |
| <i>Littorella uniflora</i> (L.) Asch. | Tjønngras |
| <i>Lobelia dortmanna</i> L. | Botnergras |
| <i>Lysimachia thyrsoflora</i> L. | Gulldusk |
| <i>Lythrum salicaria</i> L. | Kattehale |

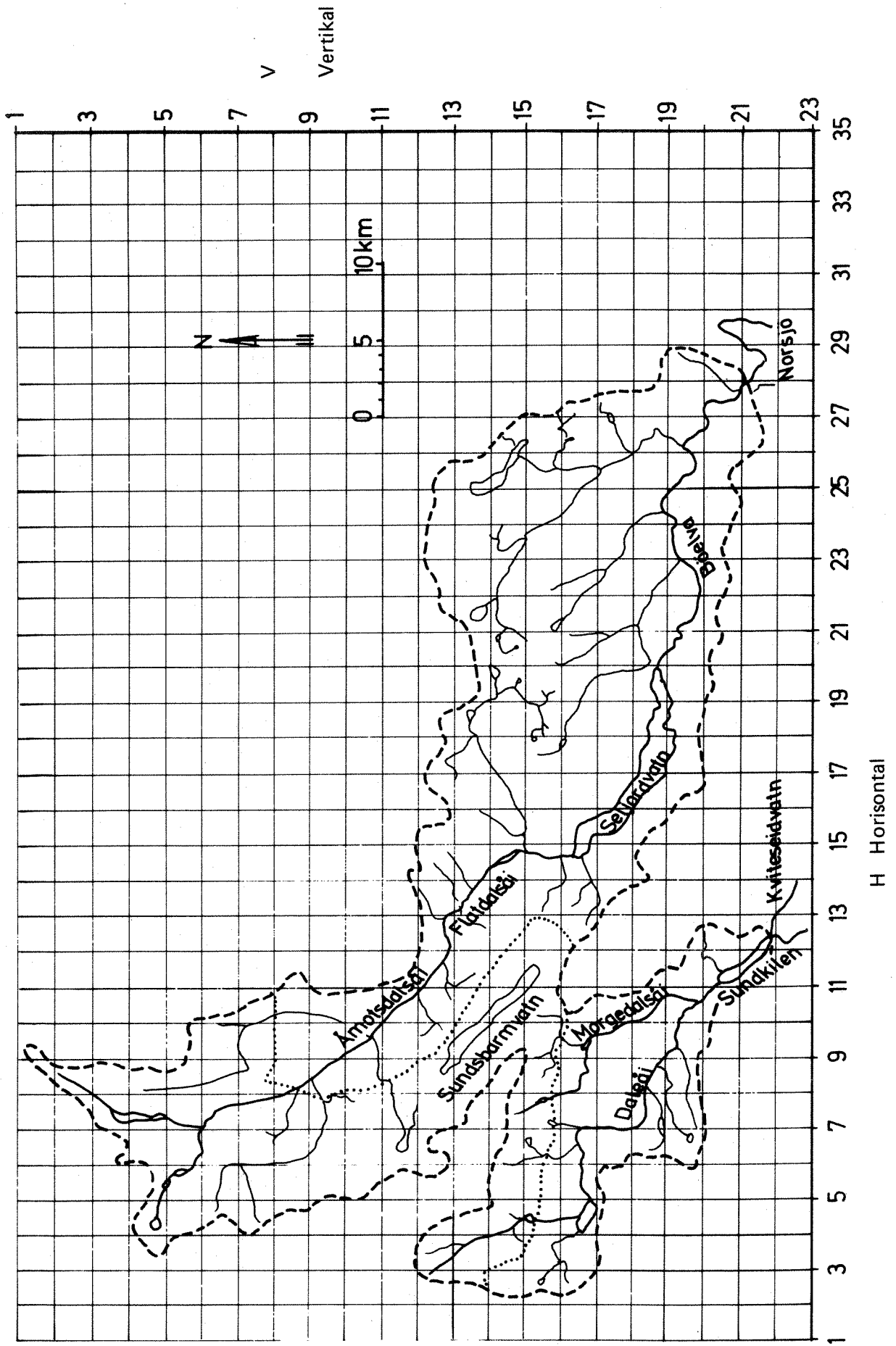
Tabell 38, forts.

| | |
|---|-----------------|
| <i>Menyanthes trifoliata</i> L. | Bukkeblad |
| <i>Myosotis laxa</i> Lehm. (Coll.) | Dikeminneblom |
| <i>Myriophyllum alterniflorum</i> DC. | Tusenblad |
| <i>Nuphar lutea</i> (L.) Sibth & Sm. | Gul nøkkerose |
| <i>Nuphar pumila</i> (Timm.) DC. | Soleinøkkerose |
| <i>Nymphaea alba</i> (L.) Coll. | Stor nøkkerose |
| <i>Phalaris arundinacea</i> L. | Strandrøyr |
| <i>Phragmites communis</i> Trin. | Takrøyr |
| <i>Poa palustris</i> L. | Myrrapp |
| <i>Polygonum amphibium</i> L. | Vass-slirekne |
| <i>Polygonum minus</i> Huds. | Småslirekne |
| <i>Potamogeton alpinus</i> Balb. | Rusttjønnaks |
| <i>Potamogeton gramineus</i> L. | Grastjønnaks |
| <i>Potamogeton natns</i> L. | Vanlig tjønnaks |
| <i>Potamogeton perfoliatus</i> L. | Hjertetjønnaks |
| <i>Ranunculus reptans</i> L. | Evjesoleie |
| <i>Rubus idaeus</i> L. | Bringebær |
| <i>Rumex aquaticus</i> L. | Vasshøymole |
| <i>Scirpus silvaticus</i> L. | Skogsivaks |
| <i>Sparganium angustifolium</i> Michx. | Flotgras |
| <i>Sparganium minimum</i> (Hartm.) Wallr. | Små-piggknopp |
| <i>Subularia aquatica</i> L. | Sylblad |
| <i>Utricularia intermedia</i> Hayne | Gytjeblærerot |
| <i>Utricularia minor</i> L. | Småblærerot |
| <i>Utricularia vulgaris</i> L. | Storblærerot |

Tabell 42. Navneliste over lokaliteter omtalt i rapporten

| Lokalitet | Koordinat | | Lokalitet | Koordinat | |
|-----------------|-----------|------|----------------------------|-----------|------|
| | V | H | | V | H |
| Bakketjern | 9,6 | 17,1 | Oftevatn | 16,7 | 4,5 |
| Beverøya | 25,5 | 19,7 | Ofteåi | 16,4 | 4,4 |
| Bjørnflatin bro | 10,2 | 19,4 | Oterholt | 19,0 | 24,2 |
| Bjånelvi | 8,0 | 7,7 | Oterholt bro | 19,0 | 24,2 |
| Borgja gård | 20,0 | 25,0 | Rindebekken | 8,7 | 8,0 |
| Breidvatn | 8,3 | 16,5 | Sagafoss | 19,3 | 23,0 |
| Bø | 19,7 | 24,6 | Sanda | 19,4 | 20,6 |
| Dalane | 15,5 | 7,5 | Sanda bro | 19,4 | 20,6 |
| Flatdal | 13,0 | 13,0 | Seljord | 16,4 | 14,5 |
| Flatdal bro | 13,0 | 13,0 | Seljordvatn | 18,5 | 17,5 |
| Flatsjø | 14,5 | 14,5 | Sundkilen | 21,5 | 12,0 |
| Folkestad bro | 22,0 | 19,0 | Sundsarm kraft- stasjon | 15,8 | 14,5 |
| Grovåi | 9,2 | 8,2 | Teksten | 28,0 | 21,0 |
| Gvarv | 21,0 | 27,6 | Tjøntveit bro | 24,0 | 19,2 |
| Hagadrag | 18,8 | 20,1 | Valeåi | 10,9 | 9,4 |
| Hegna | 18,8 | 20,1 | | | |
| Heiåi | 10,7 | 9,6 | | | |
| Hovdevatn | 15,3 | 4,4 | | | |
| Hørte | 19,0 | 26,5 | | | |
| Hørteelva | 19,0 | 26,5 | | | |
| Høydalsmo | 16,5 | 4,4 | | | |
| Juvsåi | 18,8 | 24,3 | | | |
| Kivleåi | 16,0 | 14,5 | | | |
| Kviteseidvatn | 22,2 | 12,5 | | | |
| Kyrkjehølen | 5,1 | 16,8 | | | |
| Kyrkjemoen | 10,5 | 9,4 | | | |
| Lakshøl | 15,7 | 14,5 | | | |
| Lundevall bro | 19,6 | 10,6 | | | |
| Manne bro | 19,4 | 26,2 | | | |
| Manndøla | 12,0 | 10,9 | | | |
| Morgedal | 16,6 | 9,3 | | | |
| Morgedalstjønni | 16,7 | 9,3 | | | |
| Moskeitjønni | 16,7 | 8,6 | | | |
| Norsjø | 21,5 | 28,0 | | | |
| Nørsterud bro | 19,6 | 10,4 | | | |

Fig. 35. Kartskisse til tabell 42.



V
Vertikal

H
Horisontal