

O-88050

Biologiske effekter i

Suldalsvassdraget

fra Ulla-Førre utbyggingen

Problemidentifisering og tiltak

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Hovedkontor
Postboks 33, Blindern
0313 Oslo 3
Telefon (02) 23 52 80
Telefax (02) 39 41 29

Sørlandsavdelingen
Grooseveien 36
4890 Grimstad
Telefon (041) 43 033
Telefax (041) 42 709

Østlandsavdelingen
Rute 866
2312 Ottestad
Telefon (065) 76 752

Vestlandsavdelingen
Breiviken 5
5035 Bergen - Sandviken
Telefon (05) 95 17 00
Telefax (05) 25 78 90

Prosjektnr.: 0-88050
Undernummer:
Løpenummer: 2235
Begrenset distribusjon:

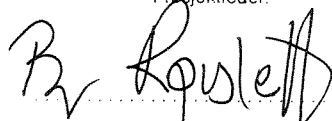
Rapportens tittel: Biologiske effekter i Suldalsvassdraget fra Ulla-Førre utbyggingen. Problemidentifisering og tiltak.	Dato: 11.5.1989
	Prosjektnummer: 0-88050
Forfatter (e): Bjørn Rørslett Stein W. Johansen Inggard A. Blakar (NINA)	Faggruppe: VASSDRAG
	Geografisk område:
	Antall sider (inkl. bilag): 172


Oppdragsgiver: Statkraft	Oppdragsg. ref. (evt. NTFN-nr.): B-01/8904
-----------------------------	---

Ekstrakt: 1. Suldalslågen domineres av moser med noe alger. 79% av elvebunnen er begrodd. 2. Lite tilslamming ble registrert i vassdraget. 3. Suldalsvatn er p.t. relativt lite påvirket av Ulla-Førre. 4. Hydrologiske endringer ved vassdragsregulering kan ha resultert i økt begroing. 5. Spyleflommer har til nå hatt beskjedne effekt på begroingen.

4 emneord, norske:
1. Vassdragsregulering
2. Suldalsvassdraget
3. Ulla-Førre
4. Tilslamming
Begroing

4 emneord, engelske:
1.
2.
3.
4.

Prosjektleder:


For administrasjonen:


ISBN - 82-577-1530-1

I N N H O L D S F O R T E G N E L S E

Avsnitt	Side
FORORD	1
KONKLUSJONER	3
SAMMENDRAG	5
1 INNLEDNING	9
2 BESKRIVELSE AV OMRÅDET	10
2.1 Suldalsvassdraget og Suldalslågen	10
2.2 Suldalsvatn	12
2.3 Stasjonsnett ved undersøkelsen i 1988	14
2.4 Reguleringsinngrep og kraftutbygging	18
2.4.1 Røldal-Suldal utbyggingen	18
2.4.2 Ulla-Førre utbyggingen	19
3 SULDALSVATN - VANNKVALITET OG BIOLOGISKE FORHOLD	23
3.1 Hydrologiske forhold	23
3.1.1 Metodikk og grunnlagsdata	23
3.1.2 Suldalsvatn - uregulert tilstand	25
3.1.3 Forholdene etter 1980	27
3.2 Optiske forhold i vannmassene	29
3.2.1 Begrep og metodikk	29
3.2.2 Siktedyp og turbiditet	31
3.2.3 PAR profiler	33
3.3 Vannkjemi	35
3.4 Produksjon og biologiske samfunn i de frie vannmasser	37
3.4.1 Fytoplankton	37
3.4.2 Primærproduksjon	39
3.4.3 Zooplankton	42
3.5 Visuelle sedimentregistreringer	43
3.6 Makrovegetasjon	44
3.6.1 Hva er vann- og strandvegetasjon ?	44
3.6.2 Metodikk og stasjonsnett	45
3.6.3 Artsforekomst	46
3.6.4 Observert vertikalfordeling	47
3.6.5 Strategimodeller	48
3.6.6 Demografiske forhold	51
3.6.7 Samsvar med en teoretisk nisjemodell	54

Avsnitt	Side
4 SULDALSLÅGEN - VANNKVALITET	55
4.1 Vannføring og slamtransport 1980-88	55
4.1.1 Analyse av vannføringer: metodikk	55
4.1.2 Generelle mønstre i vannføringen	58
4.1.3 Karakteristiske hydrogrammer før og etter Ulla-Førre	69
4.1.4 Hyppighet av endringer i vannføring	70
4.1.5 Turbiditetsmålinger i Suldalslågen	74
4.2 Temperatur	76
4.3 Vannkjemi	77
4.3.1 Hovedvassdraget	77
4.3.2 Sidevassdragene	84
5 SULDALSLÅGEN - BIOLOGISKE FORHOLD	87
5.1 Hva begrepet "begroing" omfatter	87
5.2 Kvalitativ beskrivelse av begroingssamfunnene	87
5.3 Kvantitativ forekomst av begroing i Suldalslågen	94
5.3.1 Kvantitativ bestemmelse av begroing og "slam"	94
5.3.2 Profiler på tvers av elva	97
5.3.3 Begroingsutvikling langs Suldalslågen: generelle trekk	106
5.3.4 Mengdemessig fordeling av begroing og slam langs elva	111
5.3.5 Sammenlikning med eldre kvantitative begroingsdata	118
5.4 Elementinnhold i moser og makrovegetasjon	119
5.4.1 Materiale og metoder	119
5.4.2 Resultater og diskusjon	120
6 SPYLEFLOMMER I SULDALSLÅGEN	125
6.1 Historisk bakgrunn	125
6.2 Gjennomføring av spyleflommer i 1988	125
6.3 Effekter på selve elvebunnen: visuelle observasjoner	126
6.4 Hydrologiske forhold under flomeepisodene	131
6.5 Massetransport under spyleflommen	136
6.6 Resultater fra spyleflommene i 1988	137
6.7 Hva er den minste varighet som spyleflommen må ha?	139
7 MULIGE TILTAK MOT BEGROING I VASSDRAG	145
7.1 Mekanisk fjerning	145
7.2 Biokontroll og sprøyting	145
7.3 Hydrologiske endringer	146
7.3.1 Vannstand	146
7.3.2 Spyleflommer	147

Avsnitt	Side
8	SAMMENFATTENDE DISKUSJON 149
8.1	Hva vet man om begroingsproblemer i norske vassdrag? . . . 149
8.2	Endringer i temperatur- og isforhold ved reguleringene . . 152
8.3	Vannføringsregimet i Suldalslågen 153
8.4	Eldre beskrivelser av vassdragets begroing 154
8.5	Hva skjedde i Suldalsvatn ved Ulla-Førre utbyggingen? . . . 156
8.6	Biologisk respons: Hva skjedde i Suldalslågen? 157
8.7	Nedslamming i Suldalslågen - faktisk forløp 158
8.8	Behov for spyleflommer og optimalt flomforløp 159
8.9	Hva kan vi konkludere om utviklingen i vassdraget? 161
	REFERANSER 163

FORORD

Rapporten beskriver biologiske effekter i Suldalslågen og Suldalsvatn i samband med Ulla-Førre utbyggingen. Grunnlagsarbeidet i felt for denne rapporten ble utført i 1988 med noe forarbeid i felt i 1986-87.

Norsk institutt for vannforskning (NIVA) fikk i oppgave å utarbeide et programforslag for å undersøke forholdene omkring begroingsutvikling og partikkelforurensning i Suldalsvassdraget gjennom et brev datert 21.11. 1985 fra Direktoratet for Naturforvaltning (DN, Trondheim). NIVAs prosjekt var da tenkt å være en videreføring av det arbeid som instituttet allerede i en årrekke hadde utført i Suldalsvassdraget (Skulberg & Kotai 1984, Skulberg 1986). Et programforslag for dette ble utarbeidet og oversendt DN i brev av 2.1. 1986. DN formidlet oppdraget på vegne av Statkraft i henhold til et pålegg gitt Statkraft i brev av 27.6. 1986 med henvisning til DNS brev av 11.3. 1986 om behov for undersøkelser i samband med Ulla-Førre verkene. I brev av 31.6. 1986 til DN bestilte så Statkraft gjennomføring av undersøkelser i Suldalsvassdraget i henhold til DNS pålegg. Den formelle godkjenning av NIVAs programforslag fulgte i DNS brev til NIVA av 17.7. 1986, der man imidlertid skar ned på omfanget og kostnadene som prosjektet skulle ha. Oppdraget skulle ha en varighet av tre år, 1986-88. Noe forberedende arbeid ble utført i 1986-87, men i 1. halvår 1987 ble prosjektet midlertidig utsatt pga. uklarheter om hvilke oppgaver innenfor prosjektet som hørte inn under ansvarsområdet for Skjønnsrettens sakkyndige i Ulla-Førre skjønnet. Etter en intern avklaring på NIVA ble prosjektet iverksatt fra senhøsten 1987 av med hovedtyngde i gjennomføring i 1988.

Undersøkelsen for 1988 ble utført i henhold til særskilt bestilling B-01/8904 fra Statkraft datert 11.10.1988. Ellers ble programmet lagt opp til å følge intensjonene i det tidligere programforslag, men hadde forøvrig noe større bredde i de faglige målsetninger. Dette ble bedømt å være nødvendig fordi undersøkelsen også skulle gi grunnlagsdata for Skjønnsrettens behandling av Ulla-Førre utbyggingen.

Ved NIVA har seniorforsker Olav Skulberg vært saksbehandler i 1986-87 og fil.dr. Bjørn Rørslett i 1988. Cand.scient. Stein W. Johansen har

hatt hovedansvar for den praktiske gjennomføringen av prosjektet. Disse har sammen stått for bearbeiding av resultater og utarbeidelse av denne rapporten.

Forberedende arbeid med prosjektet i 1986-87 ble utført av forsker Jozsef Kotai og forskn.ass. Frank Kjellberg. DH-kand. Jarl-Eivind Løvik sto for primærproduksjonsmålingene i Suldalsvatn høsten 1987. Ved feltarbeidet i 1988 har DH-kand. Marit Mjelde og cand.real. Knut H. Kvalvågnæs assistert, sistnevnte sto også for dykking og undervannsfotografering. Bildeanalyser på materialet fra Suldalslågen ble utført av Marit Mjelde og Stein W. Johansen, mens Bjørn Rørslett analyserte undervannsbildene fra Suldalsvatn. Cand.scient. Tor Erik Brandrud har utført kontrollbestemmelser av makrovegetasjon og moser, mens cand.mag. Randi Romstad har bearbeidet de øvrige begroings-elementene og cand.real. Pål Brettum har stått for bestemmelse av fyttoplankton og har også vurdert dette materialet. Dr.philos. Dag Hessen har bearbeidet zooplankton fra Suldalsvatn. Cand. real. Inggard Blakar (NINA) har stått ansvarlig for de ukentlige målingene av turbiditet i vassdraget og har dessuten levert de fleste av siktedypsmålingene fra Suldalsvatnet.

Vi takker personalet ved Hydrologisk avdeling, NVE, for velvillig bistand med data om vannføring, vannstand og temperatur i Suldalsvassdraget. Statkraft ved Halvard Kaasa og Erik Holmquist har bidratt med nyttige opplysninger, bl.a. om hydrologiske forhold etter Ulla-Førre. Suldal Elveigarlag ved Bjørn Mo og Nils Kvæstad takkes for et meget godt og fruktbart samarbeid ved den praktiske gjennomføringen av prosjektet.

Bjørn Rørslett Stein W. Johansen Inggard A. Blakar

KONKLUSJONER

- Suldalsvatn er en svært næringsfattig og lavproduktiv innsjø med stort siktedyp (>10m) og gode undervannslysforhold.
- Suldalslågen understøtter et frodig biologisk samfunn med stor forekomst av moser (bladmoser og levermoser) og noen karplanter. Algebegroing med dominans av trådformede grønnalger forekommer i Suldalsvatn og i øvre deler av Suldalslågen. Begroingen avviker lite fra en uberørt situasjon hva artssammensetning angår.
- Det ble ikke observert stor tilslamming i Suldalslågen i 1988. Tilgjengelige data indikerer at finmateriale aktivt transporteres ut av vassdraget. Tidligere konklusjoner om tilslamming kan ikke bekreftes ved den foretatte undersøkelsen i 1988.
- Episoder med stor partikkeltransport tidlig på 1980-tallet synes ikke å ha gitt varige effekter på biologiske forhold i Suldalslågen, mens fastsittende vegetasjon i Suldalsvatn viser klare tegn på tidligere stor tilbakegang og begynnende gjenvekst.
- Den tidligere rapporterte begroingsutviklingen i Suldalslågen kan ikke direkte bekreftes fordi det foreligger utilstrekkelige data om begroingen i perioden 1981-86/87.
- Mosevegetasjonen skaper mest problemer i Suldalslågen. Spyleflommer synes til nå ikke å ha en avgjørende innvirkning på denne begroingstypen men de kan ha redusert algevegetasjonen i betydelig grad.
- Diffus næringstilførsel kan spores i begroingssamfunnene men denne påvirkningen kan i seg selv ikke forklare forekomst og utvikling av begroingen i Suldalslågen.
- Hydrologiske endringer i samband med vassdragsutbyggingen(e) kan ha hatt avgjørende innflytelse på begroingsforholdene i Suldalslågen. Aktiv manøvrering av vassdraget for å dempe en økende forekomst av begroing bør iverksettes.

SAMMENDRAG

Norsk institutt for vannforskning (NIVA) undersøkte begroingsforhold i Suldalsvassdraget i perioden 1986-88. Hovedtyngden av arbeidet ble utført i 1988. Eldre data samlet inn av NIVA siden tidlig på 1980-tallet ble også evaluert. Samtidig inngikk NIVA et samarbeid med Norsk institutt for naturforskning (NINA) slik at deres foreliggende datamateriale kunne analyseres innenfor rammen av NIVAs prosjekt.

Målsetningen for undersøkelsen var å klarlegge hvorvidt Ulla-Førre utbyggingen hadde påvirket begroingsforhold og vannkvalitet i Suldalsvatn og Suldalslågen, samt å kvantifisere eventuelle endringer. Dessuten var det behov for å foreslå tiltak rettet mot en mulig økende begroing i vassdraget.

For å nå den skisserte målsetningen ble vassdraget undersøkt med et vidt spektrum av kvalitative og kvantitative metoder med fokus på samspillet mellom hydrologi og biologiske aspekter av vannkvalitet. Det ble oppnådd en økt innsikt i forhold som betinger begroingsutvikling i regulerte vassdrag. Samtidig ble det klarlagt endel metodiske problemer som bør løses ved fremtidige undersøkelser.

* * *

Ulla-Førre reguleringen har medført omfattende hydrologiske endringer i vassdraget. Sammen med episoder med grumset vann (1982-83) har dette igjen influert vannkvalitet og biologiske forhold. Imidlertid er det få av de tidligere rapporterte resultater om utviklingen i vassdraget (Skulberg 1986) som kan bekreftes ved NIVAs undersøkelse i 1988.

Suldalsvatnet

Suldalsvatnet er effektivt hevet 0.6 m i forhold til uregulert tilstand. Innsjøen har nå mer ustabile vannstandsforhold enn før, men den totale variasjonsbredden i vannstand er redusert. Tilførte sedimenter fra utrasninger og erosjon i Sandsavatn og i selve Suldalsvatn kan fortsatt spores på bunnen, men er i ferd med å dekkes til av nylig sedimentert (organisk) materiale.

I 1982-83 inntraff en episode med uklart vann i Suldalsvatn. Årsaken var bl.a. utrasninger og erosjon i Sandsavatn-magasinet. Det kan ikke utelukkes at også indre erosjon i Suldalsvatn har bidratt til å grumse vannmassene. I løpet av få år var imidlertid lysforholdene vendt tilbake til en "normal" situasjon. Målinger av siktedyp viste allerede

stor økning i siktedyp i 1984-85, og i 1987-88 var siktedypsverdiene like store som i 1981 (dvs. før tilslammingen fant sted). Direkte målinger av undervannslys (PAR) dokumenterte at de faktiske lysforholdene har vært nokså uendret allerede fra våren 1984 og fram til i dag. I denne sammenhengen bør det nevnes at siktedypmålingene påvirkes av turbiditet i langt større grad enn det faktiske undervanns (PAR)-lysklimaet gjør. Således har sonen for 1% relativ lysintensitet ligget i området 18-23m vanddybde i hele tidsrommet april 1984 til oktober 1988.

Det kan ikke bekreftes at slamtilførslen til Suldalsvatn har resultert i en uheldig eutrofierende utvikling av innsjøen. Suldalsvatn må fortsatt betegnes som en næringsfattig (oligotrof) innsjø og er i mange henseende nærmest å regne for ultraoligotrof (ekstremt næringsfattig og lavproduktiv). Det finnes klare spor etter episoden med grumset vann i oppbyggingen av samfunnene med karplanter, spesielt gjelder dette stivt brasmegras (Isoëtes lacustris). I 1988 var forholdene imidlertid i ferd med å returnere til en normalsituasjon også for denne vegetasjonstypen.

Suldalslågen

Suldalslågens vannføringsregime er sterkt endret som følge av Ulla-Førre utbyggingen. Alment kan det sies at vannføringen er redusert til det halve på årsbasis samtidig som normal vintervannføring ut fra Suldalsvatn er både redusert og utjevnet.

Betydningen av sidevassdragene i Suldalslågens restfelt er økt. Som følge av dette er vannføringen i de nedre deler av vassdraget langt mer ustabil etter Ulla-Førre utbyggingen, noe som igjen medfører en større hyppighet av brå vannføringsendringer og småflommer i denne del av elva. Dette medfører at Suldalslågen nå aktivt transporterer finmateriale nedstrøms slik at elveleiet renskes for "slam".

Suldalslågen understøtter frodige begroings-samfunn hvor levermoser (slektene Scapania og Marsupella) og bladmoser (Fontinalis-arter) dominerer. Øverst i elva finnes trådformede grønnalger (særlig Microspora) godt utviklet, men denne vegetasjonstypen avtar raskt nedover i vassdraget. Makrovegetasjon med artene krypsiv (Juncus bulbosus) og klovasshår (Callitriche hamulata) forekommer lokalt rikelig langs Suldalslågen.

En sammenlikning med forholdene før vassdraget ble regulert er nokså komplisert, bl.a. fordi det ikke ble foretatt forundersøkelser hverken i samband med Røldal-Suldal eller Ulla-Førre utbyggingene. En gjennom-

gang av eldre beskrivelser om vassdraget indikerer likevel at de kvalitative delene av begroingssamfunnet er lite endret som følge av vassdragsutbyggingene i området. Det er i hovedsak de samme nøysomme artene av moser, karplanter og alger som fortsatt preger Suldalslågen. Dette er i samsvar med de helt ubetydelige endringer i vannkjemi som kan påvises i vassdraget over en 10-års periode.

I 1988 forekom mose-dominert vegetasjon på 64% av bunnarealet i elva, mens trådformede alger dekket gjennomsnittlig 19% av arealet slik at tilsammen 79% av elvebunnen var kolonisert med moser, alger eller kombinasjon av disse begroingstypene. Andre deler av begroingssamfunnet dekket mindre arealandeler (maksimum 3 % for karplanter). Det er sannsynlig, men ikke bevist, at begroingen har økt i areal-omfang sammenliknet med uregulert vassdrag. Det kan i dag ikke avgjøres med sikkerhet om det var Røldal-Suldal eller Ulla-Førre prosjektet som førte til økning av begroingen, selv om Røldal-Suldal regimet trolig har hatt betydning for den videre utviklingen av begroing i Suldalslågen.

Biomassen (organisk materiale) av begroingssamfunnet utgjorde totalt omkring 35 mg/cm^2 elvebunn (350 g/m^2) og dette må betegnes som en relativt høy verdi. Mosene utgjorde minst 90% av den registrerte biomassen. Verdiene for biomasse er imidlertid omlag like store som målingene i 1981-87 (dvs. for prøver der man kunne kontrollere hvilke deler av begroingssamfunnet som målingene egentlig omfattet). Det kan således ikke bekreftes at det har funnet sted noen "tilgroing" i Suldalslågen i tidsrommet etter 1981.

Tilført uorganisk materiale er vesentlig avsatt på elvebunnen i samband med tette kolonier av mose, og det ble målt "slam"-mengder på $8\text{--}3300 \text{ mg/cm}^2$. Fordelingen av verdiene var imidlertid meget skjev, med gjennomsnitt og median på hhv. 237 og 126 mg/cm^2 . Dette er samme nivå som andre målinger på 1980-tallet. Målemetoden må ansees å være lite egnet til å studere den reelle avsetningen av sedimenter i elveleiet. Fotografiske registreringer og visuelle observasjoner ved feltarbeidet indikerte at elvebunnen nå gjennomgående er uten dekning av finmateriale og preges av stein, sand og grus der hvor begroing ikke er dominerende. Kornstørrelsesanalyse av uorganisk materiale, avsatt i mosebestander, viste at dette "slammet" besto av finsand og mo (som er rene fluviale sedimenter; følgelig er dette "slammet" neppe transportert inn i Suldalslågen fra Suldalsvatnet.

Tre stasjoner, st. 10 (Øvre Kvæstad), 11 (Fossbakkane) og 15 (oppstrøms Litlehaga bru) skilte seg ut pga. særlig høye verdier av uorganisk tørrstoff. Dette skyldes de rike forekomstene av moser. Uten

disse stasjonene var "slam"-nivået gjennomsnittlig 153 mg/cm^2 (median 105 mg/cm^2) for de to prøveseriene i april og september 1988. Dette "slam"-nivået tilsvarer eldre verdier av uorganisk tørrstoff i begroingssamfunnene. Observasjonene på disse stasjonene viser også klart at "tilslamming" og biologiske forhold henger nøye sammen.

Analyse av næringsstatus i begroing viser at det er en viss tilførsel av næringsstoffer fra Suldalslågens nærområder. Disse tilførselene kan imidlertid ikke endre det faktum at begroingens kvantitative utvikling fortsatt er fosfor-begrenset i vassdraget. Det kan imidlertid ikke utelukkes at full drift av Ulla-Førre verkene på sikt vil føre til en større forekomst av bl.a. alger i Suldalslågen, fordi fortynningen av næringstilførsler fra nærområdene reduseres.

Spyleflommene i 1988 medførte en utspyling av omkring 2% av mosebiomassen i Suldalslågen, mot en større del (muligens over 50%) av algebiomassen. Fordi algenes generasjonstid er relativt kort vil det være nødvendig med minst to årlige flomepisoder i vassdraget, skal det være mulig å holde algeutviklingen under kontroll. Forholdene i Suldalslågen tilsier at man kan forvente størst algemengde øverst i vassdraget, nedstrøms Suldalsvatn. Algemengden vil sannsynligvis være beskjedent målt som andel av den totale begroingsbiomassen, men denne typen begroing er utvilsomt nokså iøynefallende og kan oppfattes som sjenerende av almenheten.

* * *

Den reduserte vannføringen etter at Ulla-Førre verkene ble satt i full drift, vil antakelig på sikt medføre større forekomst av moser og andre planter med sakte vekst og lang levetid. Tiltak mot denne type begroing bør evalueres og utprøves i vassdraget. Samtidig bør den kvantitative utvikling av begroingen og endring i nedslamming i vassdraget overvåkes i årene fremover. I denne sammenheng må det legges vekt på bruk av gode og pålitelige målemetoder.

1 INNLEDNING

Årsaksforholdene bak problemer med begroing og vegetasjon i regulerte vassdrag er nokså dårlig kjente selv om til dels omfattende begroingsproblemer beskrives fra flere norske vassdrag (Skulberg 1980,1984, Rørslett et al. 1989). Også internasjonalt er problemet kjent i samband med reguleringsinngrep for vannkraftproduksjon (f.eks. Baxter 1977, Reith 1985). En utløsende årsak kan være den spesielle kombinasjon av ikke-naturlige miljøforhold (f.eks. høy vintervannføring, redusert eller manglende isdekke nedstrøms magasin kraftverk; redusert vannføring på restvannsstrekninger osv.) (Rørslett 1988a, 1989b). Slike forhold er en direkte konsekvens av kraftproduksjonen og man kan vanskelig gjøre noen større inngrep i denne. Tiltak mot uønsket plantevekst må i såfall skje innenfor rammen av de nyskapte miljøforholdene. Alternative årsaker til øket forekomst av vegetasjon kan også tenkes, for eksempel tiltakende forsuring, tilførsel av slampartikler og belastning av vassdragene med plantenæringsstoffer. Hydrologiske endringer er alment ansett å være viktige bidragsyttere til vegetasjonsproblemer (Petts 1984, Rørslett et al. 1989).

Vår generelle viten om, og innsikt i, vegetasjonsproblemets omfang er også mangelfull. Det mangler en registrering av slike problemer på nasjonalt nivå, med kopling til feltundersøkelser i utvalgte vassdrag. Videre er det et stort behov for kompetanseoppbygging og vurdering av mulige tiltak. Suldalsprosjektet må sees i lys av dette perspektivet.

Problemstillingene for undersøkelsen i 1988 kan skisseres som følger:

- hvordan påvirker Ulla-Førre reguleringen biologiske forhold i Suldalsvatn og Suldalslågen nå, og hva slags endringer kan man forvente under rutinemessig drift hvor vann tappes fra regulerte magasiner?
- har episoder med sterk slamtransport forandret miljøbetingelsene for begroingssamfunnene i Suldalslågen slik at økt forekomst og vekst av begroing har oppstått?
- har redusert vannføring ført til at virksomhet i nærområdene kan bety større belastning med næringssalter mv. på vassdraget?
- kan vassdraget manøvreres innenfor rammen av de konsesjonsgitte betingelsene slik at eventuelle ulemper med tilslamming og begroing kan reduseres i omfang?

Målsetningene for prosjektet var å innhente data fra vassdraget slik at aktuelle spørsmål i samband med problemstillingene skissert ovenfor kunne besvares med en tilstrekkelig grad av sikkerhet. Dette betød samtidig at et omfattende faglig nybrottsarbeid måtte utføres, noe som med de korte tidsfrister som sto til rådighet var en formidabel utfordring for NIVAs medarbeidere. I denne sammenheng var det nødvendig å ha et integrert perspektiv på oppgaven. Vi innledet derfor bl.a. et samarbeid med Norsk institutt for naturforskning (NINA, Trondheim) slik at den historiske utviklingen i vassdraget kunne belyses fra ulike sider. Videre ble det valgt å legge mer vekt på hydrologiske forhold enn det som kanskje har vært vanlig i undersøkelser av biologiske forhold i regulerte elver.

Den foreliggende rapporten har en omfattende og bred faglig spennvidde. For å gjøre framstillingen enklere er det egne beskrivelser av metodikk m.v. innenfor hvert hovedavsnitt. Likeledes vil resultater bli drøftet fortløpende. Dette kan føre til noe gjentakelser i teksten men har den fordel at enkeltstående avsnitt kan leses for seg. I et avsluttende diskusjonskapitel samles trådene fra undersøkelsen under ett.

Til slutt skal det understrekes at NIVAs undersøkelse gjelder tilstanden i vassdraget under den nåværende manøvrering som er hjemlet i Kgl.res. av 13. september 1974 med senere endring 4.november 1983.

2 BESKRIVELSE AV OMRÅDET

2.1 Suldalsvassdraget og Suldalslågen

Suldalsvassdraget er det største vassdrag i Rogaland fylke (fig.2.1). Det har en lengde på omlag 100 km og er dermed det lengste vassdrag på Vestlandet. Selve Suldalslågen utgjør elvestrekningen fra utløpet av Suldalsvatnet (Osvad) og ned til Sandsfjorden (fig.2.1). Geologien i området er dominert av grunnfjell med tungt forvitterlige gneis og granittbergarter som gir en elektrolyttfattig og lite bufrende avrenning. Mindre innslag av metamorfe pelittiske bergarter, mest svart og grå fyltitt forvitret lettere og kan bidra til et relativt høyt elektrolyttinnhold i avrenningsvannet (Abrahamsen & Skogheim 1981). De nedre deler av Suldalslågen ligger under marin grense med innslag av løsmasser og marin leire.

I det lokale nedbørfeltet (ca 135 km² etter Ulla-Førre reguleringen, jfr. tab. 2.1) er det omlag 90 gårdsbruk som har avrenning til Suldalslågen. Disse brukene har 6.41 km² dyrka jord, 0.29 km² overflate-

2.2 Suldalsvatn

Suldalsvatn er en smal og svært dyp fjordsjø (tab. 2.2). Den utgjør områdets største vannforekomst målt i volum (Skulberg 1986). Innsjøen er bare delvis islagt om vinteren (Tvede 1987). I naturtilstand hadde innsjøen et nedbørfelt på 1308 km². Tabell 2.3 gir en oversikt over dagens situasjon hvor bl.a. det totale nedbørfeltet er økt til ca. 2007 km².

Tabell 2.2. Morfometriske data for Suldalsvatn (kilde: Østrem et al. 1984; gjeldende for uregulert tilstand; NVE-Statskraftverkene 1989 (E. Holmqvist pers.med.)). Normaliserte data (1930-60).

		Før	Etter	
		Ulla-Førre		
Areal	A	28.7	28.7	km ²
Største lengde	L	29.5	29.5	km
Største bredde	B _{max}	2.8	2.8	km
Volum	V _{max}	4486	4500	mill. m ³
Volumveid midlere dyp	V/A	156	156.5	m
Største dyp	D _{max}	376	376	m
Nedbørfelt		1308	2007	km ²
Midlere årlig avløp	\bar{Q}	2805	4655	mill. m ³
Middelvannføring ut		89	46	m ³ /s
Teoretisk oppholdstid	V/ \bar{Q}	1.6	1.0	år

Tabell 2.3. Areal og midlere avrenning fra nedbørfeltene som drenerer til Suldalsvatn. Prosentangivelsen gjelder ut av feltet. Data fra NVE-Statskraftverkene 1989 (E. Holmqvist pers.med.)). Normaliserte data.

	Areal	Midlere avrenning (1930-60)			
		km ²	m ³ /s	mm/år	10 ⁶ · m ³ /år
Ulla-Førre	852.2	70.8	2621	2234	48
Røldal-Suldal	796.2	56.1	2223	1770	38
Uregulert restfelt	358.4	20.6	1816	651	14

Totalfelt	2006.8	147.5	2319	4655	100

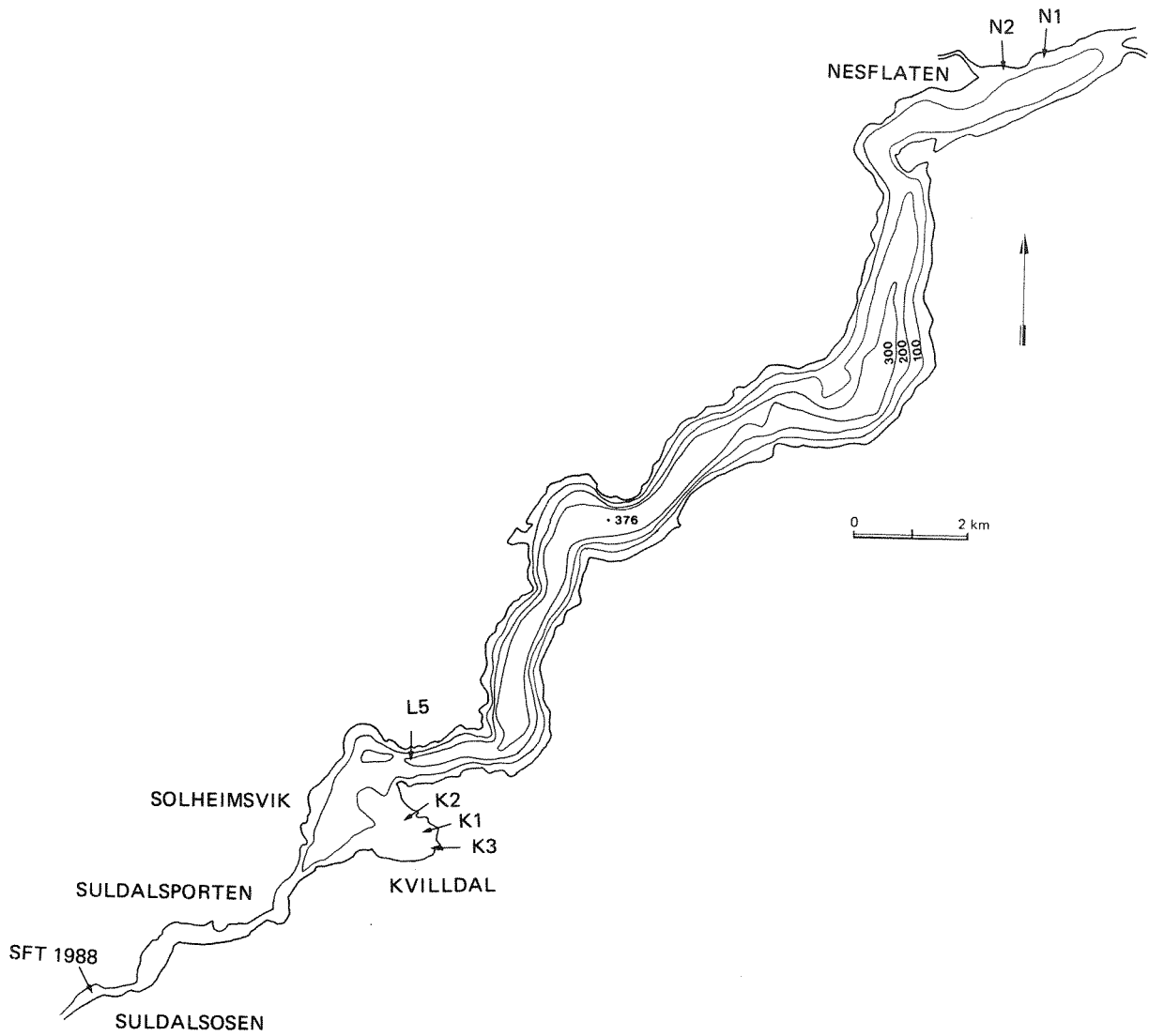


Fig. 2.2. Dybdekart over Suldalsvatn. Stasjoner for de ulike formål (jmf.tab.2.6) er avmerket.

2.3 Stasjonsnett ved undersøkelsen i 1988

Det ble lagt opp et relativt tett stasjonsnett for undersøkelsen med henblikk på å fange opp eventuelle lokale variasjoner i vannkvalitet og begroing. Samtidig ble stasjonene forsøksvis lagt slik at flest mulig skulle falle sammen med tidligere brukte prøvesteder i vassdraget. Se tab. 2.4 og fig. 2.3 for detaljer.

Tabell 2.4. Stasjonsplasing i Suldalslågen 1988. Kartangivelsene er i henhold til kartblad M711-1313IV (1:50.000; 100-km rute 32V LL). Høydeangivelsene er hentet fra NVEs elveprofil-nivellement av 1937 med senere høydekorreksjoner. Substratangivelse referer seg til den dominerende størrelseskategori på hver stasjon.

Tabellen omfatter bare stasjoner for biologiske prøver i regi av NIVA.

Suldalslågen:		UTM-kart referanse	Avstand fra Suldalsvn. (km)	Høyde o.h. (m)	Elvebredde (m)	Steinstørr. (cm)
Stasjonskode/	navn					
1	Stråpa	59 4 97 3	0.3	66.5	45	>20
2A	Fiskerhytta	59 0 96 9	1.0	63.9	35	>20
2B	n.str. Fiskerhytta	58 9 96 9	1.1	63.7	70	>20
3	Sportsplassen	58 3 97 3	1.9	61.9	50	>20
4	Sørestadoren	57 8 97 2	2.6	61.1	55	>20
5A	Lunde bru	57 3 96 8	3.3	60.3	30	>20
5B	oppstr. Lunde bru	57 6 96 8	3.0	60.5	40	5-20
6	Lindum	56 3 96 5	4.3	59.3	70	>20
7	Steinsholmen	54 6 96 1	6.2	57.3	20	>20
8	oppstr. Nerheim bru	54 3 95 3	7.2	56.2	70	5-20
9	Førland bru	53 4 94 4	8.9	51.5	40	>20
10	Øvre Kvæstad	52 3 94 0	10.1	49.4	55	>20
11	Fossbakkane	51 0 93 9	11.3	48.0	60	>20
12	Øvre Helgehøl	49 6 94 3	12.9	45.8	35	5-20
14	oppstr. Sotaskårhølen	47 2 96 2	17.4	11.5	40	>20
15	oppstr. Littlehaga bru	46 6 96 7	18.2	9.3	45	>20
16	Helland	46 0 97 3	19.4	7.7	70	5-20
18	Tjelmane bru	45 4 97 0	20.6	6.1	40	5-20

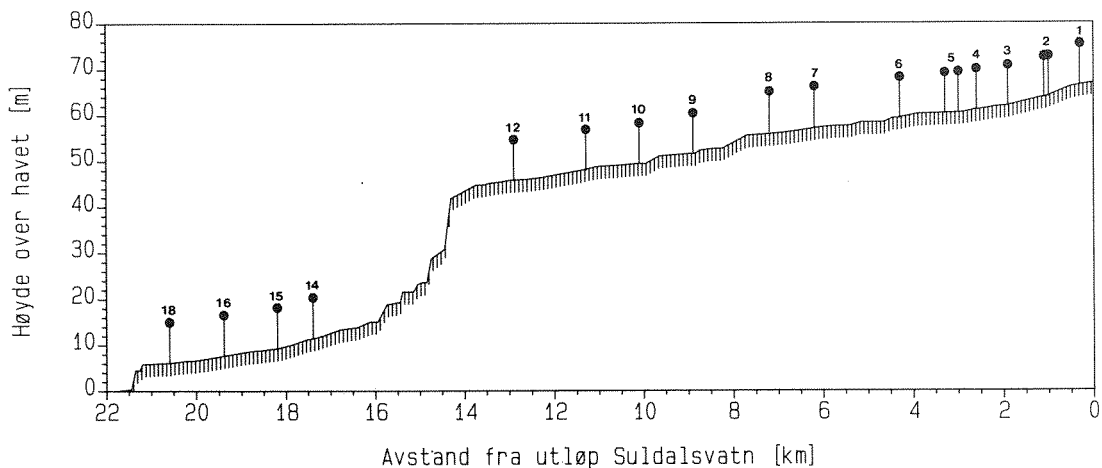
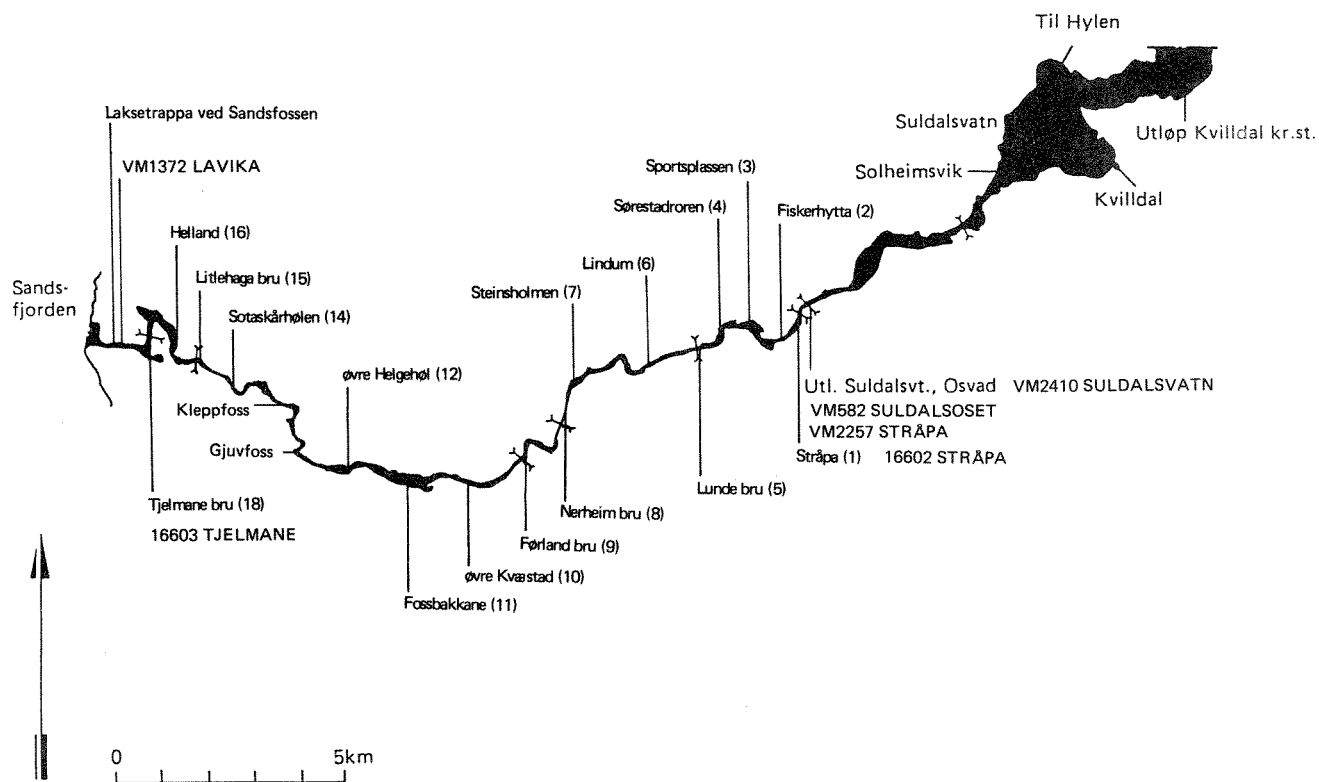


Fig. 2.3 Beliggenhet av stasjoner for biologisk prøvetaking og fotografering i Suldalslågen (øverst) og elveprofil fra utløp Suldalsvatn til havet (Sandsfjorden). 4 NVE-vannmerker og 2-NVE-målestasjoner for temperatur i elva er markert.

Tabell 2.5. Undersøkellesprogram på stasjonene i Suldalslågen 1988.
For beliggenhet av stasjonene, se tab. 2.4 og fig. 2.3.

St. kode	Elementinnhold i Mose/makroveg.				Undersøkelse av begroing		UV-foto dekn.grad		Spyleflom kvant.best.	
	Feb	Apr	Jun	Sep	Apr.	Sept.	Apr.	Sept.	Juni	Sept.
1	x	x		x	x	x	x	x		
2A		x			x		x			
2B						x		x	x	x
3	x	x		x						
4		x		x	x	x	x	x		
5A	x	x		x	x	x	x	x		
5B									x	x
6		x		x	x	x	x	x		
7		x		x				x		
8		x		x	x	x	x	x	x	x
9	x	x		x						
10		x	x	x	x	x	x	x	x	x
11	x	x		x	x	x	x	x		
12	x	x		x	x	x	x	x		
14	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
15	x	x		x	x	x	x	x	x	x
16	x									
18	x	x		x	x	x	x			

For undersøkelsene i Suldalsvatn er det i tabell 2.6 gitt en oversikt over stasjoner for de ulike formål. Stasjon L5 er felles med NINA og ligger mellom utløp Kvilldal kraftstasjon og inntak Hylen kraftstasjon. SFT's stasjon for den regionale eutrofiundersøkelsen i 1988 var plassert et stykke fra L5 og svært nær utløpsosen av Suldalsvatn. Dataene fra denne stasjonen regnes likevel å være rimelig sammenliknbare med L5.

Tab. 2.7 gir en oversikt over stasjonene brukt ved vannkjemiske undersøkelser i selve Suldalslågen.

Tabell 2.6. Stasjoner i Suldalsvatn 1987-88. Kartangivelser er i henhold til kartbladene M711-1313IV og 1314II 100-km rute 32V LL.

St.kode/navn	UTM-ref.	Formål
K1 Kvilldalsvika	65 9 00 9	Undervannsfotografering
K2 Kvilldalsvika	65 8 01 1	Undervannsfotografering
K3 Kvilldalsvika	66 1 00 5	Undervannsfotografering
N1 Nesflaten	77 9 14 7	Undervannsfotografering
N2 Nesflaten	77 1 14 5	Undervannsfotografering
L5 Suldalsvatn/ Bukkagjotfjorden	65 9 02 1	Primærproduksjonsmåling og vannkjemi
SFT Reg. eutrofi 1988	60 0 97 8	Fyto- og zooplankton vannkjemi

Tabell 2.7. Prøvestasjoner for vannkjemi i Suldalslågen og sidevassdragene. Stasjoner brukt av NIVA og NINA 1981-88. Kartangivelser er i henhold til kartblad M711-1313IV.

Stasjon	UTM-kart referanse	Avstand fra Suldalsvn. (km)	Høyde o.h. (m)
<u>Suldalslågen:</u>			
Stråpa bru	59 5 97 6	0	67
Lunde bru	57 2 96 8	3.4	60.3
Ritland bru	54 2 95 1	6.6	55.8
Førland bru	53 4 94 4	9.1	52.2
Litlehaga bru	46 5 96 8	18.3	9.1
Tjelmane bru	45 4 97 0	20.6	6.1

<u>Sidevassdrag:</u>			
Torkebekken	59 4 97 3	0.3	66.5
Tjøstheimbekken	56 2 96 3	4.3	59.4
Steinsåa	54 9 96 4	5.8	57.5
Mosåa	54 1 94 5	7.8	54.7
Vasshusbekken	53 5 94 5	8.6	52.5
Fossåa	50 4 94 2	12.4	46.3
Himsåa	48 4 95 3	15.2	21.6
Grovbekken	48 7 95 7	15.4	19.3
Brømmelandsåa	48 0 96 3	16.8	13.3

2.4 Reguleringsinngrep og kraftutbygging

Dette avsnittet vil, kortfattet, skissere de foretatte reguleringsinngrepene i Suldalsvassdraget. Forøvrig henvises det til utredninger sammenstilt for Ulla-Førre skjønnet, bl.a. Hetager (1985a,b) og andre sammenstillinger, f.eks. Abrahamsen & Skogheim (1981), Lillehammer & Saltveit (1984), Skulberg (1986) og Blakar & Pedersen (1986, 1987).

2.4.1 Røldal-Suldal utbyggingen

Vinteren 1963 dannet staten ved NVE og Norsk Hydro ved Rjukanfoss A/S selskapet Røldal-Suldal kraft A/S for ervervelse og utbygging av Røldal-Suldal vassdragene. Anleggsarbeidet kom straks i gang og var ferdig i 1967. Utbyggingen omfattet den gang ialt 741 km² i området Haukelifjellene og Hardangervidda nord og øst for Suldalsvatnet. Det ble bygd ialt 5 kraftverk med en samlet aggregat-installasjon på 470 MW med planlagt midlere årsytelse på 2180 GWh. Samlet magasinivolum var på 737 mill. m³. De to kraftverkene Suldal I og II ble plassert nederst i vassdraget på Nesflaten med direkte avløp til Suldalsvatnet (Vogt & Solem 1966).

Senere er det foretatt endel mindre justeringer og nye installasjoner er blitt bygd i området. Anlegget slik det står i dag har operert siden 1982, og berører et samlet areal på ca 800 km². Nominell ytelse er 580 MW med en midlere årsproduksjon på 2700 GWh pr. 01.01.1989 (opplysninger iflg. Røldal-Suldal Kraft A/S 1989).

I manøvreringsreglementet for Røldal-Suldalvassdragene fastsatt ved Kgl. resolusjon av 14. juli 1972 heter det bl.a.:

"Ved manøvreringen has for øye at vassdragets tidligere flomvassføring ikke forøkes og at isforholdene i Suldalslågen ikke forverres. I fyllingstiden tappes magasinene slik at avløpet fra Suldal I og Suldal II til sammen utgjør minst 42 m³/sek. uavhengig av tilsigsforholdene. Forannevnte plikt til å tappe minst 42 m³/sek. uavhengig av tilsigsforholdene, bortfaller etter 1. august hvert år, dog slik at konsesjonæren i fyllingstiden er forpliktet til også etter dette tidspunkt å holde en minimumsvannføring fra Suldal I og Suldal II på tilsammen opptil 42 m³/sek. dersom en av rettighethaverne på forhånd utpekt representant, krever dette."

2.4.2 Ulla-Førre utbyggingen

Anleggsarbeidene begynte i 1974 og ble avsluttet i løpet av 1988. Figur 2.4 viser en skisse over Ulla-Førre prosjektet med kraftstasjoner og reguleringsmagasiner. De største magasinene er Blåsjø (volum $3.105 \cdot 10^6 \text{ m}^3$) på 1000 m nivå og Sandsavatn (volum $256 \cdot 10^6 \text{ m}^3$) på 600 m nivå. Et komplekst system av grentunneler, takrenner og pumpestasjoner samler alt vannet i Ulla-Førre området for maksimal utnyttelse i tre trinn gjennom kraftstasjonene Saurdal, Kvilldal og Hylen.

Blåsjømagasinet, som er landets største kraftverkmagasin med overflate 82.2 km^2 , kan i tillegg til drenering fra områder i øst over 1000 m nivå også motta vann fra 600 m nivå ved pumping via Saurdal pumpekraftstasjon (fig. 2.4). Ved tapping utnyttes vannet fra Blåsjø i første trinn til kraftproduksjon i Saurdal. Sandsavatnet og Lauvastølsvatnet er begge regulert til HRV 605 m og drenerer alt avløp over 600 m nivå som ikke går direkte til Blåsjø, vesentlig fra de sørlige og nordlige deler av Ulla-Førre området. To pumpestasjoner (Hjorteland pumpe og Stølsdal pumpe) kan i tillegg overføre magasinert vann fra lavere enn 600 m nivå enten til Sandsavatn eller direkte til Kvilldal kraftstasjon. Denne kraftstasjon som utnytter fallhøyden fra 600 m nivå ned til Suldalsvatn på 67.5 m nivå har m.a.o. en rekke alternative tilførsler for kraftproduksjon som trinn 2 i systemet. Suldalsvatnet med sin reguleringshøyde på 1.5 m blir i denne sammenheng et kortidsmagasin for Hylen kraftstasjon ved Hylsfjorden som er siste trinn i systemet. Midlere avløp til Hylen kraftstasjon er pr. i dag ca. $110 \text{ m}^3/\text{s}$ (ref. Vestlandsverkene 1989), dvs. over dobbelt så stort som midlere avløp til Suldalslågen.

I tabell 2.8 er satt opp de viktigste data for Ulla-Førre verkene. Det første aggregat i Hylen ble startet i august 1980. I løpet av 1986 var samtlige anlegg driftsklare. Ulla-Førre har en gjennomsnittsproduksjon på omlag 5.3 TWh hvorav Norges største kraftstasjon, Kvilldal, står for litt over 3 TWh.

I forbindelse med drift av Hylen kraftstasjon kommer brukerinteressene knyttet til Suldalslågen sterkt inn i bildet. Nedenfor er gjengitt hovedpunktene i manøvreringsreglementet for Ulla-Førre verkene fastsatt ved kgl. resolusjon 13. september 1974 med senere endring av 4. november 1983, som direkte berører manøvreringen av Suldalslågen i dag:

"Det skal slippes vann til Suldalslågen overensstemmende med følgende bestemmelser:

- a) Fra 1. mai til 31. juli skal avløpet fra gjenværende uregulert nedbørfelt til Suldalsvatn og Suldalslågen med tillegg av en vannmengde tilsvarende $9 \text{ m}^3/\text{sek.}$ fra de felt tilhørende Suldalslågen som nå blir regulert for Ulla-Førre, slippes i lågen sammen med det vann som Røldal-Suldal Kraft A/S er pålagt å kjøre ut i elva i henhold til manøvreringsreglement av 14. juli 1972.
- b) Fra 1. august til 14. oktober skal vassføringen ved Larvika normalt holdes på $75.3 \text{ m}^3/\text{sek.}$ eventuelt med tilskudd av nødvendig vann fra det felt av elva som er regulert for Ulla-Førre. Slikt pålegg kan gis av en av de fiskeberettigede utpekt representant.
- c) Ovenstående slippingskrav kan modifiseres av representanten dersom fiskeinteressene samlet tilsier at en reduksjon vil virke gunstig på lakseoppgangen.
- d) I tiden 1. mai til 14. oktober kan representanten pålegge slipping av ytterligere 50 mill. $\text{m}^3/\text{år}$ fordelt på inngangs- og oppgangsflom etter innvunnen erfaring.
- e) I tiden 15. oktober til 14. november skal vassføringen ved Larvika ikke underskride $50.3 \text{ m}^3/\text{sek.}$
- f) I tiden 15. november til 14. desember skal vassføringen ved Larvika ikke underskride $30.2 \text{ m}^3/\text{sek.}$
- g) I tiden 15. desember til 30. april skal vassføringen ved Larvika ikke underskride $15.2 \text{ m}^3/\text{sek.}$ Heller ikke må vassføringen ut fra Suldalset underskride $10 \text{ m}^3/\text{sek.}$ i tidsrommet 15. oktober til 30. april.
- h) Fra 1. juni til 31. juli skal det ikke overføres vann til Hylsfjorden, dog tas det under flom sikte på å holde vannføringen ved VM Larvika under $350 \text{ m}^3/\text{sek.}$ Når vannstanden i Suldalsvatnet dermed overstiger HRV, skal overskytende vann overføres til Hylsfjorden."

Det skjer pr. i dag ingen større avvik fra dette reglementet. I følge en lokal avtale mellom Suldal Elveigarlag og Vestlandsverkene kjøres en spesiell manøvrering i tidsrommet 1. august til 15. oktober av hensyn til fisket i elva. Med VM 1372 La[r]vika som referanse kjøres elva opp fra 60 til $80 \text{ m}^3/\text{s}$ på 12 timer. Deretter begynner en langsom nedtrapping til $60 \text{ m}^3/\text{s}$ i løpet av 4 døgn. Dette nivået holdes 1 1/2 døgn før en ny opptrapping til $80 \text{ m}^3/\text{s}$. På denne måten får en regelmessige svingninger i vannføringen med en periode på 6 døgn i hele det angitte tidsrom. Etter en del prøving og feiling i 1984-85 hvor bl.a. oppkjøringen var fra 55 til $100 \text{ m}^3/\text{s}$ på 12 timer ble den ovenfor skisserte manøvreringen første gang gjennomført i 1986, og har senere pågått hvert år. Av andre spesielle tiltak i henhold til manøvreringsreglementet kan nevnes renske- og lokkeflommer som avtales lokalt mellom Suldal Elveigarlag og Vestlandsverkene.

Tabell 2.8. Installasjoner og produksjon for kraftverkene i Ulla-Førre reguleringen. M = kjørt som magasinverk, P = pumpekraft. Data fra Statkraft/Vestlandsverkene 1989.

Kraftverk	Antall og aggregatstørrelse (MW)	Nominell ytelse (MW)		Årsproduksjon (GWh)		Startår for drift	
		M	P	M	P	(ant.aggr.)	
Kvilldal	4 x 310	1240		3049		1982	85-86 (2) (2)
Saurdal	4 x 160 (2 revers.)	640	320	1899	-777	1985	1986 (1) (3)
Hylen	2 x 80	160		579		1980	1982 (1) (1)
Stølsdal	1 x 17(M) 2 x 3 (P)	17	6	35	-10	1986	
Hjorteland	3 x 3.2 (P)		6.6		-10	1986	

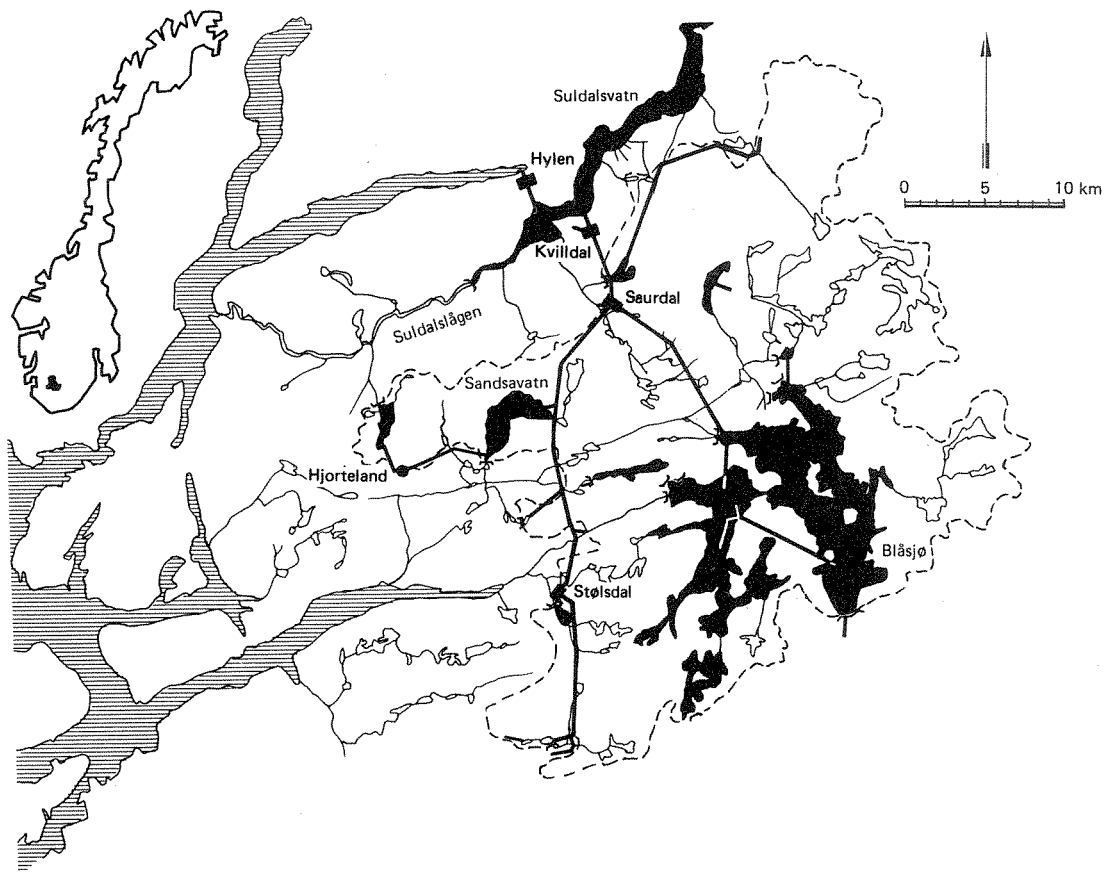


Fig. 2.4. Ulla-Førre utbyggingen. Avtegned magasin (svart) og kraftstasjoner. Magasinverk vist ved firkanter og pumpeverk ved punktsymbol.

3 SULDALSVATN - VANNKVALITET OG BIOLOGISKE FORHOLD

3.1 Hydrologiske forhold

3.1.1 Metodikk og grunnlagsdata

Vannstandsdata er hentet fra NVE's vannmerke VM 2410 Suldalsvatn, ajourført til og med 1988. Data fra dette vannmerket foreligger som kotehøyde. Eldre data er tatt fra VM 582 og justert med kotehøyde for dette vannmerkets nullpunkt. Alle data er analysert ut ifra EDB-overførte opplysninger fra Hydrologisk avdeling, NVE. Dataseriene omfatter periodene 1910-78 (VM 582) og 1978-88 (VM 2410).

Vannstandsvariasjonene i én innsjø kan betraktes som en tidsserie, $W=\{W(t)\}$. Fra denne tidserien kan ulike mål for vannstandsvariasjonen beregnes. Tradisjonelt har man sett på midlere vannstand og ekstrempunktene i vannstand, i regulerte magasin også på LRV og HRV (Otnes & Ræstad 1978).

Vannoverflaten danner en naturlig "null"-referanse når det gjelder lokalisering av biologiske samfunn. Dette skyldes at de økologiske forholdene under og over vann er fundamentalt forskjellige (Hutchinson 1975, Rørslett 1984, 1988b). For biologiske formål er en nivåangivelse i forhold til median vannstand det beste utgangspunktet når man skal vurdere betydningen av vannstandsendringer (Rørslett 1984, 1987b, 1988b). Med dette utgangspunktet kan en beregne relevante parametre for nivåangivelse f.eks. av biologiske samfunn. Slike angivelser blir her betegnet med symbolet 'Z'. Når målene beregnes direkte på vannstandsskalaen uten justering for median brukes betegnelsen 'W'.

I limnologiske arbeider brukes "dybde" som regel synonymt med **vanndybde**, dvs. den til enhver tid gjeldende distanse (≥ 0) fra vannoverflaten ned til et spesifisert punkt; alternativt kan "dybde" sees som ekvivalent med høyden av vannsøylen over dette punktet. Her betegnes denne bruken med symbolet 'D' mens avstanden fra vannoverflaten til punktet betegnes med 'v' (kan være større eller mindre enn 0). Det kan vises at gjennomsnittlig vanndybde over et visst punkt på bunnen ($\bar{D}[z]$) ikke er lik samme punkts **nivå** i forhold til medianvannstand (z) når vannstanden varierer i tid (se f.eks. Rørslett 1984, 1988b,c for drøfting og illustrering av disse forholdene). Andre betegnelser på skalaene er fast-koordinat eller Eulerske koordinater (Z-skala) og bevegelige koordinat eller Lagrangske koordinater (v).

Forholdet mellom de ulike måter å angi dyp/nivå fremgår av nedenforstående uttrykk:

$$v(z,t) = dZ(t) - z \quad (3.1)$$

$$D(z,t) = \begin{cases} v & \text{for } v \geq 0 \\ 0 & \text{ellers} \end{cases}$$

hvor: $dZ(t) = W(t) - W_{\text{median}}$

Det fremgår herved at 0-punktet for Z-skala (Z_0) er W_{median} på vannstandsskalaen. Videre fremgår at Z-skala er tidsuavhengig (egentlig: innenfor den tidsperioden hvor medianverdien er beregnet).

Variasjonsmønsteret i vannstand kan bl.a. uttrykkes gjennom spektralanalyse, ved å beregne

$$XX(f) = 2/T \left| \int_{-T/2}^{T/2} x(t)h(t) \exp(-i2\pi ft) dt \right|^2 \quad (3.2)$$

hvor $XX()$ er den såkalte tosidige spektraltetthetsfunksjon eller variansspektrum (Jenkins & Watts 1968), $x()$ er en tidsserie, $h()$ er en "vindu"funksjon, $f(\geq 0)$ er frekvens (tid^{-1}) og $i^2 = -1$.

For vannstandsdata har funksjonen XX enheten m^2 og kan betraktes som variansen innenfor et frekvensbånd sentrert på f med bredde Δf , når vannstandsserien (x) er justert til å ha middelvei lik 0. Spesielt gjelder at integralet av XX er lik σ^2 (dvs. tidsseriens varians). For å beregne spektraltetthet ble det anvendt en diskret FFT (Fast Fourier Transform) rutine. Den ekvivalente variasjonsbredden $2A(f)$ (enhet m) beregnes deretter fra spektraltetthetsfunksjonen i henhold til likn. (3.3) og viser hvilken variasjon i vannstand man "gjennomsnittlig" har ved en viss frekvens,

$$2A(f) \approx \left\{ \frac{f + \Delta f / 2}{8 \int_{f - \Delta f / 2}^{f + \Delta f / 2} XX(u) du} \right\}^{1/2} \quad (3.3)$$

Den gjennomsnittlige periodelengden \bar{T}_p finnes deretter fra

$$\bar{T}_p = \sigma^2 \left[\int_0^\infty f XX(f) df \right]^{-1} \quad (3.4)$$

3.1.2 Suldalsvatn - uregulert tilstand

Før regulering i 1980 hadde Suldalsvatn en meget skjev frekvensfordeling av vannstander (fig. 3.1). Dette er normalt for "naturlige" innsjøer med utløpsterskler og stor gjennomstrømning (Rørslett 1988c).

Den totale variasjonsbredden i tidsrommet 1981-88 var 2.31m, mot 3.84m for perioden 1905-77 (Østrem *et al.* 1984). Den laveste reelle vannstanden målt i Suldalsvatn er 66.37m (mars 1942). Slike lave verdier er ikke notert etter at kjøring av Hylen kraftverk ble igangsatt i 1980/81.

En spektralanalyse på vannstandsserien 1945-67 viste at årssvingningen (frekvens $f_0 = 1 \text{ år}^{-1}$) var dominerende mens de høyere frekvenser ($f=2, 3$ osv.) var sterkt dempet (fig. 3.2). Dette er et normalt trekk for mange uregulerte innsjøer (Rørslett 1987c, 1988b).

Tabell 3.1. Vannstandsdata for Suldalsvatn (1981-88) sammenliknet med forholdene før Ulla-Førre reguleringen (1945-67).

Vannstandsparameter		W-skala (kotehøyde m)			Z-skala (ref.1981-88) (m)
		Reg. 1981- 88	Ureg. 1945- 67	ΔW (m) reg.- ureg.	
Gjennomsnitt	\bar{W}	67.94	67.44	-0.50	-0.04
Maksimum	W_{\max}	69.35	70.15	-0.80	+1.37
Minimum	W_{\min}	67.04	66.39*	+0.65	-0.94
10-persentil	W_{10}	67.45	66.63	+0.82	-0.53
25-persentil	W_{25}	67.72	66.86	+0.85	-0.26
50-persentil**	W_{50}	67.98	67.35	+0.63	0.0
75-persentil	W_{75}	68.19	67.90	+0.26	+0.19
90-persentil	W_{90}	68.34	68.40	-0.05	+0.36

* feil minimumsverdi i EDB-overførte data fra NVE (oppgitt 65.86m i 1966)

** median vannstand utgjør referansepunkt for Z-skala

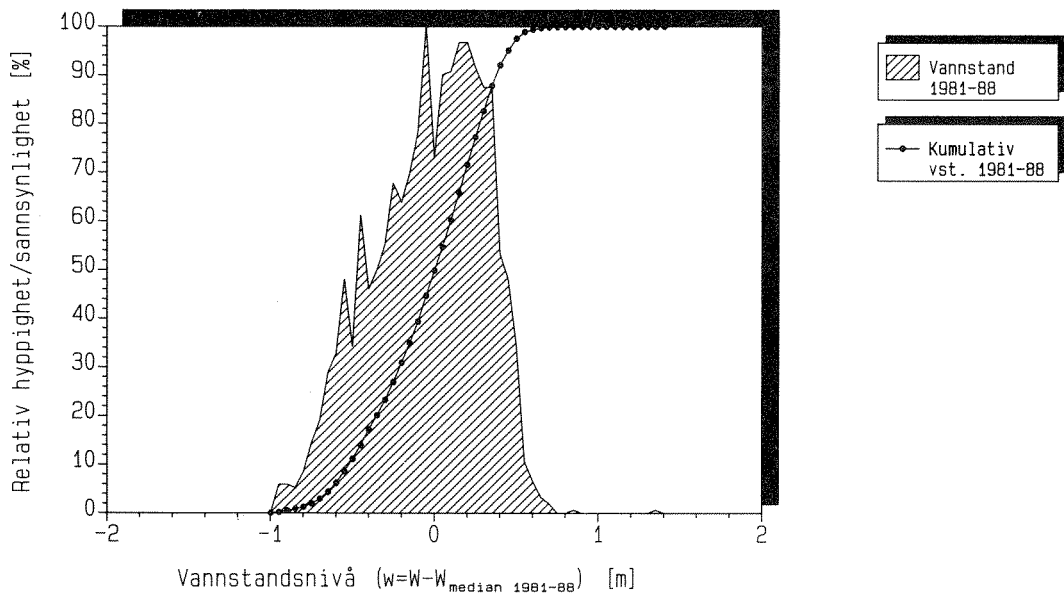
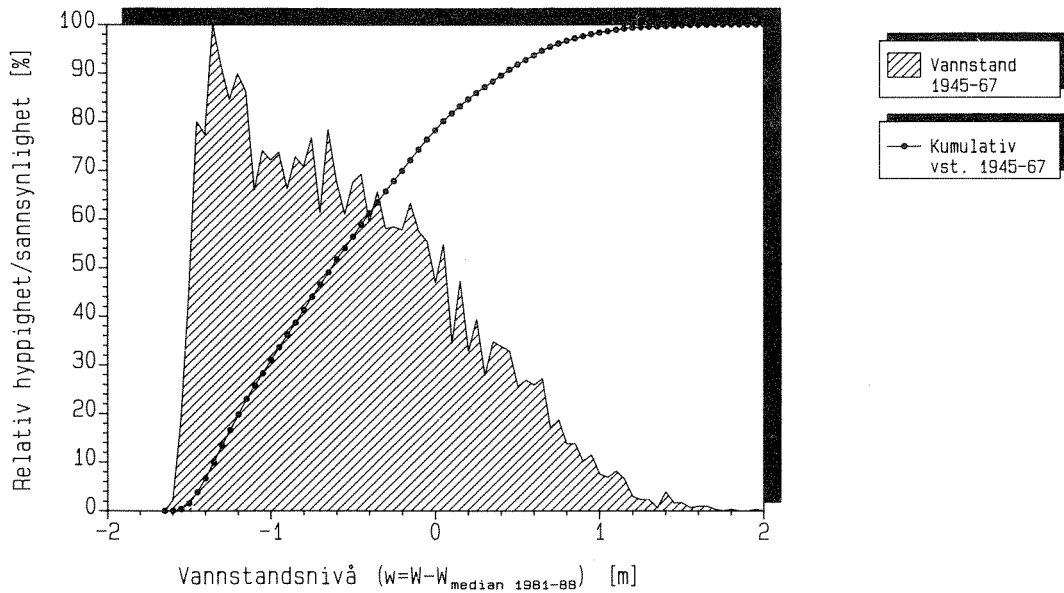


Fig. 3.1 Vannstandsvariasjoner i Suldalsvatn før Ulla-Førre (1945-67; øverst) og etter Ulla-Førre (1981-88; nederst). Tetthets- og kumulativ fordeling av vannstand (hyppighet i forhold til maksimumsverdi). For sammenliknings skyld er alle fordelingene tegnet i forhold til vannstandsskala (W) gjeldende etter regulering.

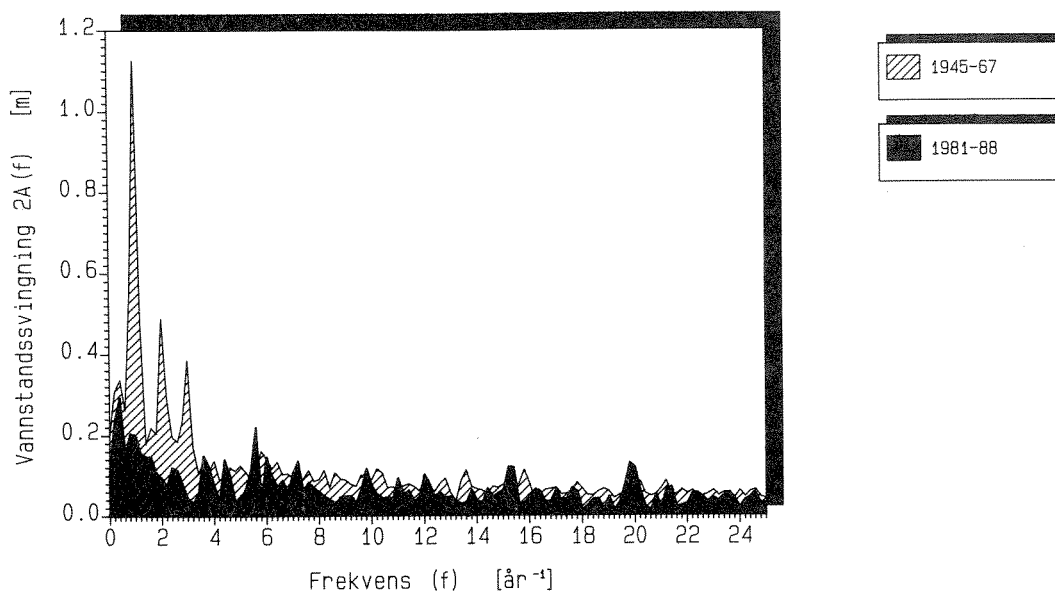


Fig. 3.2 Vannstandsvariasjoner i Suldalsvatn før regulering (1945-67: åpen skravur), og etter Ulla-Førre (1981-88: hel skravur). Data som ekvivalent variasjonsbredde $2A(f)$ mot frekvens (år^{-1}) med oppløsning $\Delta f = 0.2 \text{ år}^{-1}$.

3.1.3 Forholdene etter 1980

Reguleringsbestemmelsene for Suldalsvatn angir en tillatt regulering mellom kote 67 og 68.5. Vannstandsmålingene i Suldalsvatn etter 1980 demonstrerer at denne reguleringen overholdes med god margin, tatt i betraktning den uunngåelige vannstandshevingen ved flomsituasjoner. Således var høyeste vannstand i 1981-88 69.35 m, eller 0.85m over HRV. Dette er imidlertid ikke høyere enn det vannstanden kunne stige til før Ulla-Førre reguleringen.

I 50% av tida (1981-88) lå vannstanden mellom kote 67.72 og 68.19, dvs. en variasjonsbredde som utgjør 0.5 m, mens i 80% av tida holdt vannstanden seg mellom kote 67.45 og 68.34 (variasjonsbredde 0.89m). Den samlede "ekvivalente" variasjonsbredden ($2\bar{A}_{\infty}$; Rørslett 1988b) var 0.95 m i denne perioden.

Resultatet av reguleringen i Suldalsvatn er en tydelig heving av vannstanden. Settes grensen land/vann ved medianvannstand (Rørslett 1984) er Suldalsvatn effektivt hevet 0.63m sammenliknet med perioden 1945-67.

Sannsynlighetsfordelingen av vannstandene (fig. 3.1) viser klart at Suldalsvatn nå opereres etter teknisk-økonomiske kriterier. I motsetning til en "naturlig" innsjø var nær sagt alle vannstander i

Suldalsvatn om lag like hyppige, slik at vannstandsfordelingen nærmet seg det statistiske begrep uniform sannsynlighetsfordeling, dog med en tendens til å være venstreskjev istedetfor den høyreskjevhet som preget innsjøen i naturtilstand. Den observerte variansen av vannstandsserien var således bare ubetydelig høyere enn den teoretiske forventede for en uniform fordeling med $\Delta w=1.1m$.

En spektralanalyse på vannstandsserien etter regulering viste at alle frekvenser var omtrent like dominerende med hensyn på bidrag til den samlede varians (fig. 3.2). Det er i første rekke årssvingningen (f_0) som er borte etter regulering. Selv om variabiliteten i vannstand er mindre etter regulering, har vannstandenes gjennomsnittlige tidsperiode blitt mindre (tab. 3.2). Innsjøen er mer "ustabil" i vannstand etter regulering. Dette vises bl.a. ved at en mindre variansandel "forklares" av svingninger med frekvens $\leq f_0$ etter regulering, jfr. tab. 3.2.

De endrede vannstandsforholdene i Suldalsvatn betyr at erosjonsprosesser kan re-initieres langs strendene av innsjøen. Det må antas at strandsonen delvis er beskyttet ved en sk. erosjonshud ("armour layer") som et resultat av tidligere tiders vannstandsfluktuasjon og isskuring. Av denne grunn vil en ny erosjon i Suldalsvatn først og fremst kunne skje på relativt grunt vann, særlig på de steder der undervannsvegetasjonen mangler.

Tabell 3.2. Suldalsvatn. Karakteristiske verdier for variasjon i vannstand før (1945-67) og etter (1981-88) Ulla-Førre.

		1945-67	1981-88	Enh.
Total varians	$\hat{\sigma}^2$	0.445	0.112	m ²
-"- standardavvik	$\hat{\sigma}$	0.67	0.33	m
Variansandel ($f \leq f_0$)	$\hat{\sigma}^2[f_0]$	52.7	24.8	%
Ekv. variasjonsbredde	$2\bar{A}_\infty$	1.85	0.95	m
Midlere tidsperiode	\bar{T}_p	0.295	0.138	år

3.2 Optiske forhold i vannmassene

3.2.1 Begrep og metodikk

Nedstrålende lys svekkes relativt hurtig under vann. Samtidig skjer det en endring i lysfeltets spektrale sammensetning. Bølgelengdene tilsvarende grønnlig lys trenger normalt dypest ned mens rødt lys svekkes meget hurtig. Den vertikale svekningen av lys under vann blir ofte antatt å følge en Beer-Lambert lov (Nicholls 1984) i henhold til,

$$I(v) = I(0) e^{-k \cdot v} \quad (3.5)$$

hvor: I = lysintensitet, v = [vann]dyp, k = svekningskoeffisient

Siktedypet ("Secchi depth") måles ved å senke en hvit skive ned i vannet og registrere det dyp der skiven ikke lenger kan sees. Avlesningen blir sikrere ved å anvende vannkikkert. Siktedyp er mye brukt ved vannkvalitetsvurderinger, men denne parametren har ingen enkel fysisk tolkning. Således er lysintensiteten på dyp tilsvarende siktedypet ikke forbundet med innfallende lys på noen vel definert måte. I litteraturen oppgis det at 1-15% av overflatelyst er igjen ved siktedypet (Kirk 1983, Rørslett 1987a).

For biologiske formål er man gjerne mest opptatt av svekningen av PAR, det såkalte fotosyntetisk aktive bølgeområdet (350-700 nm). Målingene utføres ved å senke ned PAR sensorer (type LICOR 192SB) som måler gjennomsnittlig PAR intensitet; $I(v)$; i et felt med romvinkel 2π ved dyp v (også kalt nedstrålende ("downwelling") irradians; Kirk 1983). Vertikalsvekningen av lysfeltet forårsakes av scattering, dvs. spredning som skyldes finpartikulært materiale i suspensjon, og av absorpsjon i vannmassene og fra partikler i vannet. Irradians reflektansen $R(\cdot)$ er et indirekte mål for scattering (Kirk 1983) og finnes ved,

$$R(v) = 100 \cdot I \uparrow(v) / I \downarrow(v) \quad (\%) \quad (3.6)$$

dvs. som forholdet mellom nedstrålende (\downarrow) og oppstrålende (\uparrow) lys irradians. R ble målt ved å senke ned 2π PAR sensorer montert pekende henholdsvis opp- og nedover. Data fra disse ble sammenholdt med samtidige målinger av overflatelyst.

Ofte brukes følgende lineære regresjonsmodell for å beregne den vertikale svekningskoeffisienten (k_L) i den enkle eksponensielle modellen gitt av likn. (3.5) (Nicholls 1984),

$$\ln I(v) = a - k_L \cdot v \quad (3.7)$$

Med denne modellen antas parameteren \underline{a} å være (tilnærmet) lik irradians umiddelbart under vannoverflaten; denne betegnes $I(0^+)$. Normalt finner man imidlertid at \underline{a} er langt lavere enn den samtidig målte irradians over vann; $I(0^-)$. Dersom man ikke måler $I(0^-)$, bør $I(v)$ normaliseres i forhold til \underline{a} (f.eks. som $100 \cdot I(v)/\underline{a}$) slik at sammenlikninger mellom ulike vertikale lysprofiler kan gjennomføres. Det bør i denne sammenheng påpekes at sambandet i likn. (3.7) ikke kan brukes til å beregne absolutte verdier for lysintensitet under vann, noe man forøvrig ofte ser gjort i litteraturen.

Sambandet mellom irradians umiddelbart over og umiddelbart under vannoverflaten antas generelt å være av formen (Kirk 1983),

$$I(0^+,t) = f(t) \cdot I(0^-,t) \quad (3.8)$$

hvor t = tid

Faktoren \underline{f} oppgis i litteraturen til 0.9-0.95 (Kirk 1983), men kan bli langt lavere ved stille værforhold eller lav solhøyde. Størst verdi får \underline{f} i overskyet vær eller ved opprørt sjø.

En generell modell for vertikalfordelingen av lysfeltet under vann er gitt ved (Rørslett 1987a),

$$I(v,t) = I(0^+,t) \exp[-K(v,t)] \quad (3.9)$$

Svekningsintegralet $K(\cdot, \cdot)$ avhenger av spektralsammensetningen på det innfallende lysfeltet ("apparent optical property"; Kirk 1983) og vil ha større verdi tidlig morgen og sen kveld. Denne variasjonen kan her neglisjeres fordi alle måleserier er utført midt på dagen. Med den rimelige antagelsen forøvrig at vannmassenes optiske egenskaper ikke endres i løpet av en kort tidsperiode (størrelsesorden 1/2-1 time), får man dermed den lineære modellen,

$$\ln I(v,t) = \ln I(0^+,t) - K(v) \quad (3.10)$$

Det kan vises at denne modellen gir opphav til en lognormal fordeling ($\text{LN } \mu, \sigma^2$) slik at (Rørslett 1987a),

$$E[I(v)] \approx E[I(0^+;t)] \exp[-\hat{\mu}(v;t) + \hat{\sigma}^2(v;t)/2] \quad (3.11)$$

hvor: $\mu = E[K(v)]$ (forventingsverdien av svekningsintegralet)

Skal denne modellen (3.11) brukes må såvel $I(0)$ som $I(v)$ måles samtidig og med et tilstrekkelig antall gjentakelser (helst > 30). Faktoren \underline{f} antas da konstant innenfor måleperioden, eller måles

separat. Modell (3.11) tillater beregning av de virkelige prosentvise lysintensiteter ved vilkårlige dyp. Dette kan uttrykkes ved den effektive vertikale svekningskoeffisienten,

$$k_{eff} = \langle K(v) \rangle = K(v)/v \quad (3.12)$$

Den effektive svekningskoeffisienten vil alltid være større enn k_L funnet ved lineær regresjon. Den er heller ikke konstant med vandyp og antar høyest verdi nær overflaten.

3.2.2 Siktedyp og turbiditet

Siktedypet (SD) i Suldalsvatn har variert relativt mye etter 1980. De laveste verdiene for siktedyp er under 2m og de største verdiene er nesten 20 m, dvs. en variasjon på mer enn 10 ganger (fig. 3.3). Spesielt lave siktedyp ble observert i 1982 og 1983. Fra 1984-85 av kan siktedypsverdiene karakteriseres som normale. Suldalsvatn er etter dette tidspunktet en utpreget klarvannsinnsjø. Det er rimelig å anta at Suldalsvatn har hatt dette klarhetsnivået før Ulla-Førre utbyggingen fant sted.

Tabell 3.3. Siktedyp og turbiditetsnivå i Suldalsvatn. Årlige gjennomsnittsverdier. N = antall prøver.

År	Siktedyp (m)	N	Turbiditet (FTU)	
				N*
1981	10.4	3	0.55	3
1982	4.8	3	2.77	3
1983	3.1	3	2.20	2
1984	6.6	13	0.86	13
1985	7.5	12	0.72	12
1986	10.4	13	0.79	13
1987	12.8	15	0.66	12
1988	12.8	15	0.57	15

* prøver med siktedyp målt samme tid

De årlige midlene for siktedyp og turbiditet er satt opp i tab. 3.3 ovenfor. Mønstret i tidsendringene er meget klart og viser at innsjøen fikk markant dårligere siktedyp sammen med sterkt forhøyd turbiditet i 1982-83. Forskjellene i siktedyp mellom årene er statistisk signifikant (ANOVA; $F_{7,69} = 16.3$, $p < 0.001$). Turbiditet varierte også signifikant mellom de enkelte årene (ANOVA; $F_{7,65} = 14.6$, $p < 0.001$). Det var videre et klart statistisk forhold mellom siktedyp (SD) og turbiditet (FTU) i henhold til regresjonslikningen,

$$1/SD = 0.0097 + 0.149 FTU \quad (r^2 = 73.4\%, p < 0.001; \text{fig. 3.4})$$

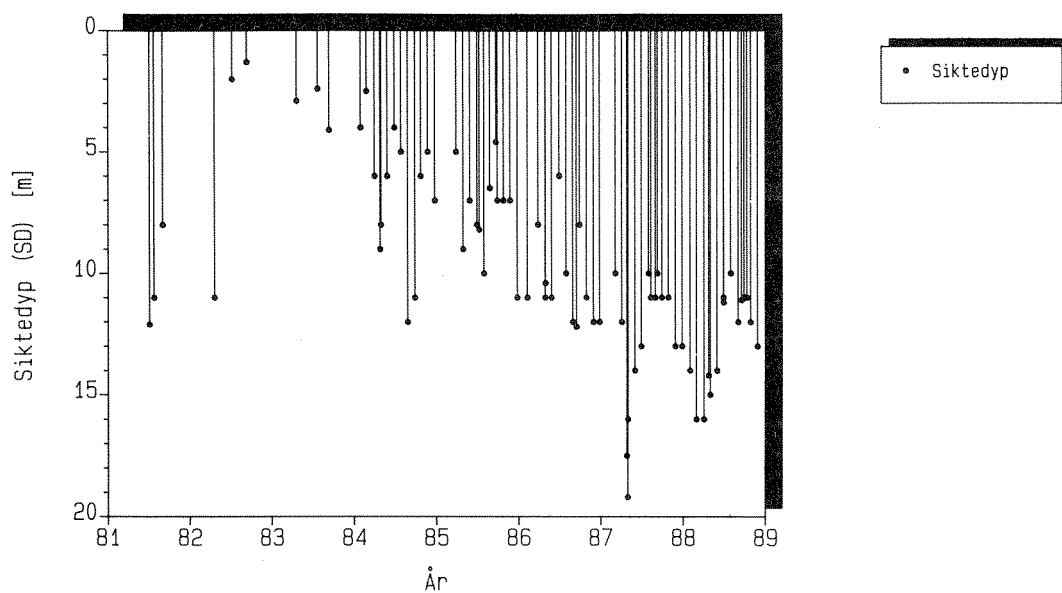


Fig. 3.3. Siktedypsmålinger i Suldalsvatn 1981-88. Verdiene er midlet over prøvestasjonene i innsjøen dersom fler enn én måling forelå fra en gitt dato. Data er fra NIVAs og NINAs måleserier.

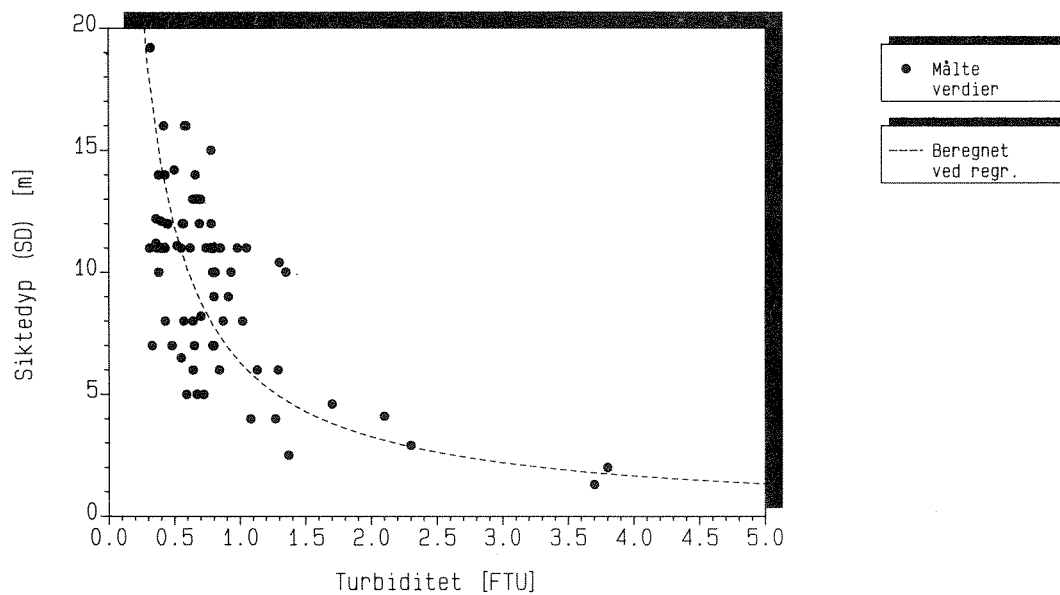


Fig. 3.4. Sambandet mellom siktedyp (SD; m) og turbiditet (FTU) i Suldalsvatn. Data fra perioden 1981-88, fra NIVAs og NINAs måleserier. Regresjonslinjen tilsvareer forholdet:
 $1/SD = 0.0097 + 0.149 FTU$ (se tekst).

3.2.3 PAR profiler

Målinger av PAR ble gjort 1983-88. Lysdata er her presentert i en normalisert form, som $\% I(v)/a$, siden få dataserier ga mulighet til å beregne overflateverdiene $I(0^-)$ eller $I(0^+)$. Tilpasningen av måledata med lineær regresjon i henhold til likn. (3.7) var gjennomgående svært god. Verdien av a lå mellom 0.48 og 0.69 av $I(0^-)$, tilsvarende 0.53-0.77 av $I(0^+)$ for $f=0.9$.

Dataseriene er vist i fig. 3.5 og de viktigste parametrene er stilt sammen i tab. 3.4. Det er et generelt samband mellom k_{eff} og siktedyp i Suldalsvatn, tilsvarende mønstret funnet mellom k_L og siktedyp og turbiditet. Høyest verdi for k_L og k_{eff} ble målt i 1983. Det var ingen målinger av PAR i 1982 under episoden med høy turbiditet. Målingene av PAR i Suldalsvatn 1983-88 er såpass fåtallige at en regresjonsmodell ikke ble utarbeidet for å prediktere lysforholdene i 1982. Istedet ble k_{eff} i 1982 anslått fra den generelle likningen ($k_{eff} = \exp[-1.03 + 1.84/SD]$) (Rørslett 1987a) til å være 0.65-0.9 for området 5-20m vanddybde.

Målinger i oktober 1988 viste at reflektanskoeffisienten (R) varierte fra 1.2% nær overflaten til omlag 1.7% dypere ned. Estimatenes for R domineres av tilfeldig målestøy under ca. 15m dyp. Resultatene bekrefter at vannmassene i Suldalsvatn inneholder svært lite partikler. I følge Kirk (1983) er så lave verdier for R uvanlig i ferskvannslokaliteter.

Tabell 3.4. Optiske parametre for Suldalsvatn. PAR målinger utført 1983-88.

Dato	Lineær modell		\hat{k}_{eff} for		Dyp tilsv.	
	k_L	r^2 %	v=5	v=20	10%	1%
830422	0.38	99.5	0.53	0.42	4.0	10
830914	0.35	99.9	0.46	0.38	6.5	13
840426	0.22	99.7	0.34	0.25	7.2	18
840426	0.21	99.7	0.34	0.24	7.5	19
850710	0.28	98.4	0.35	0.30	7.5	15
860916	0.23	95.4	0.33	0.25	6.9	17
870425	0.17	99.5	0.31	0.20	9	23
870429	0.17	99.3	0.31	0.20	9	23
870811	0.19	99.3	0.33	0.22	8.5	20
870911	0.21	99.8	0.32	0.23	8.5	19
880423	0.18	98.8	0.32	0.21	8	22
880630	0.16	98.3	0.30	0.20	8	23
881013	0.21	99.9	0.30	0.22	8	20

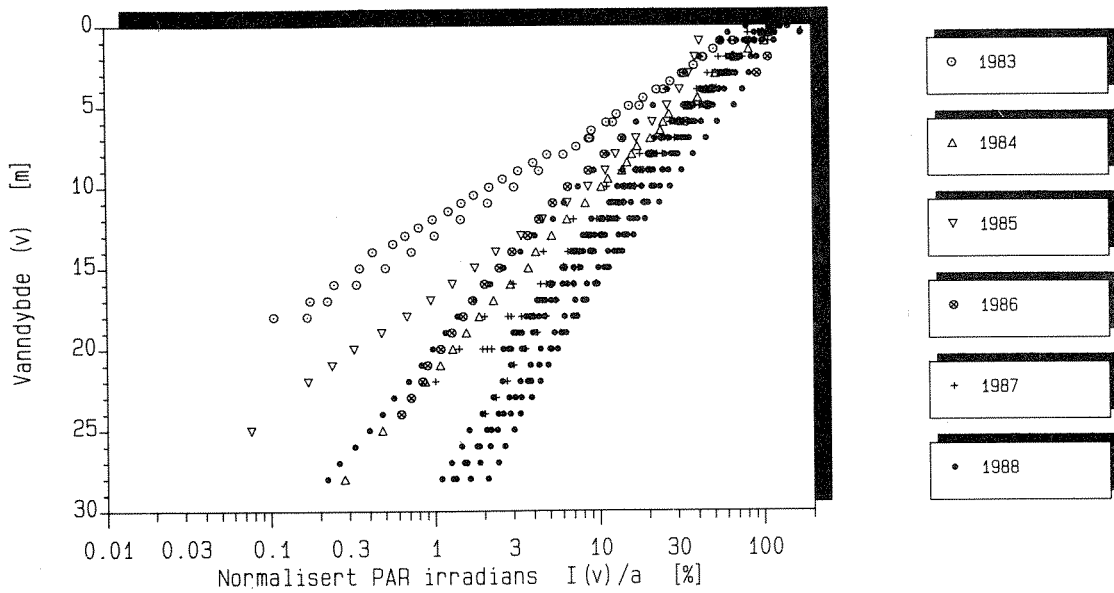


Fig. 3.5. Vertikale PAR profiler i Suldalsvatn 1983-88. Data er gitt som normaliserte verdier $I(v)/a$ (jfr. tekst). Observasjonsseriene fra 1987 faller stort sett sammen med de fra 1988 og er derfor lite synlige på figuren.

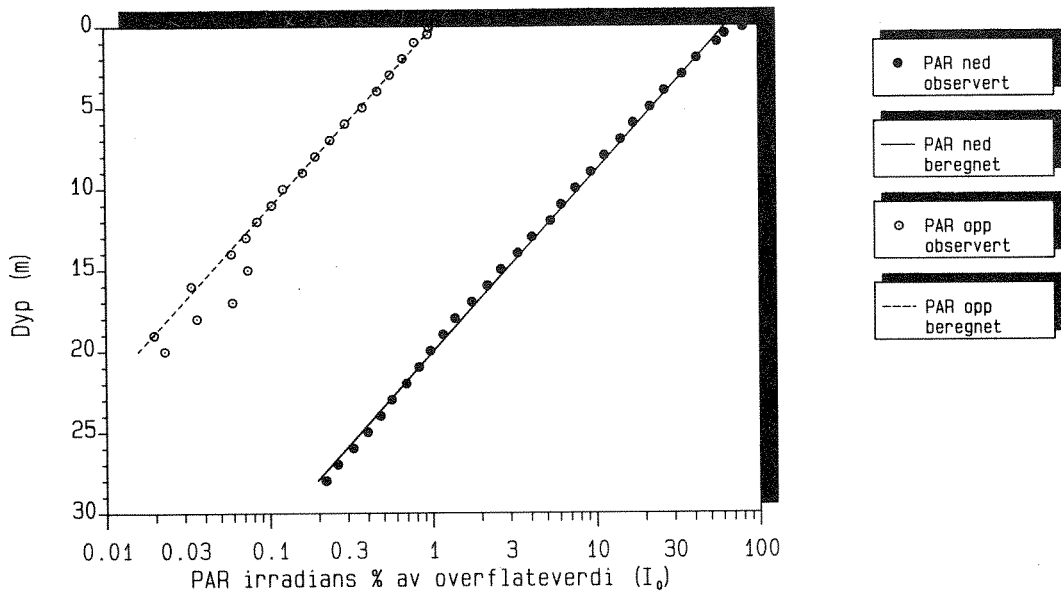


Fig. 3.6. Vertikal ned- og oppstrålende PAR profiler i Suldalsvatn 13.oktober 1988. Data er her presentert som % av overflateverdi $I(0^+)$.

3.3 Vannkjemi

Vannkjemien i Suldalsvatnet har vært gjenstand for flere undersøkelser i de senere år. Fiskeforskingens vannkjemiske undersøkelser i Ulla-Førre området startet i 1978 og har senere gått uavbrutt frem til i dag. Suldalsvatnet er her med fra 1980 (Sivertsen & Skogheim 1981, Abry & Skogheim 1983, Blakar & Pedersen 1986, 1987). I disse undersøkelsene er hovedvekten lagt på de tradisjonelle vannkjemiske parametre som pH, konduktivitet, farge, turbiditet, alkalinitet og standard ionesammensetning. NIVA startet sine undersøkelser i Suldalsvatnet i 1981 som et supplement til undersøkelser omkring begroingsforhold i Suldalslågen (Skulberg 1981). Disse undersøkelser har etterhvert lagt hovedvekten på seston/partikkelforurensing og trofistatus/produksjonsforhold i innsjøen (Skulberg & Kotai 1984, Skulberg 1986). I 1988 ble det utført en regional eutrofiundersøkelse i regi av SFT hvor også Suldalsvatnet var med. Data fra denne undersøkelsen er tillatt brukt i NIVA's rapport for virksomheten i 1986-88. Status for Suldalsvatnet frem til og med 1986 var som følger:

"I Suldalsvatnet har ionekonsentrasjonene variert lite i perioden 1978-86. Vurdert i forhold til Henriksens forsuringsindikator har vannkvaliteten vært relativt god i hele perioden." (Blakar & Pedersen 1987).

For NIVA's undersøkelser frem t.o.m. 1985 gjaldt følgende:

"Partikkelinnholdet i vannmassene viste en avtagende tendens fra episoden med høy turbiditet og lavt siktedyp i 1982-83 med unntak av en svak økning i september 1985. Vannkvaliteten var oligotrof med Tot.N- og Tot.P-nivåer på henholdsvis 210 mg N/m³ og 2.5 mg P/m³ på dette tidspunkt." (Skulberg 1986)

I tabell 3.5 er satt opp de vannkjemiske data for blandprøver av sjiktet 0-10m for perioden 1986-88. Som det fremgår av tabellen er de vannkjemiske observasjoner svært spredt i tid med unntak av 1988. pH har vært stabil i hele perioden varierende mellom 6.26 og 6.56. Konduktiviteten har vært lav varierende mellom 1.3 og 1.6 mS/m. Alkaliniteten har vært lav og svært stabil. Alle disse enkeltobservasjoner viser at vannkvaliteten i Suldalsvatnet ikke har endret seg i undersøkelsesperioden. For nærmere detaljer og bedre tidsoppløsning henvises til Blakar et al. 1989.

Tabell 3.5. Vannkjemiske observasjoner i Suldalsvatn i løpet av undersøkelsesperioden 1986-88. Blandprøver 0-10m. Forkortelser: TP (total fosfor), LMR-P (løst molybdenreaktivt fosfor), TN (total nitrogen), Chl a (klorofyll a, et mål for algebiomasse)

Dato	pH	Kond. κ_{25} mS/m	Alk. pH 4.5 mmol/l	Turb. FTU	TP	LMR-P	TN	NO ₃	Chl <u>a</u>
					-----	-----	mg/m ³	-----	-----
860428	6.26	1.57	-	1.3	3.5	0.5	285	140	-
860916	6.45	1.39	-	0.36	1.5	0.5	200	130	-
870425	6.3	1.53	-	-	-	-	-	-	-
870429	6.3	1.49	0.053	0.32	-	-	-	-	-
870811	6.56	1.49	0.052	-	3.0	-	171	-	0.61
870910	6.54	-	0.056	-	0.5	-	174	-	0.81
880423	6.42	1.54	0.059	0.5	2.0	-	201	-	0.13
880523	-	1.6	-	-	4.0	-	195	-	0.4
880623	-	1.5	-	-	2.0	-	192	-	0.8
880630	6.28	1.36	0.053	0.36	1.5	-	180	-	0.38
880722	-	1.4	-	-	3.0	-	180	-	1.0
880822	6.4	1.3	0.051	-	4.0	<1	192	107	1.4
880919	6.32	1.3	0.054	0.52	3.0	-	167	-	1.42
881013	6.3	1.3	0.059	0.41	1.0	-	191	-	2.15

Med unntak av en relativt høy turbiditet på 1.3 FTU i april 1986, har turbiditeten vært meget lav på nivået < 0.5 FTU. Dette indikerer relativt klare vannmasser og er innenfor de normale verdier for klare oligotrofe innsjøer. Tidsoppløsningen er imidlertid for dårlig til å kunne påvise nye mindre episoder med partikkeltransport ut i Suldalsvatnet. Ut fra de spredte observasjoner i 1988 kan det tyde på at dette året har vært blant de beste siden 1982-83 (se tab.3.3). For nærmere detaljer henvises til Blakar et al. 1989 og diskusjon av lysforhold s. 33.

For perioden 1986-88 ble det ikke funnet store endringer i vannmassens innhold av fosfor og nitrogen-komponenter. For total-fosfor var variasjonsbredden 0.5-4.0 mgP/m³ med en middelværdi på 2.6 mgP/m³ for 1988. Disse verdier er meget lave og nær deteksjonsgrensen, noe som kan forklare mye av spredningen. I de tilfeller hvor LMR-P er målt, har verdiene ligget under 1 mgP/m³. Tilsvarende for total-nitrogen var variasjonsbredden 167-285 mgN/m³ med en middelværdi på 187 mgN/m³ for 1988. I de tilfeller hvor nitrat er målt, har nitratet vært maksimalt 65% av total-nitrogen. Både tallene for fosfor og nitrogen er svært lave og typiske for næringsfattige oligotrofe innsjøer. De næringsfattige forhold er i stor grad med på å begrense planktonproduksjonen i innsjøen.

3.4 Produksjon og biologiske samfunn i de frie vannmasser

3.4.1 Fytoplankton

Kvantitative prøver av planteplankton ble innsamlet i vekstsesongen 1988. Prøvene som ble samlet inn fra siste halvdel av mai til siste halvdel av august var blandprøver fra 0-10m dyp og ble analysert i henhold til standard metodikk ved NIVA.

Resultatene er fremstilt i fig. 3.7 og tab. 3.6. Suldalsvatn hadde et meget fattig planteplanktonsamfunn. Høyeste algebiomasse var under $70 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ ($\approx \text{mg våtvekt}/\text{m}^3$), noe som viser at vannmassene i Suldalsvatn må betegnes som ultraoligotrofe, dvs. ekstremt næringsfattige og med et lavt vekstpotensiale for planktonisk algevekst. Planktonsamfunnet gjennom det meste av vekstsesongen 1988 ble dominert av algegruppen Chrysophyceae (gullalger) med størst innslag av ulike chrysonader. I tillegg var "μ-alger" godt representert ("μ"-alger er en samlebetegnelse for små, ikke nærmere identifiserte former med diameter 2-4 μm). Andre algegrupper var av helt underordnet betydning kvantitativt sett, selv om det prosentvis i forhold til totalvolumet av planteplankton var et visst innslag av fureflagellater (Dinophyceae) i juli-august. Det svært fattige algesamfunnet med dominans av chrysonader og μ-alger er karakteristisk for ultraoligotrofe vannmasser.

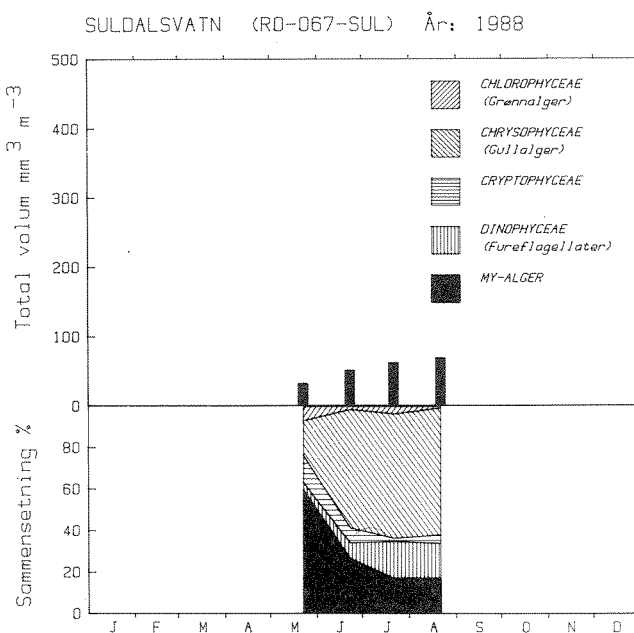


Fig. 3.7. Planteplanktonets sammensetning i Suldalsvatn 1988. Algevolum (øverst) og prosentvis fordeling av ulike grupper (nederst).

Tabell 3.6. Kvantitative fytoplankton prøver fra Suldalsvatn 1988.
Data er oppgitt som algevolum (mm^3) pr. m^3 vann.

Grupper/arter	23.mai	23.juni	22.juli	22.aug.
<u>Chlorophyceae (Grønnalger)</u>				
<i>Elakothrix gelatinosa</i>	-	-	-	0.2
<i>Koliella</i> sp.	1.5	-	-	-
<i>Monoraphidium griffithii</i>	0.2	-	-	-
<i>Monoraphidium komarkovae</i>	0.6	0.8	0.8	-
<i>Oocystis submarina</i> v. <i>variabilis</i>	-	0.1	1.6	0.5
Sum	2.3	1.0	2.5	0.7
<u>Chrysophyceae (Gullalger)</u>				
<i>Bitrichia chodatii</i>	0.3	-	-	-
<i>Chromulina</i> sp.	-	-	1.8	-
<i>Chrysochromulina parva</i>	-	0.3	-	-
<i>Chrysolykos skujaei</i>	0.6	3.6	0.2	0.2
<i>Craspedomonader</i>	0.2	-	-	-
Cyster av <i>Bitrichia</i> spp.	0.4	-	-	-
Cyster av <i>Chrysolykos skujaei</i>	-	0.2	-	-
<i>Dinobryon borgei</i>	-	0.1	0.2	1.0
<i>Dinobryon crenulatum</i>	0.4	1.2	0.8	1.3
<i>Dinobryon cylindricum</i> v. <i>alpinum</i>	-	0.7	-	-
<i>Dinobryon sociale</i> v. <i>americanum</i>	-	1.9	0.4	0.4
<i>Kephyrion boreale</i>	-	-	0.3	-
<i>Kephyrion litorale</i>	-	-	-	0.2
Løse celler <i>Dinobryon</i> spp.	-	0.4	0.4	0.8
<i>Mallomonas</i> cf. <i>maiorensis</i>	-	1.2	-	-
<i>Monochrysis agilissima</i>	-	-	-	0.8
<i>Ochromonas</i> sp. (3.5-4 μm)	0.3	2.0	3.4	3.9
<i>Pseudokephyrion alaskanium</i>	0.2	-	-	-
<i>Pseudokephyrion entzii</i>	-	2.5	0.2	0.3
Små chrysomonader (<7 μm)	1.6	6.5	15.8	10.1
<i>Spinoferomonas</i> sp.	-	1.1	-	0.4
Store chrysomonader (>7 μm)	-	6.1	12.1	20.2
Ubest. chrysomonade	1.2	0.6	-	0.3
Sum	5.2	28.4	35.6	39.9
<u>Bacillariophyceae (Kiselalger)</u>				
<i>Achnanthes</i> sp.	-	-	0.4	-
<i>Cyclotella</i> spp.	-	0.9	1.6	2.5
<i>Tabellaria flocculosa</i>	-	-	-	0.8
Sum	-	0.9	2.1	3.5
<u>Cryptophyceae</u>				
<i>Cryptaulax vulgaris</i>	0.3	-	-	-
<i>Cryptomonas marssonii</i>	3.4	-	-	-
<i>Cryptomonas</i> spp.	-	0.8	0.4	0.4
<i>Katablepharis ovalis</i>	0.2	2.5	0.5	2.0
<i>Rhodomonas lacustris</i>	0.2	0.3	-	0.4
Sum	4.1	3.6	0.9	2.7

(forts.)

(Tabell 3.6. forts.)

Grupper/arter	23.mai	23.juni	22.juli	22.aug.
Dinophyceae (Fureflagellater)				
Gymnodinium cf. lacustre	1.1	3.0	3.0	6.2
Gymnodinium sp.	-	-	3.3	-
Peridinium inconspicuum	-	0.7	1.2	2.2
Ubest. dinoflagellat	-	-	3.1	2.5
Sum	1.1	3.7	10.6	11.0
μ-alger				
Sum	18.7	13.1	10.0	11.0
Total	31.5	50.7	61.6	68.6

3.4.2 Primærproduksjon

Det er brukt to parametre for å karakterisere planktonets masse og primærproduksjon; klorofyll a (som mg chl.a/m³) som angir biomasse, og netto primærproduksjon målt ved C¹⁴-metoden. Klorofyll-målingen beskriver planktonsamfunnets statiske egenskap mens C¹⁴-teknikken belyser de dynamiske forholdene i primærproduksjonen.

Sensommeren 1987 startet målinger av klorofyll a i vannmassen i forbindelse med direkte produksjonsmålinger. Det ble konstatert et meget lavt nivå på 0.6-0.8 mg Chl.a/m³ denne høsten (tabell 3.5). I 1988 var observasjonene tettere og det var mulig å se en signifikant økning gjennom hele vekstsesongen fra 0.13 mg Chl.a/m³ i slutten av april til 2.15 mg Chl.a/m³ i oktober. Denne jevne økningen i klorofyll a viser en jevn økning av planktonbiomassen utover vekstsesongen med et maksimum på høsten. I de tilfeller hvor biomassen av planteplankton er bestemt kvantitativt, dvs. perioden mai-august, bekreftes denne tendensen (se kap.3.4.1). Verdiene for klorofyll a er fortsatt meget lave og viser klart oligotrofe forhold med begrensede produksjonsmuligheter.

I forbindelse med den jevne økningen av klorofyll a er det et unntak i perioden 23.-30.juni 1988. Her skjedde en brå nedgang fra 0.8 til 0.38 mg Chl.a/m³. Dette forholdet kan muligens forklares ut fra spyleflommen i Suldalslågen som startet natt til 28.juni og som medførte en rask nedtapping og forstyrrelser av overflatelaget i Suldalsvatnet. Den noe "dypere" produksjonsprofilen 30.juni (fig.3.7) kan indikere en utvidelse av produksjonssjiktet i samband med dette.

Direkte målinger av primærproduksjon etter standard C^{14} -metoden brukt ved NIVA, ble påbegynt sensommeren 1987 og ble vidre fulgt opp i 1988. Det ble ikke lagt vekt på å bestemme en nøyaktig årsproduksjon i Suldalsvatnet, noe som ville krevd langt hyppigere måleserier. Formålet var å beskrive produksjonsnivået som innsjøen hadde.

I figur 3.8 er fremstilt døgnproduksjon som funksjon av dyp på de enkelte observasjonsdager. Generelt ser en at produksjonen foregår i dypet 0-20 meter og at den ligger på et meget lavt nivå som er vanlig for oligotrofe systemer. Enkelte soldager midt på sommeren kan planktonproduksjonen foregå helt ned til 30 meter. Dette stemmer også bra med de lysmålinger som er foretatt de enkelte dager (se s. 33).

De to produksjonsprofiler i 1987 representerer dager med henholdsvis overskyet-lettskyet vær (11.aug.) og gråvær med noe regn (10.sept.). Produksjonsmaksimum lå på henholdsvis 6m og nær overflaten de to dagene. Beregnet døgnproduksjon var på henholdsvis $54 \text{ mgC/m}^2/\text{d}$ og $46 \text{ mgC/m}^2/\text{d}$. Temperaturen i vannet var på $10-11 \text{ }^\circ\text{C}$ i de øverste 0-10m og $8.6 \text{ }^\circ\text{C}$ på 20m dyp begge dager.

I 1988 startet produksjonsmålingene i april. Dette er svært tidlig i produksjonssesongen selv om innsjøen ikke hadde vært islagt dette året. Temperaturen i vannet var $3.4 \text{ }^\circ\text{C}$. Beregnet døgnproduksjon var bare $10 \text{ mgC/m}^2/\text{d}$. Observasjonen 30.juni var etter en lang periode med varmt og tørt vær. I tillegg var spyleflommen i Suldalslågen godt i gang og vannet var i ferd med å tappes ned. Overflatetemperaturen var på $14.9 \text{ }^\circ\text{C}$ med et jevnt avtak til $5.0 \text{ }^\circ\text{C}$ på 30m dyp. Det var ingen tydelig termoklin. Produksjonsmaksimum var på 1m dyp, mens produksjonen holdt seg relativt høy helt ned til 20m før den begynte å avta. Døgnproduksjonen ble beregnet til $100 \text{ mgC/m}^2/\text{d}$ som sannsynligvis er nær det maksimale for Suldalsvatnet.

I september var temperaturen i vannet gått ned til $10.5 \text{ }^\circ\text{C}$ i de øverste 10m mens det var $9.1 \text{ }^\circ\text{C}$ på 20m der produksjonen var null. Produksjonsmaksimum var liksom for september året før nær overflaten. Beregnet døgnproduksjon var $55 \text{ mgC/m}^2/\text{d}$. Siste produksjonsmåling ble gjort 13.oktober. Temperaturen i hele produksjonsdypet var på $9.1 \text{ }^\circ\text{C}$. Maksimal produksjon var på 2m dyp mens døgnproduksjonen var på $39 \text{ mgC/m}^2/\text{d}$. Til tross for relativt høye klorofyll a tall på denne tiden av året går døgnproduksjonen vesentlig ned pga. sterkt redusert daglengde.

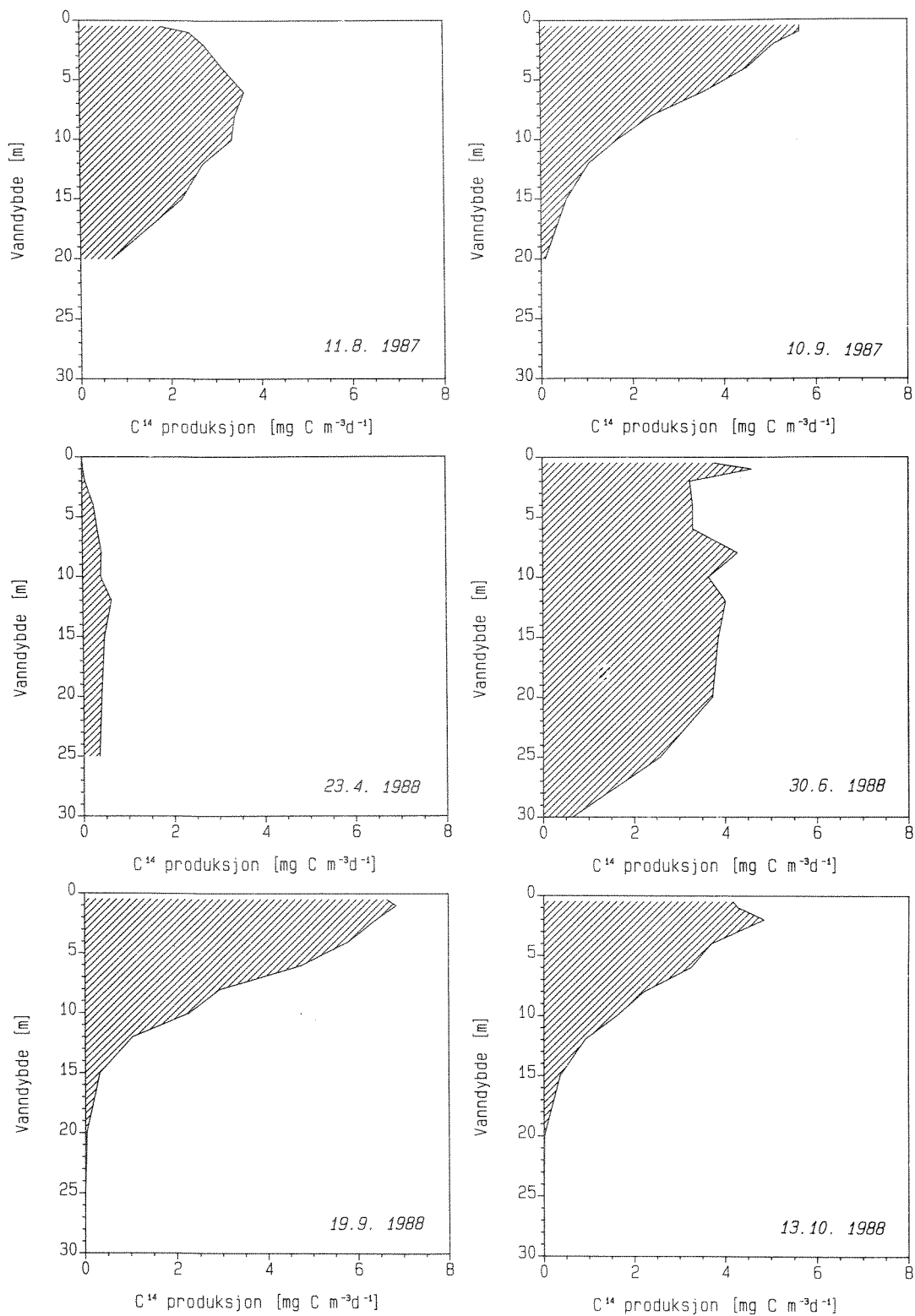


Fig. 3.8. Vertikale profiler for primærproduksjon i Suldalsvatn 1987-88, målt ved C^{14} -metoden.

Normalt regner en vekstsesongen for planteplankton fra 1.mai til 1.november med hensyn på å beregne årsproduksjon for innsjøer. Noen nøyaktig årsproduksjon kan ikke beregnes for Suldalsvatnet, men et grovt estimat kan anslås ut fra de enkelte målinger som foreligger. Med de daglige døgproduksjoner varierende fra 10-100 mgC/m²/d kan det anslås en årsproduksjon i størrelsesorden 10-15 gC/m². Dette er meget lavt og ligger i området en kan forvente i ultraoligotrofe-oligotrofe innsjøer. Det er rimelig å anta at dette er nær den normale planteplankton-produksjonen for Suldalsvatnet som igjen er grunnlaget for zooplanktonproduksjonen.

3.4.3 Zooplankton

Driv av zooplankton fra Suldalsvatn ut i Suldalslågen er fra tidlig av vist å være en viktig næringskilde for laksunger, spesielt i perioden juli-september (Lillehammer 1964; Lillehammer & Saltveit 1979; Lillehammer 1986). LFI har hatt ansvar for fortsatt registrering av driv ut i Suldalslågen i perioden 1986-88. Resultatene ventes rapportert i 1989 (Saltveit pers.medd.). I forbindelse med den regionale eutrofiundersøkelsen i regi av SFT i 1988 ble det tatt kvantitative prøver av zooplankton i juli og august. Resultatene er satt opp i tabell 3.7 nedenfor.

Tabell 3.7. Biomasse og antall individer av zooplankton ved to prøvetagninger på SFT-stasjonen i Suldalsvatnet i 1988.

Dato	Gruppe/ art	biomasse		antall dyr pr. 100 liter vann	
		art	total	art	total
880722	Copepoda Cyclopoide	(1)	0.1		12
	Calanoide sp.	(24)	7.0		282
			7.1		292
880822	Copepoda Calanoide sp.	(16)	8.4		178
	Cladocera Daphnia galeata	(2)	2.2		22
	Bosmina longispina	(1)	1.1		11
	Rotifera Asplanchna sp.	(85)	7.1		944
			18.8		1155

Tallene i parentes er antall individer pr. prøve. Det gjøres oppmerksom på at prøvene var meget "tynne" og at enkelte av tallene for antall dyr pr. 100 liter derfor kan være svært usikre.

Det var en klar økning i zooplanktonbiomassen fra juli til august. Dette stemmer godt overens med en tilsvarende økning i klorofyll a og algevolum. Mengden klorofyll a økte både i september og oktober. Zooplanktonet kan her ha fulgt etter spesielt siden vanntemperaturen holdt seg såvidt høy som 9 °C helt ut i midten av oktober. Det er derfor usikkert om 18.8 mg tørrvekt/m³ var nær maksimal zooplanktonbiomasse for Suldalsvatnet i 1988.

I tidligere driv-undersøkelser er det copepodene Eudiaptomus gracilis og Cyclops scutifer, samt cladocerene Bosmina longispina og Holopedium gibberum som har dominert i perioden juli-september (Lillehammer 1986). I 1984 ble det eksempelvis funnet for juli, august og september henholdsvis 200, 60 og 250 dyr pr. 100 liter vann målt ved Suldalsosen. Ser en på tilsvarende tall for prøvene fra Suldalsvatnet i 1988, utgjør copepodene og cladocerene tilsammen 292 og 211 dyr pr. 100 liter vann for juli og august. Tallenes usikkerhet tatt i betraktning er det tydelig samsvar i konsentrasjonsnivåene for de to årene. Antall prøver er imidlertid for lite til å kunne si noe bestemt om året 1988 i en større sammenheng. Supplerende driv-observasjoner fra LFI-undersøkelsen 1986-88 vil her bli meget verdifulle.

3.5 Visuelle sedimentregistreringer

I samband med undervannsfotograferingen av bunnvegetasjonen (se avsn. 3.6; s. 44-54) ble det også gjort en enkel visuell bedømming av overflatesedimentene i Suldalsvatn.

Grått uorganisk materiale av resent opprinnelse forekom flekkvis på stasjonene i Kvilldalsvika. Spesielt hyppig var slike spor i vertikalområdet -4 til -17m, dypere var overflatesedimentene brunaktige av utseende. På mange av bildene var det gråaktige slammet delvis overdekket av nylig sedimentert materiale med mer organisk preg.

På stasjonene nord i innsjøen (N1 og N2) fantes det større mengder av grått uorganisk slam i gruntvannsområdene (z -0.9 til -4m). Dette slammet var delvis vasket helt fritt og lå i 1-2mm tykke lag på steinene i strandsonen. Her var det også spor av lokale utrasninger langs marbakken i vertikalområdet -3 til -7m. På dypt vann ble det bare funnet organisk preget, brunfargede sedimenter. Spor av jernoker utfelling ble også observert her.

3.6 Makrovegetasjon

3.6.1 Hva er vann- og strandvegetasjon ?

Vann- og strandvegetasjon omfatter karplanter samt større vannboende alger og moser (fig. 3.9). Alternative navn er f.eks. "makrovegetasjon" som brukes mye i engelskspråklig litteratur og "høyere vegetasjon" som ofte brukes her hjemme. Begrepet "makrofytter" eller "akvatiske makrofytter" betegner artene i vegetasjonen (ikke vegetasjonen selv). I Norge finnes det noe over 100 arter i vann- og strandvegetasjonen (Hvoslef & Rørslett 1986). De fleste artene vokser langs strandbredden eller på vanddyb ned til 10m eller mer. Det er ingen arter som utelukkende finnes i elver men frittsvømmende arter forekommer forholdsvis sjelden i rennende vann.

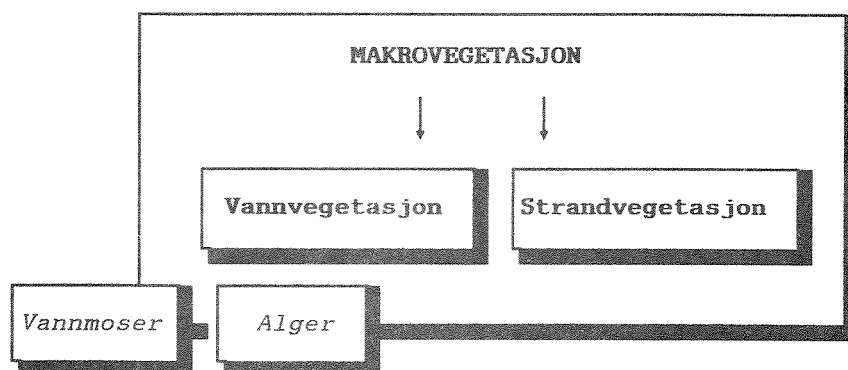


Fig.3.9. Skisse av forholdet mellom ulike begrep anvendt om vann- og strandvegetasjon. Moser og alger regnes ofte med i begrepet "makrovegetasjon".

Det er ikke noe skarpt skille mellom vann- og landvegetasjon. Skal først et skille settes mellom land- og vannmiljøet, kan dette teoretisk vises å falle sammen med medianvannstand (Rørslett 1984). Medianvannstand er den vannstand som holdes 50% av tida eller mer. Rundt medianvannstands nivået finner vi en overgangstype av vegetasjon, betegnet med navn som strandvegetasjon o.l. Denne vegetasjonen inkluderer såvel vann- som landplanter. En kaller ofte slike planter for "helofytter".

Makrovegetasjonen kan gi vesentlige bidrag til primærproduksjonen i et akvatisk økosystem. Langt de fleste av artene har næringsopptak fra bunnlagene. I flere tilfelle er det påvist at vannplantene kan fungere som "næringspumper" og dermed anrike vannmassene med bl.a. fosfor (Carignan & Kalff 1982, Rørslett et al. 1986). Vannvegetasjonen bidrar også til å stabilisere sedimenter mot bølgeslag og andre eroderende krefter (Rørslett 1987b). Dette er antakelig én av de viktigste økologiske funksjoner som vannvegetasjonen har i mange næringsfattige innsjøer og vassdrag (Rørslett & Johansen 1984).

Vann- og strandvegetasjonen er tradisjonelt delt opp i livsform eller vekstformgrupper. Det vanligst brukte systemet stammer fra svensken Du Rietz (1921) og omfatter følgende grupper,

- elodeider = "langskuddsplanter"/alltid under vann
- nymphaeider = "flytebladsplanter"/vesentlig med flyteblad på vannoverflaten
- isoetider = "rosettvekstplanter"/kortvokste planter, gjerne i tykkbladete rosetter på bunnen
- lemnider = "flytere"/oftest små, frittflytende planter
- helofytter = planter som har hoveddel av bladmassen over vann

3.6.2 Metodikk og stasjonsnett

Fastsittende vegetasjon ble registrert på 5 stasjoner i Suldalsvatn i april og september 1988 (tab. 2.6). Det ble anvendt stereofotografisk teknikk og prøveflatestørrelse 0.25m^2 (Rørslett et al. 1978). Aktuelt dyp på hvert bilde ble avlest fra en 3-siffrers digital dybdemåler med automatisk temperaturkorreksjon (nøyaktighet $<0.1\text{m}$) og deretter omregnet til vertikalnivå-koordinater (z-skala) v.h.j.a. den aktuelle vannstanden på VM 2410 Suldalsvatn.

Skuddtetthet ($N; \text{m}^{-2}$) for brasmegras ble bestemt direkte ved telling av planter på bildene. Samtidig ble lengden av bladene i 5 tilfeldig valgte rosetter ($l; \text{mm}$) målt v.h.j.a. mikrometer (effektiv nøyaktighet ca. $1/2 \text{mm}$). Deretter ble skuddvekt ($w; \text{mg skudd}^{-1}$) og biomasse ($B; \text{g m}^{-2}$) beregnet etter følgende formler (Rørslett & Brettum 1989),

$$\log_{10} \bar{w} = -2.43 + 2.32 \log_{10} \bar{l}$$

$$B = 10^3 \bar{w} N$$

3.6.3 Artsforekomst

Suldalsvatn har en svært artsfattig vegetasjon. De observerte artene er listet i tab. 3.8. Ingen av artene regnes for å være indikatorer på næringstilgang og de fleste er vidt utbredt i landet vårt. Registreringer ble ikke utført av helofyttvegetasjonen, men denne gruppen så ut til å spille en ubetydelig rolle i Suldalsvatnets flora og vegetasjon.

Tab. 3.8 viser at isoetidene dominerer i antall, hvilket kan ansees å være normalt i svært næringsfattige innsjøer. Dette bestyrkes ved at elodeidene er meget fåtallige sammen med fravær av lemnider. Ingen typiske nymphaeider ble observert, noe som er et vanlig fenomen i mange regulerte innsjøer (Rørslett 1989b).

Tabell 3.8. Observerte arter av karplanter og moser i Suldalsvatn, basert på undervannsfotografiske data 1988. Forekomst er angitt i en tre-delt skala: ● enkelte individer, ●● spredt, ●●● vanlig. Nedre grense er angitt i z-skala for arter med tilstrekkelig forekomst på undervannsbildene.

Norsk navn	Vitenskapelig navn	Forekomst (nedre gr.,m.)
<u>Isoetider:</u>		
Nålsivaks	<i>Eleocharis acicularis</i>	●
Stivt brasmegras	<i>Isoëtes lacustris</i>	●● (-4.4)
Mykt brasmegras	<i>Isoëtes setacea</i>	●
Krypsiv	<i>Juncus bulbosus</i>	●●● (≈-5)
Tjønngras	<i>Littorella uniflora</i>	●● (≈-2)
Evjesoleie	<i>Ranunculus reptans</i>	●
Sylblad	<i>Subularia aquatica</i>	●
<u>Elodeider:</u>		
Klovasshår	<i>Callitriche hamulata</i>	●● (≈-6)
Tusenblad	<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	●
<u>Moser & alger:</u>		
	<i>Bryum pseudotriquetrum</i>	●●● (-27)
	<i>Fontinalis antipyretica</i>	● (≈-12)
	<i>Fontinalis dalecarlica</i>	●
	<i>Nitella</i> sp. (<i>flexilis/opaca</i>)	● (-27)
	Grønnalger (<i>Microspora</i>)	●●● (-11)
	Skorpeformede alger (uident.)	●●● (-19)

3.6.4 Observert vertikalfordeling

Det var betydelige forskjeller i vegetasjonens vertikale fordeling mellom de 5 stasjonene i Suldalsvatn. Tre av de fem stasjonene hadde særdeles spredt og ujevnt fordelt vegetasjon langs såvel vertikal- som horisontalgradienter. På stasjonene i Suldalsvatnets øvre del, ved Nesflaten, forekom hovedsakelig krypsiv (Juncus bulbosus) sammen med mosen Bryum pseudotriquetrum mens isoetidevegetasjon med bl.a. tjønngras (Littorella uniflora) var flekkvis utbredt i Kvilldalsvika på svært grunt vann (z-nivå over -1m). Derimot var bestandene av stivt brasmegras (Isoëtes lacustris) sterkt desimert; på flere av stasjonene i Kvilldalsvika var brasmegrasplanter ikke å se bortsett fra enkelte småplanter som bar preg av å være nyetablerte. Dette forholdet er verdt å merke seg fordi stivt brasmegras er kanskje landets vanligste vannplante spesielt i næringsfattige innsjøer (Rørslett & Brettum 1989). Det er vel kjent at brasmegrasets vertikale fordeling påvirkes av vannstandsfluktuasjoner og endringer i lysklima under vann (Rørslett 1984, 1987b,c, 1988b,c).

Skorpeformede uidentifiserte alger, sannsynligvis blågrønnalger, og trådformede grønnalger (Microspora-arter) forekom i større mengder på april-bildene fra Kvilldalsvika; slike former dannet til dels tette "tepper" over bunnen fra vertikal-nivå (z) -1 til -5m (grønnalger) og dypere (-12 til -16m; skorpeformede alger). På bilder tatt høsten 1988 var disse algene nesten ikke til stede.

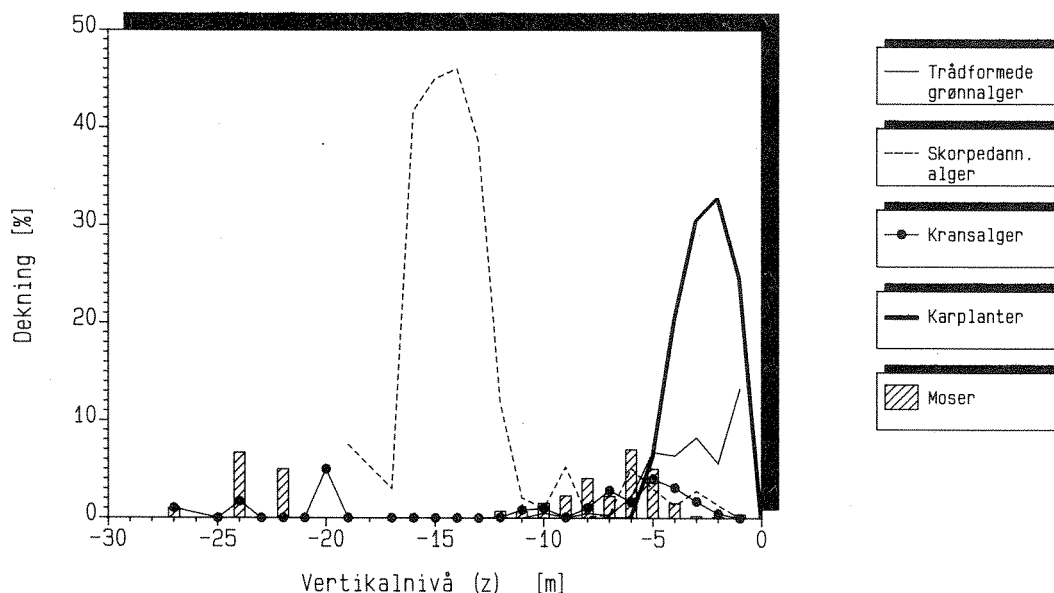


Fig. 3.10. Vertikalfordeling av makrovegetasjon i Suldalsvatn.

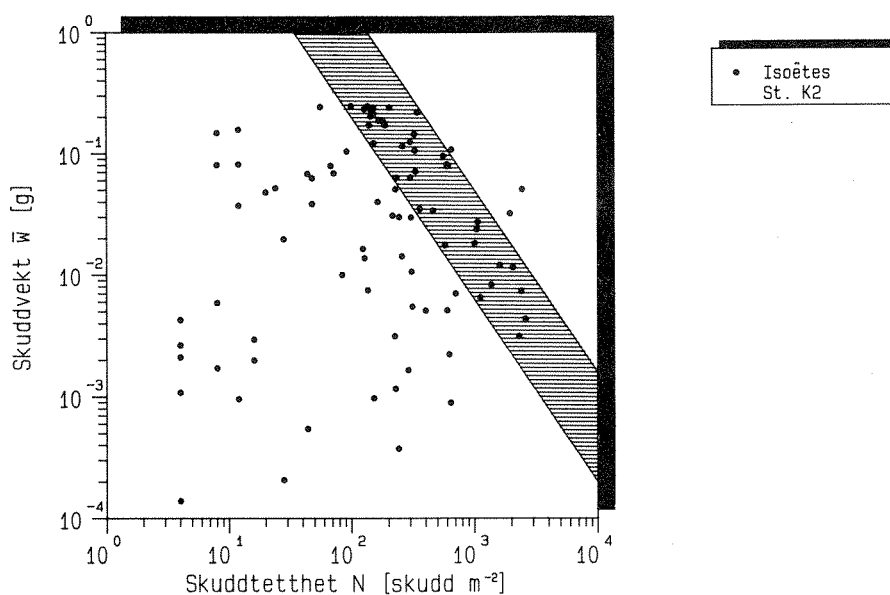


Fig. 3.12. Indikasjoner på selvtytning i kolonier av stivt brasmegras (*Isoetes lacustris*) på st. K2, Kvilldalsvika i Suldalsvatn. Selvtyttingsområdet (Duarte & Kalff 1987, Rørslett & Brettum 1989) er skravert.

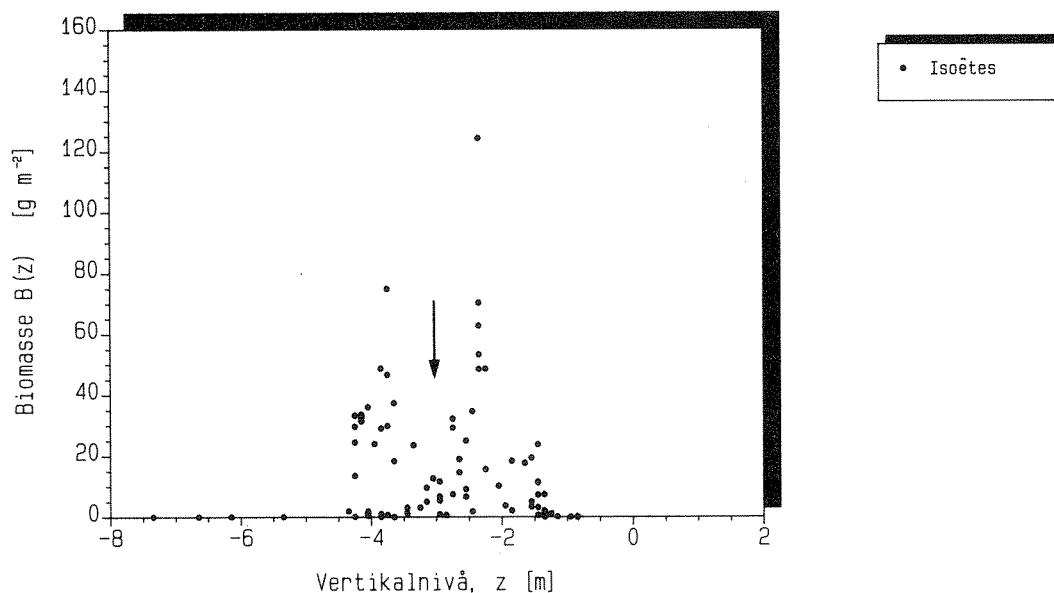


Fig. 3.13. Skuddbiomasse av stivt brasmegras (*Isoetes lacustris*) langs vertikalgradienten på st. K2, Kvilldalsvika i Suldalsvatn. Pil indikerer overgangssonen mellom de to populasjonstypene (jfr. tekst s. 51).

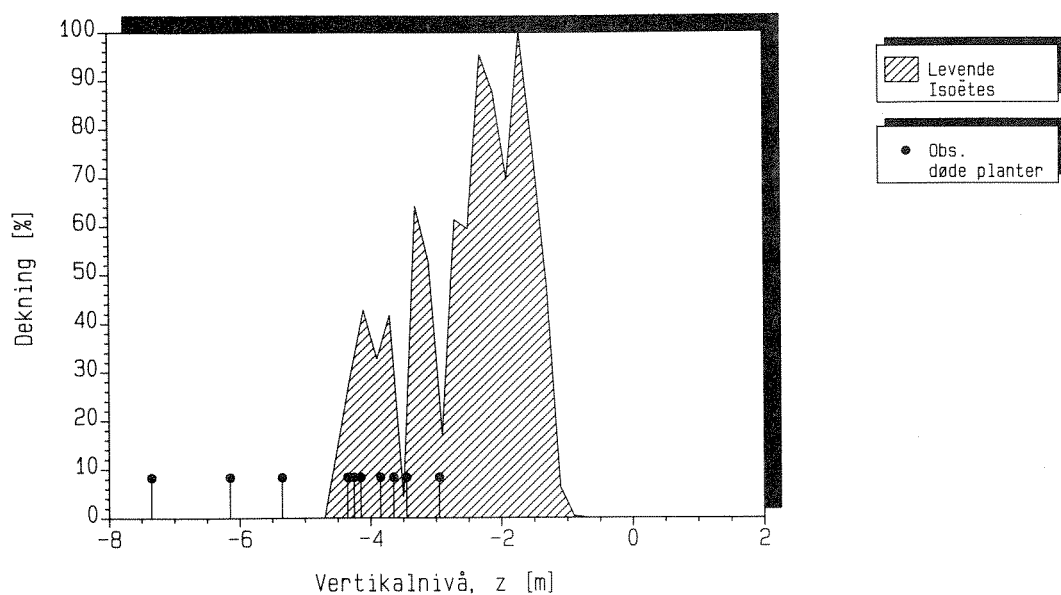


Fig. 3.14. Vertikalfordeling (% dekning) av stivt brasmegras (*Isoetes lacustris*) på st. K2, Kvilldalsvika i Suldalsvatn. Indikasjoner på døde planter vist ved punktsymboler.

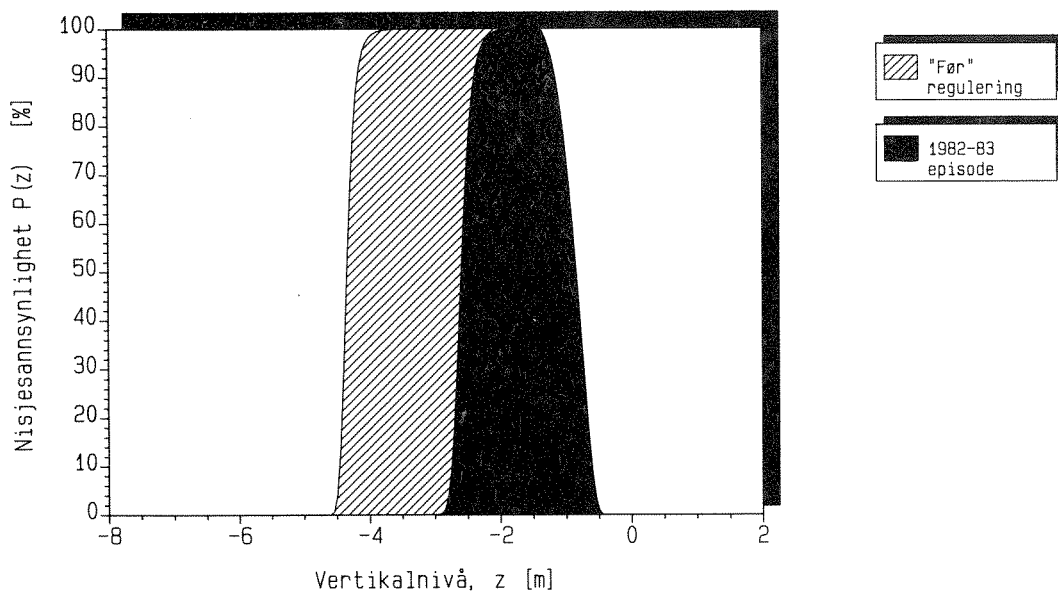


Fig. 3.15. Beregnet nisjesannsynlighet for stivt brasmegras (*Isoetes lacustris*) langs vertikalgradienten i Suldalsvatn, ved to ulike lysregimer (hhv. "før" og under 1982-83 episoden).

3.6.7 Samsvar med en teoretisk nisjemodell

Rørslett (1988c) publiserte en prediksjonsmodell som beregner en arts "nisje"-rom, dvs. det stykke av f.eks. en vertikalgradient hvor arten kan overleve en tidsperiode T. Denne modellen antar at sannsynligheten for at et gitt punkt (z) skal ligge innenfor artens nisjerom er gitt ved,

$$P(z;T) = P_u(z;T) \cdot P_d(z;T) \quad (3.13)$$

hvor P_u og P_d spesifiserer overlevelsessannsynlighet hhv. opp- og nedover den vertikale gradienten.

Kritiske faktorer som påvirker nisjesannsynlighetene i SSN ("Spatial Survival Niche")-modellen er lysforhold, islegging og tidsmønstret for vannstandsvariasjon (Rørslett 1987b, Rørslett & Agami 1987, Rørslett 1988c). Se forøvrig Rørslett (1988c) for detaljer og eksempler på bruk av SSN-modellen.

Modellen ble kjørt med parameteren k_{eff} satt til 0.7 og 0.35 for å simulere lysforholdene henholdsvis i 1982^{eff} ("slamepisode") og 1987-88 ("upåvirket"). Det ble anvendt et tidsvindu (T) på 2 og 3 år; resultatene var nær identiske for disse slik at begge simuleringene rapporteres under ett (se fig. 3.15).

SSN-modellen viser at episoden med grumset vann i 1982-83 ville ha ført til kraftig reduksjon i brasmegrasets potensielle vertikale utbredelse. Resultatene er i meget god overensstemmelse med den faktisk observerte fordelingen av brasmegras (fig. 3.14) og med forekomsten av døde planter. Grovt sett svarer vertikalnivået for "knekk"punktet i brasmegrasbestandene til et siktedyp omkring 3m (effektiv svekningskoeffisient omkring 0.7) mens brasmegrasbestandenes nedre grense tilsvarer omkring 12m siktedyp (k_{eff} omkring 0.33). Dette er i samsvar med de målte/ beregnede verdiene for PAR lyssvekning under og etter episoden med grumset vann i 1982-83 og viser at denne episoden virkelig ga seg utslag i bunnvegetasjonen.

Et interessant trekk ved SSN-resultatet er påvisningen av "ledig" habitat for brasmegraset i z-sonen -1 til -0.5m (jfr. fig. 3.14 og 3.15). Det er imidlertid den omkring 0.6m effektive hevingen av innsjøen som har resultert i dette potensielle habitatet - og fordi denne del av strandsonen preges av steinet substrat kan brasmegraset ikke ekspandere inn i den "åpnede" nye del av nisjerommet.

4 SULDALSLÅGEN - VANNKVALITET

4.1 Vannføring og slamtransport 1980-88

4.1.1 Analyse av vannføringer: metodikk

Hydrologiske forhold i Suldalslågen er analysert med bakgrunn i vannføringsmålinger fra følgende vannmerker: VM 582 Suldalsosen (1910-78), VM 1372 Lavika (1962-88) og VM 2257 Stråpa (1978-88). Datagrunnlaget i disse seriene er døgnmidler for vannføring. I tillegg er det benyttet høyopløselige tidsserier ($\Delta t=5$ min.) fra Stråpa og Lavika (1986-88). Alle data ble overført i EDB-leselig format fra NVE-Hydrologisk avdeling og bearbeidet med NIVAs egen programvare.

Beregning av lokaltilsig til Suldalslågen kan gjøres ved å beregne den daglige differansen i vannføring mellom VM 2257 Stråpa og VM 1372 Lavika, dvs. som

$$q_{\text{lokal}} = \Delta q = q_{\text{Lavika}} - q_{\text{Stråpa}} \quad (4.1)$$

Over lengre tidsperioder (f.eks. på årsbasis) vil gjennomsnittet av differansen ($\bar{\Delta q}$) være et godt anslag for størrelsen av lokaltilsiget. Dette gjelder imidlertid ikke for perioder hvor vannføringen skifter hurtig, fordi vannmassenes gangtid mellom målepunktene (Stråpa og Lavika) kan medføre at anslagene blir negative. Dataserien (q_{lokal}) er derfor maskinelt glattet ut. Den ene fremgangsmåten var omtrent tilsvarende den brukt av Sælthun (1987), men her i form av et Hamming-type filter,

$$\Delta \tilde{q}(t) = 0.23 \Delta q(t-1) + 0.54 \Delta q(t) + 0.23 \Delta q(t+1) \quad (4.2)$$

Noe bedre tilpasning ble imidlertid oppnådd med

$$\Delta \tilde{q}(t) = q_L(t) - 0.9 q_S(t) - 0.1 q_S(t-1) \quad (4.3)$$

hvor L og S indikerer hhv. Lavika og Stråpa

De gjenværende negative avløpsverdiene (<1%) ble satt lik 0 i den videre behandling av dataseriene. Modell 2 ble brukt til videre analyse.

Korttidsvariasjoner i vannføring er analysert ved å benytte de høyopløselige data 1986-88 for hhv. Stråpa og Lavika. Usikkerheter i vannføringskurven sammen med avrunding av beregnede vannføringer m.v. har gitt endel høyfrekvent støy i disse dataseriene. Derfor ble tidsserien glattet ut i henhold til nedenstående uttrykk;

Beregnet vannføring ved det enkelte vannmerke (m^3/s):

$$\begin{aligned}\tilde{q}(t) = & -0.0857q(t+2) + 0.3428q(t+1) + 0.4857q(t) \\ & + 0.3428q(t-1) - 0.0857q(t-2)\end{aligned}\quad (4.4)$$

hvor t angir tidspunktene for observasjon

Den polynomiske glattingsmodellen er hentet fra Williams (1986). Når registreringsintervallet (Δt) er gitt i sekunder og vannføringen (q) i m^3/s , kan tidsforandringen i vannføring (uttrykt i L/s^2) anslås ut ifra formelen nedenfor, hvor $d\tilde{q}/dt$ representerer en "pseudo"-derivert av funksjonen $q()$:

$$d\tilde{q}/dt \approx 10^3 [0.2\tilde{q}(t+2)+0.1\tilde{q}(t+1)-0.1\tilde{q}(t-1)-0.2\tilde{q}(t-2)]/\Delta t \quad (4.5)$$

De utglattede pseudo-deriverte verdiene (i hht. likn. 4.5) korrelerte signifikant ($r=0.984-0.994$, $p < 0.001$) med de "rå" differensierte verdiene ($\Delta q/\Delta t$).

Flom- og vannføringsregimet i vassdraget kan beskrives på ulike måter. Til å beskrive det generelle mønstret ble det anvendt 10-, 50-(median) og 90-persentiler for vannføring, beregnet som gjennomsnitt for 7 døgns perioder (start av periode 0 satt til 1.januar hvert år).

Siden tidsendringene i vannføring er av størst interesse for biologiske formål ble det fokusert på kvantitative mål for slike endringer. Spektralanalyse kunne vært et naturlig utgangspunkt, men har prinsipielle svakheter for bruk på vannføringsserier: I motsetning til vannstand (jfr. s.23-24), er ikke vannføring noen primær miljøvariabel for biologiske samfunn i rennende vann.

Som alternativ ble det anvendt ulike mål for "stress" forbundet med skiftende vannføring, delvis avledet fra autokorrelasjonsstrukturen i vannføringsdataserien.

Et EDB-program for "peak-finding" isolerte episoder hvor den tidsderiverte av vannføringen skiftet mer enn et grensekriterium ($\tan \alpha > 5$) samtidig som differanse i vannføringen ved start og slutt av episoden var $> \Delta q_{krit}$ (satt til $30 m^3/s$). Rutinen fant også varigheten av flomepisoden, definert lik tidsrommet før vannføring hadde falt til 50% av topp-verdi i flomhendelsen. Antall "flommer" som finnes er avhengig av grensekriteriene som settes.

Autokovariansen, C , til en tidsserie X er gitt av (Jenkins & Watts 1968),

$$C_{xx}(k) = \frac{1}{N} \sum_{t=1}^{N-|k|} (X_{t+k} - \bar{X}) \cdot (X_t - \bar{X}) \quad (4.6)$$

Ved å normalisere autokovariansfunksjonen C_{xx} med $C_{xx}(0)$, fås den tilsvarende autokorrelasjon r_{xx} ; denne kan variere mellom -1 og $+1$. Krysskorrelasjonen, r_{xy} , mellom to dataserier (X, Y) er gitt av,

$$r_{xy}(k) = \frac{\sum_{t=1}^{N-|k|} (X_{t+k} - \bar{X}) \cdot (Y_t - \bar{Y})}{N \sqrt{C_x(0)} \cdot \sqrt{C_y(0)}} \quad (4.7)$$

En divisjon med $(N-|k|)$ istedenfor N sees ofte, men anbefales ikke brukt f.eks. av Jenkins & Watts (1968). Autokovariansene til $(X$ resp. $Y)$ ved lag 0 finnes fra den generelle formlen (4.6). I motsetning til autokorrelasjon er kryssfunksjonen ikke symmetrisk omkring lag 0 . Krysskorrelasjonen på differensierte data målt under kontrollerte spyleflommer (pseudo-deriverte) ble brukt for å bestemme flombølgens gangtid ved å se på tidsforskjell som ga høyest grad av samsvar mellom vannføringsseriene.

Signifikant vannføring defineres (i analogi med begrepet signifikant bølgehøyde innenfor oseanografi) som gjennomsnitt av de høyeste entredjedel av vannføringene, dvs.

$$q_x = \frac{1}{3N} \sum_{k=2N/3}^N q'_k \quad (4.8)$$

hvor: q' er den sorterte rekke av vannføringer

Et mål for varighet (persistens) i tidsserien er gitt av integralet under autokorrelasjonsfunksjonen, dvs.,

$$T_c = \sum_{t=0}^{\infty} C_{xx}(t) / C_{xx}(0) \quad (4.9)$$

Variansen til den differensierte tidsserien, s_{dq}^2 er en indeks for hvor stor grad av høyfrekvent variabilitet serien har. Sammen med T_c beskriver s_{dq}^2 to viktige aspekt ved en skiftende vannføring, "varighet" og "stress". Den signifikante vannføringen er et indirekte mål for elvas "transportevne".

4.1.2 Generelle mønstre i vannføringen

Noen generelle trekk ved vannføringen er stilt sammen i tab. 4.1. Års-gjennomsnitt for vannføring i Suldalslågen har variert mellom 43 og 64 m³/s målt ved Stråpa. Lokalfeltets tilsig har variert mellom ca. 6 og 19m³/s slik at vannføringen ved Lavika har kommet opp i 51 til 83 m³/s. På prosentbasis har lokalfeltet stått for 11 til 23% av vannføringen ved Suldalslågens utløp i fjorden.

Tabell 4.1. Observerte vannføringer i Suldalslågen 1980-88. Årlige gjennomsnitt for vannmerkene 2257 Stråpa og 1372 Lavika. Lokalfeltets avrenning beregnet som gj.snittlig differanse, og gitt som vannføring og i % av vannføring ved utløpet av Suldalslågen (Lavika).

År	Stråpa m ³ /s	Lavika m ³ /s	Lokalfelt	
			m ³ /s	%
1980	56.5	68.1	11.6	17.0
1981	56.3	68.8	12.4	18.0
1982	51.5	62.6	11.2	17.8
1983	63.8	83.2	19.4	23.3
1984	48.1	57.2	9.0	15.7
1985	45.9	55.4	9.6	17.3
1986	54.1	66.1	12.0	18.0
1987	47.8	53.9	6.1	11.3
1988	43.2	50.9	7.7	15.1

Hydrogrammer for de enkelte årene 1980-88 er fremstilt i fig. 4.1-4.9. Dessuten er de ukentlige turbiditetsmålingene plottet inn på disse figurene.

Hydrologisk sett kan tidsrommet 1980-88 deles inn i tre avsnitt:

- 1980: overgang mellom Røldal-Suldal og første del av Ulla-Førre
- 1981-86: et mellomstadium der Suldalsvatn manøvreres med henblikk på drift i Hylene. Magasinene i de høyereliggende områdene er ikke fullt utbygd.
- 1987-88: Suldalslågens vannføring er sterkt kontrollert og reguleringsgraden er betydelig økt. Blåsjø-magasinet fylles. Bare "spyle"flommer i sommerhalvåret.

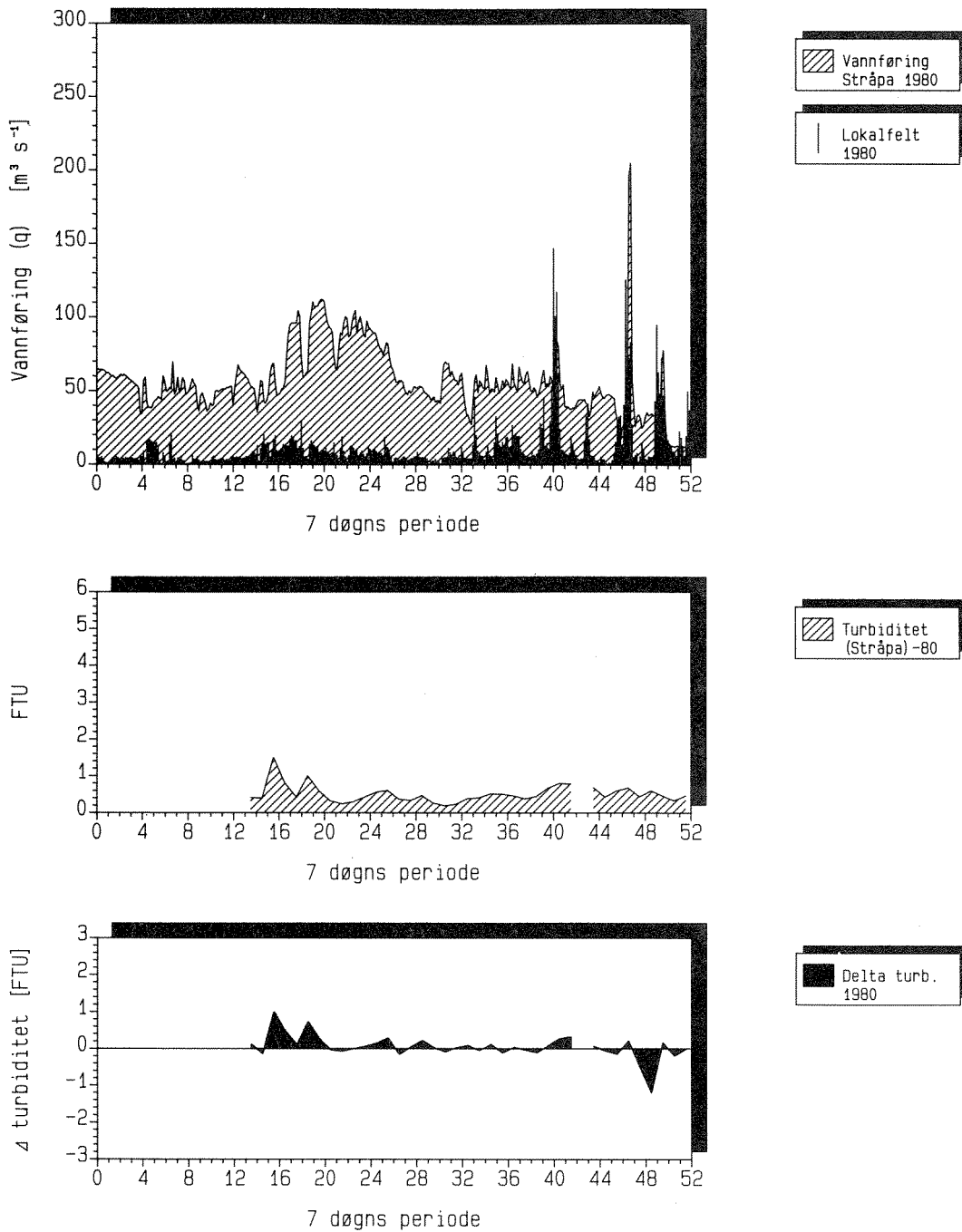


Fig. 4.1. Suldalslågen 1980. Hydrogram og slamtransport.
Øverst : Vannføring ved Stråpa (skråskravur) og lokalfeltets tilsig (søyler). Døgnverdier i m^3/s .
Midd : Turbiditet ved Stråpa (FTU enheter).
Nederst: Differanse i turbiditet mellom Stråpa og Lavika (Δ FTU).

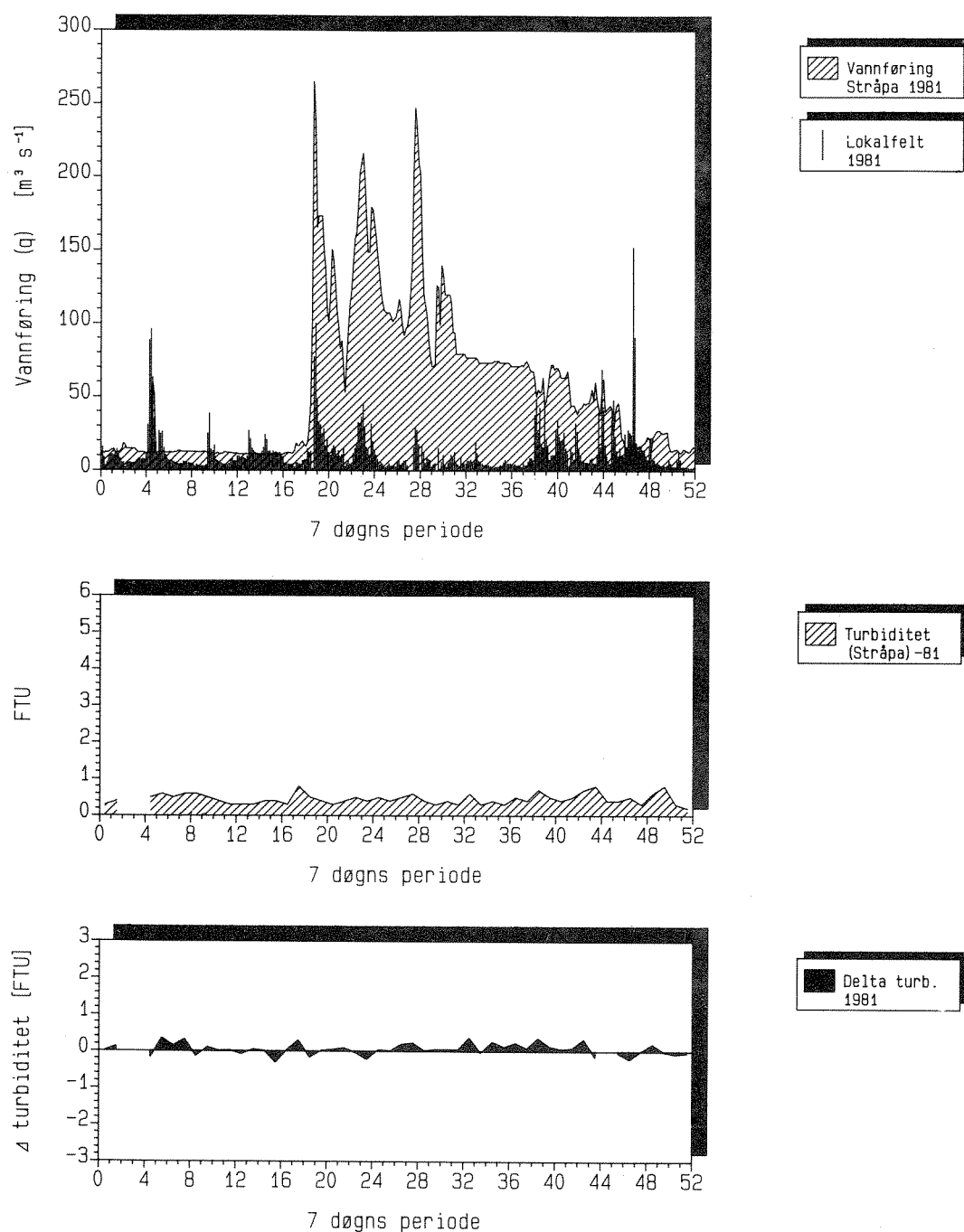


Fig. 4.2. Suldalslågen 1981. Hydrogram og slamtransport.
Øverst : Vannføring ved Stråpa (skråskravur) og lokalfeltets tilsig (søyler). Døgnverdier i m³/s.
Midt : Turbiditet ved Stråpa (FTU enheter).
Nederst: Differanse i turbiditet mellom Stråpa og Lavika (Δ FTU).

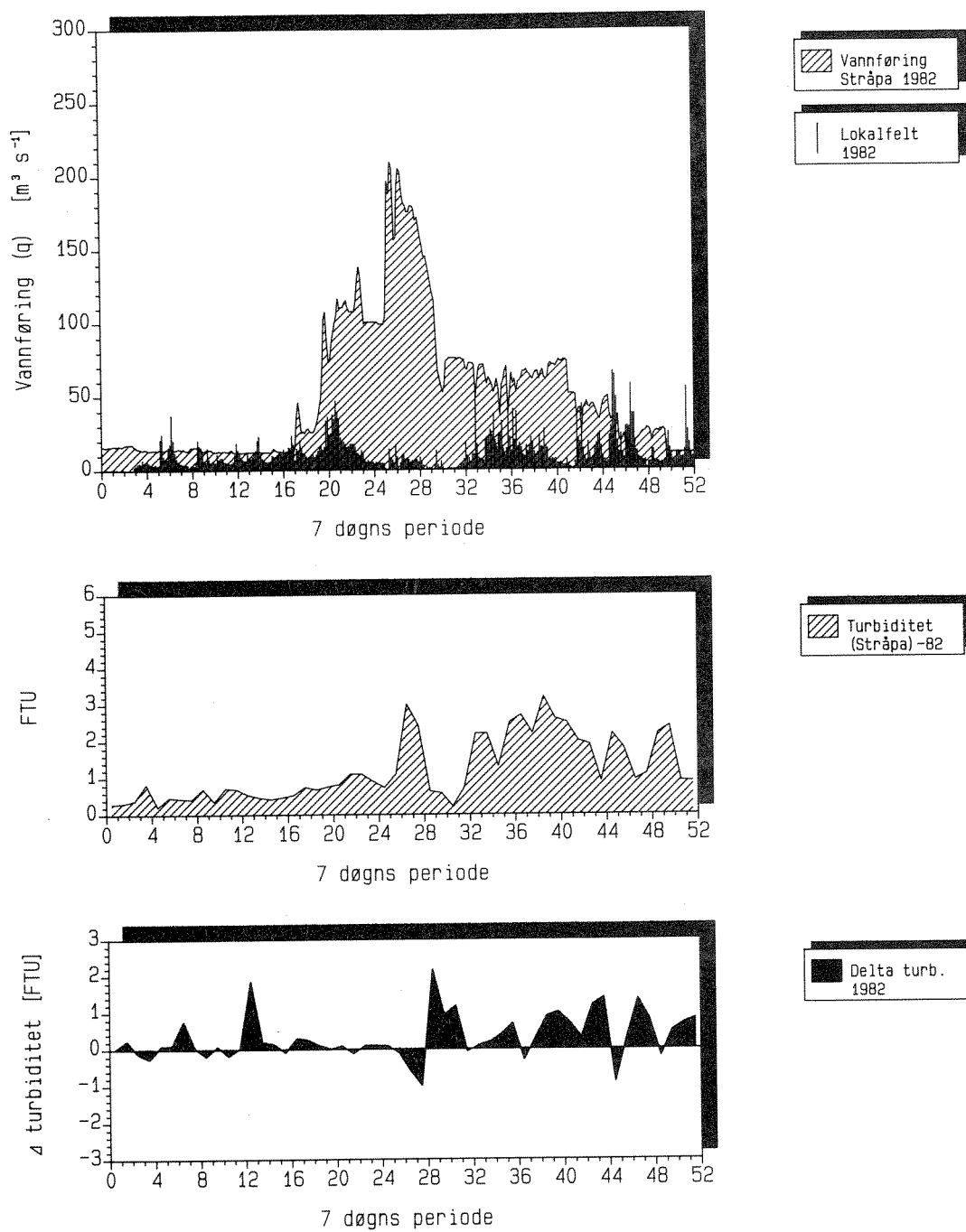


Fig. 4.3. Suldalslågen 1982. Hydrogram og slamtransport.
Øverst : Vannføring ved Stråpa (skrårskravur) og lokalfeltets tilsig (søyler). Døgnverdier i m³/s.
Midt : Turbiditet ved Stråpa (FTU enheter).
Nederst: Differanse i turbiditet mellom Stråpa og Lavika (Δ FTU).

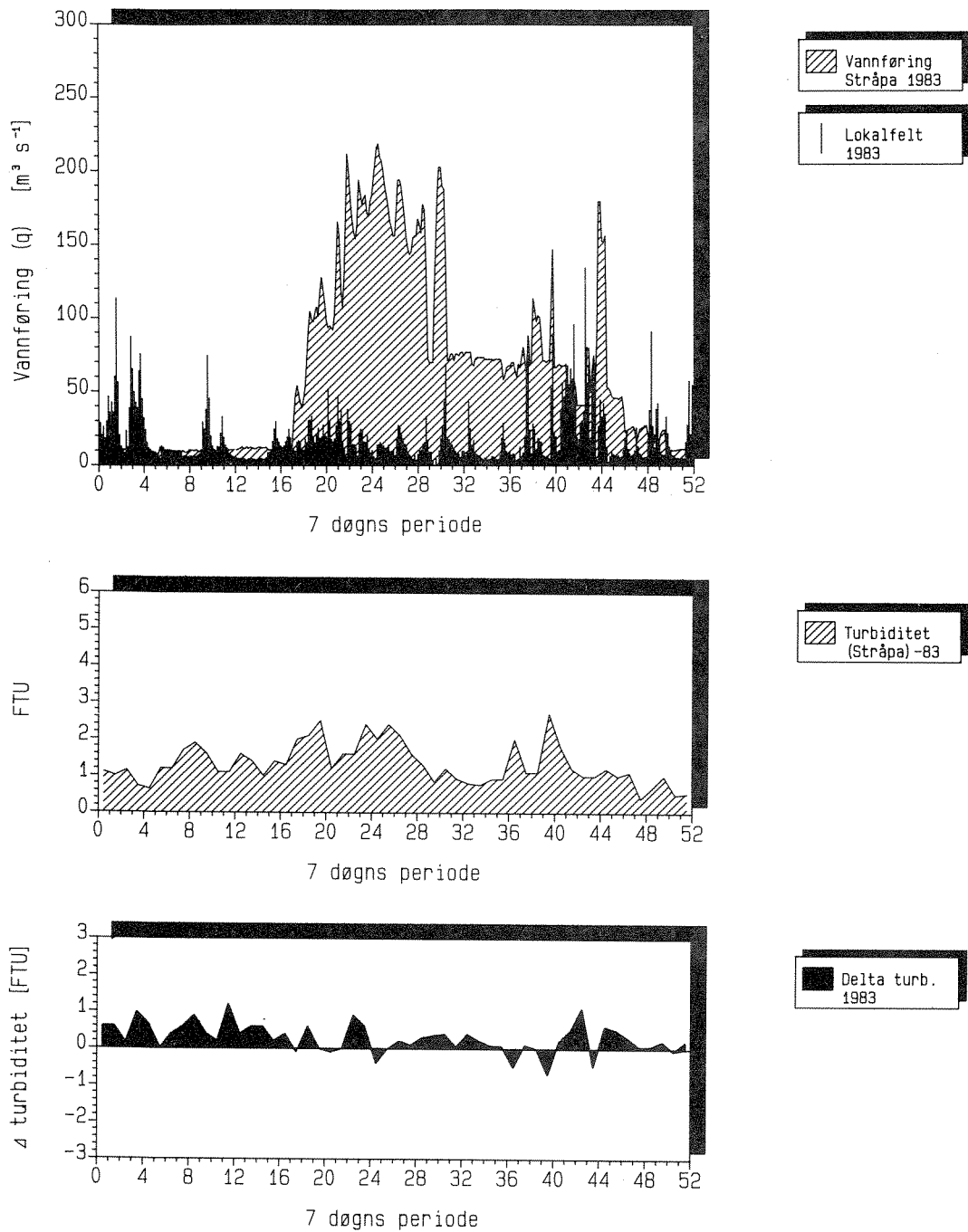


Fig. 4.4. Suldalslågen 1983. Hydrogram og slamtransport.
Øverst : Vannføring ved Stråpa (skråskravur) og lokalfeltets tilsig (søyler). Døgnverdier i m^3/s .
Midt : Turbiditet ved Stråpa (FTU enheter).
Nederst: Differanse i turbiditet mellom Stråpa og Lavika (Δ FTU).

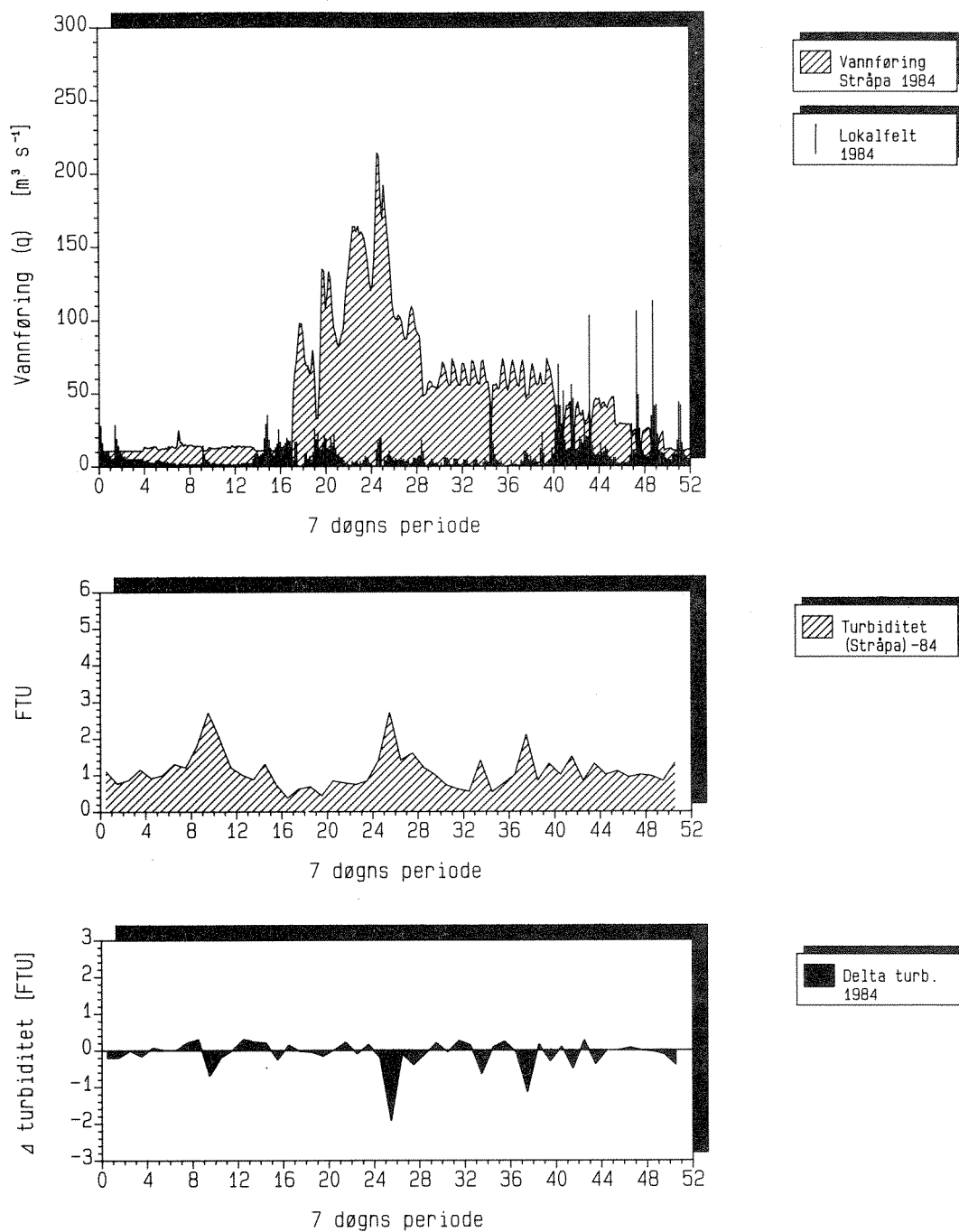


Fig. 4.5. Suldalslågen 1984. Hydrogram og slamtransport.
Øverst : Vannføring ved Stråpa (skråskravur) og lokalfeltets tilsig (søyler). Døgnverdier i m^3/s .
Midt : Turbiditet ved Stråpa (FTU enheter).
Nederst: Differanse i turbiditet mellom Stråpa og Lavika (Δ FTU).

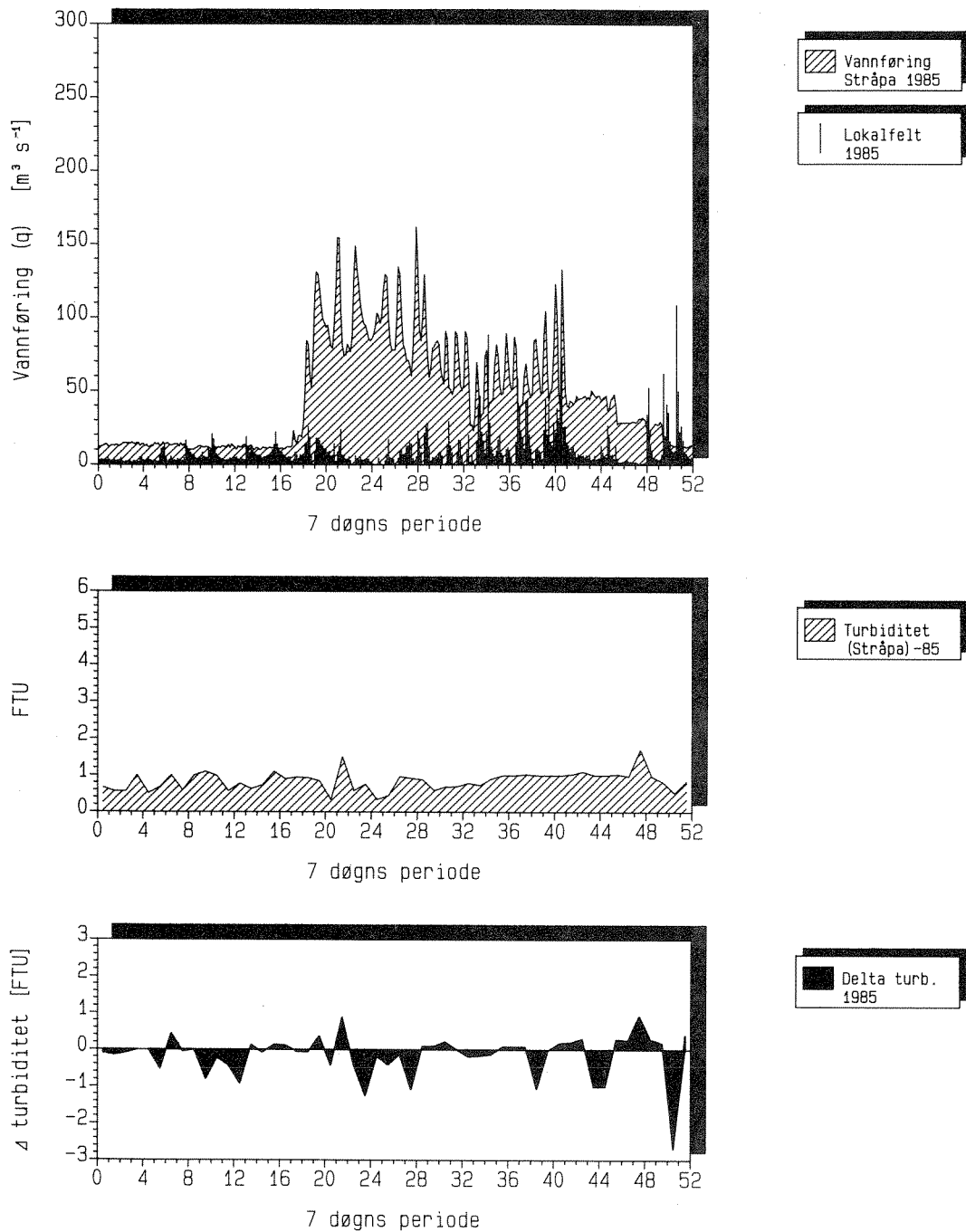


Fig. 4.6. Suldalslågen 1985. Hydrogram og slamtransport.
Øverst : Vannføring ved Stråpa (skråskravur) og lokalfeltets tilsig (søyler). Døgnverdier i m³/s.
Midt : Turbiditet ved Stråpa (FTU enheter).
Nederst: Differanse i turbiditet mellom Stråpa og Lavika (Δ FTU).

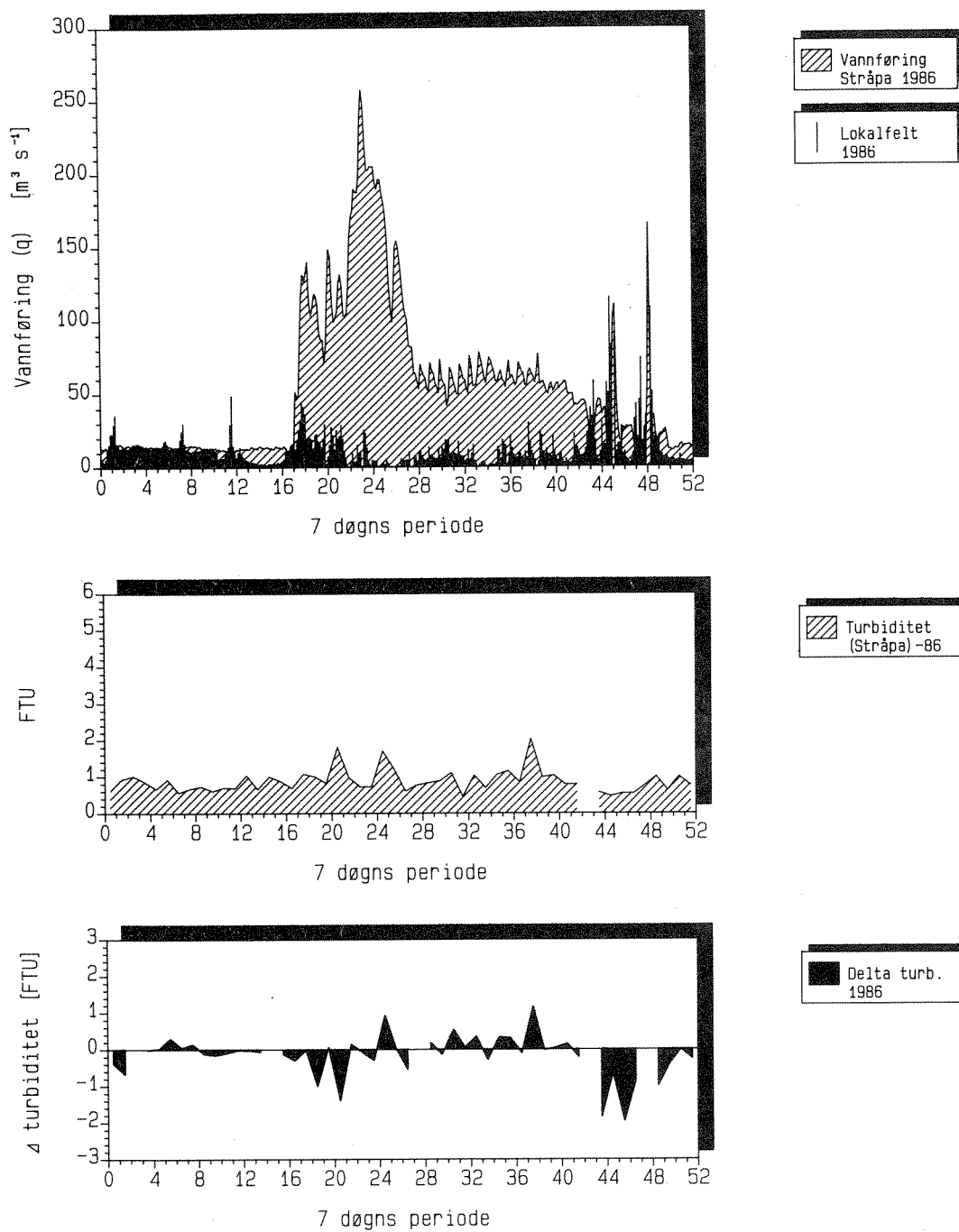


Fig. 4.7. Suldalslågen 1986. Hydrogram og slamtransport.
Øverst : Vannføring ved Stråpa (skråskravur) og lokalfeltets tilsig (søyler). Døgnverdier i m³/s.
Midt : Turbiditet ved Stråpa (FTU enheter).
Nederst: Differanse i turbiditet mellom Stråpa og Lavika (Δ FTU).

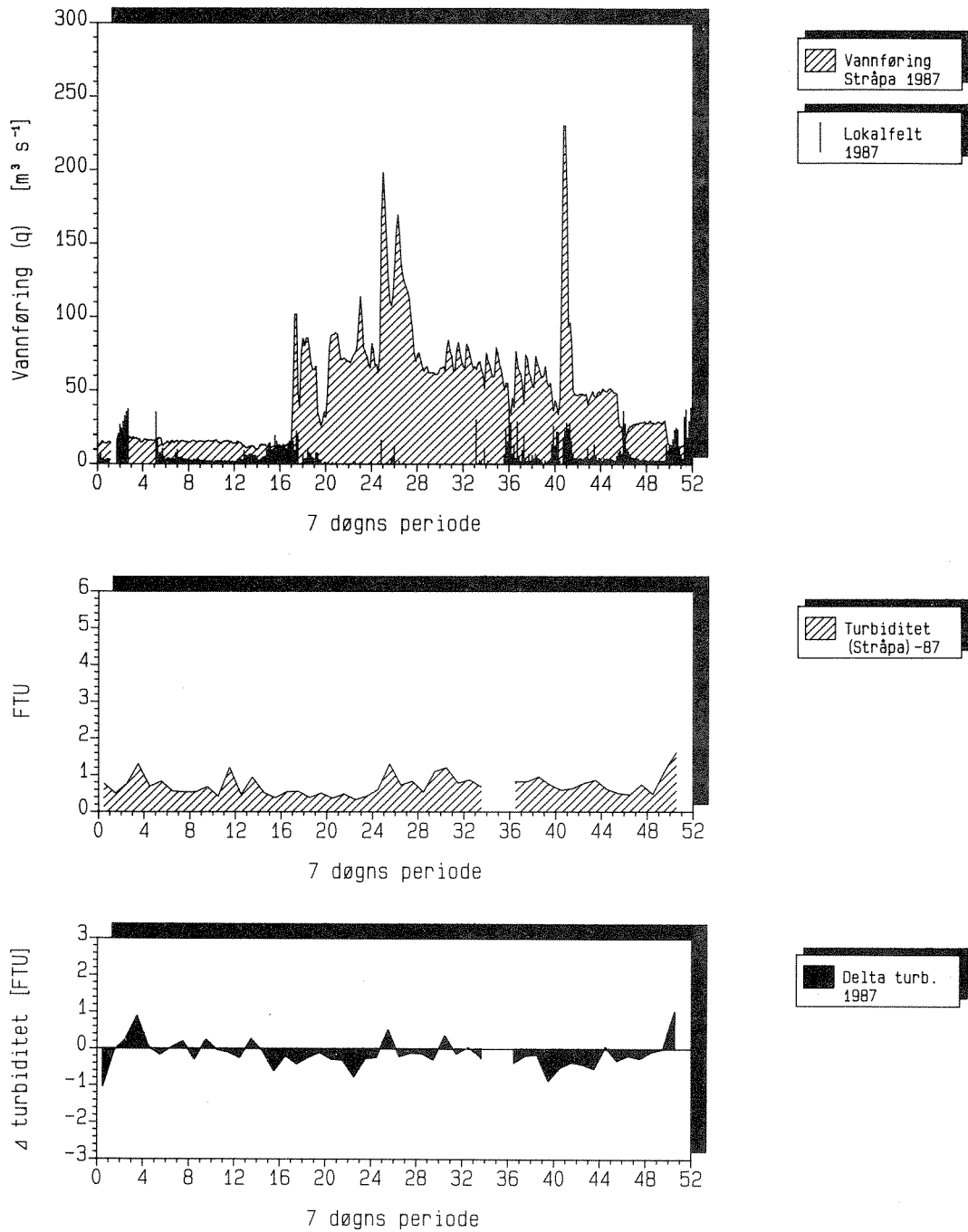


Fig. 4.8. Suldalslågen 1987. Hydrogram og slamtransport.
Øverst : Vannføring ved Stråpa (skråskravur) og lokalfeltets tilsig (søyler). Døgnverdier i m^3/s .
Midt : Turbiditet ved Stråpa (FTU enheter).
Nederst: Differanse i turbiditet mellom Stråpa og Lavika (Δ FTU).

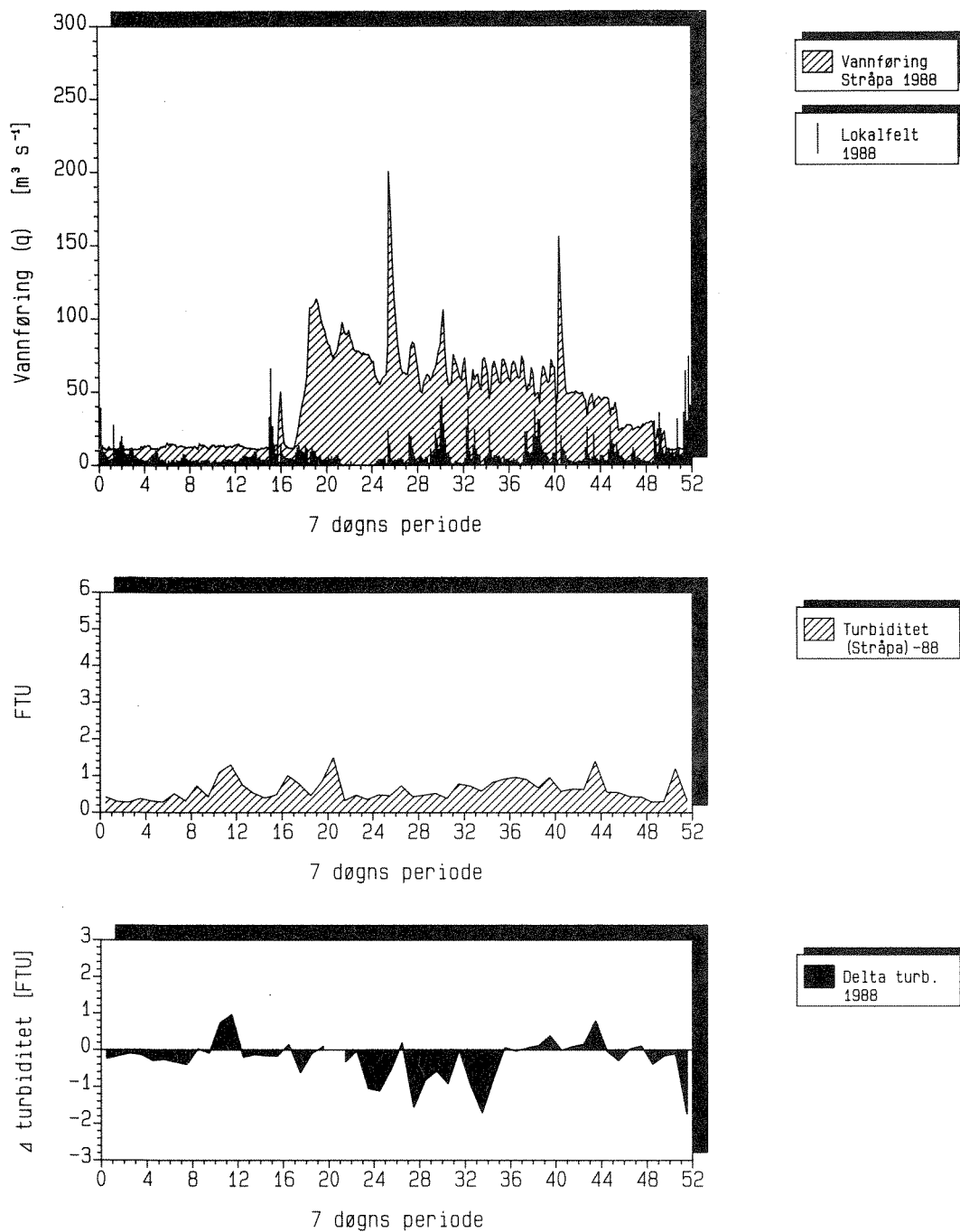


Fig. 4.9. Suldalslågen 1988. Hydrogram og slamtransport.
Øverst : Vannføring ved Stråpa (skråskravur) og lokalfeltets tilsig (søyler). Døgnverdier i m³/s.
Midt : Turbiditet ved Stråpa (FTU enheter).
Nederst: Differanse i turbiditet mellom Stråpa og Lavika (Δ FTU).

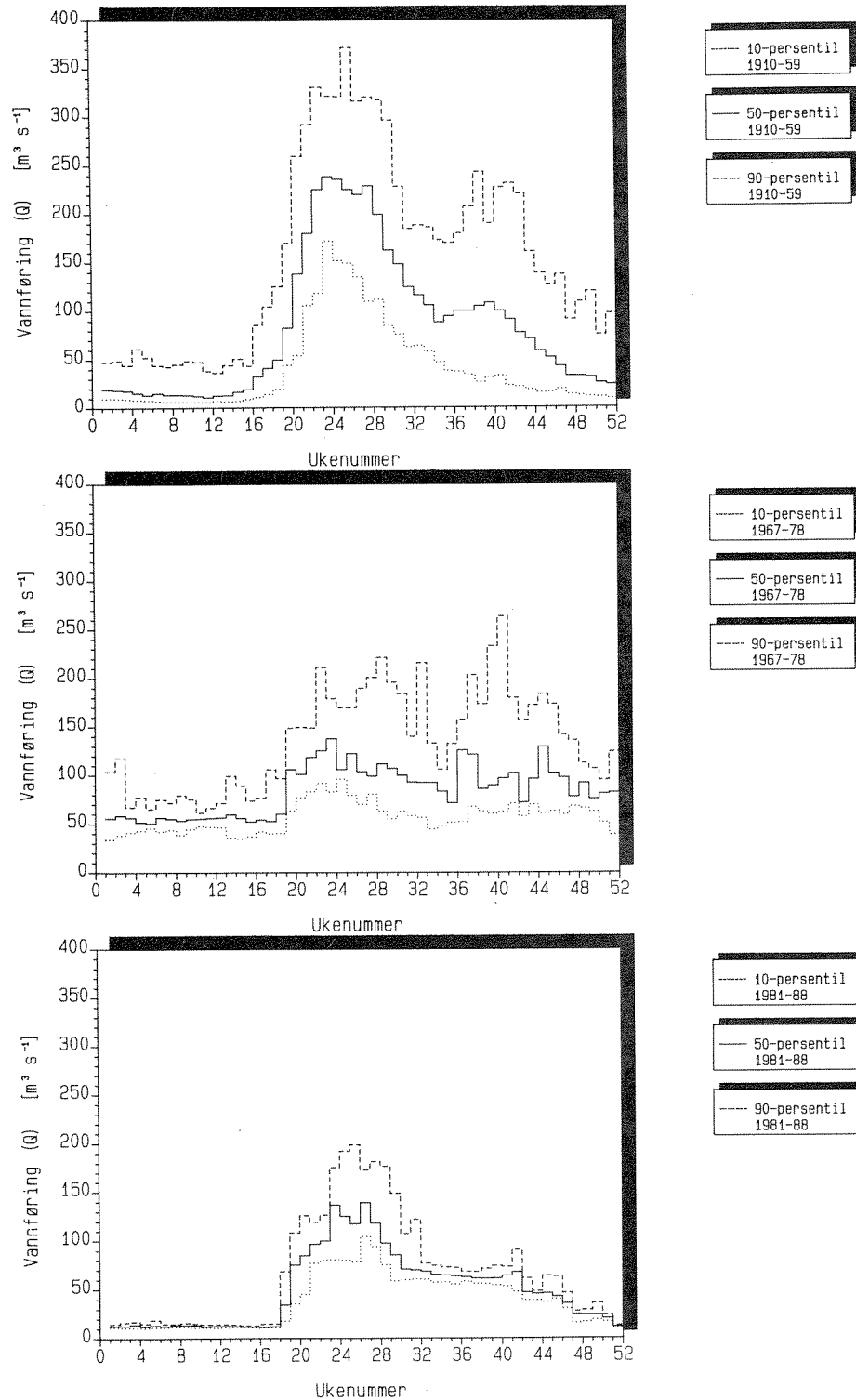


Fig. 4.10. Hydrogrammer beregnet for 7-døgns perioder med 10-, 50- (median) og 90-persentiler indikert.
(øverst) : Uregulert periode (beregnet for 1910-59).
(midt) : Røldal-Suldal regimet, 1967-78.
(nederst): Ulla-Førre regimet med diverse overgangsstadier, 1981-88.

4.1.3 Karakteristiske hydrogrammer før og etter Ulla-Førre

Persentil-fordelingen av vannføring gjennom året er vist på fig. 4.10 for de ulike påvirkningsfasene som Suldalslågen har gjennomgått: den uregulerte perioden (fram til ca. 1963), Røldal-Suldal regimet 1967-79(80), og Ulla-Førre regimet (etter 1980). Reguleringen i henhold til full drift av Ulla-Førre verkene har ikke vært fullt effektiv før mot slutten av perioden (1987-88). Således var forholdene i 1980 tilnærmet slik som under Røldal-Suldal selv med Hylen kraftstasjon i delvis drift.

Usikkerhetene i persentilhydrogrammene blir relativt store når tidsperiodene blir såpass korte som for resp. Røldal-Suldal og Ulla-Førre regimene. De store trekk i regimeendringene kommer likevel klart fram. Sammenliknet med den uregulerte tilstanden medførte Røldal-Suldal en reduksjon av vårflommene men influerte mindre på høstflommene. Vintervannføringen økte derimot betydelig. Kortfattet kan man si at vannføringen ble forskjøvet "i fase" men ikke i årsvolum. Ved Ulla-Førre utbyggingen, derimot, fikk man en sterk reduksjon i årsvolum men ikke den samme faseforskyvning i vannføringen.

Den "naturlige" minstevannføringen i biologisk sammenheng er tilnærmet gitt av 10-persentilen i hydrogrammet. Vinterperioden er ofte utslagsgivende i denne sammenheng. Det uregulerte hydrogrammet (fig. 4.10) viser at vinter-lavvannføringen har ligget i underkant av $10 \text{ m}^3/\text{s}$ ut fra Suldalsvatn. Etter Ulla-Førre tilsvarer dette den regulerte minste vannføringen som skal slippes i Suldalslågen. Derimot økte q_{10} betydelig under full drift under Røldal-Suldal regimet, til over $30 \text{ m}^3/\text{s}$ i vinterperioden.

De enkelte årshydrogrammene viser også at den ukentlige pendlingen mellom 60 og $80 \text{ m}^3/\text{s}$ i siste del av sommeren har vært fullt effektiv fra 1986 av, med noe større pendlinger særlig i 1985.

Tabell 4.2. Hydrologiske egenskaper ved de ulike vannføringsregimene i Suldalslågen. Data fra VM 582 Suldalsosen og VM 2257 Stråpa.

Hydrologisk parameter	Uregulert	Røldal-Suldal		Ulla-Førre	Enhet
	1910-63	1967-76	77-80	1981-88	
Gj.snittlig årsflom	454.6	313.2	210.5	219.7	m^3/s
Midlere vannføring	90.2	93.2	71.1	51.3	m^3/s
Signifikant vannf. q_x	195.7	150.1	107.5	103.4	m^3/s

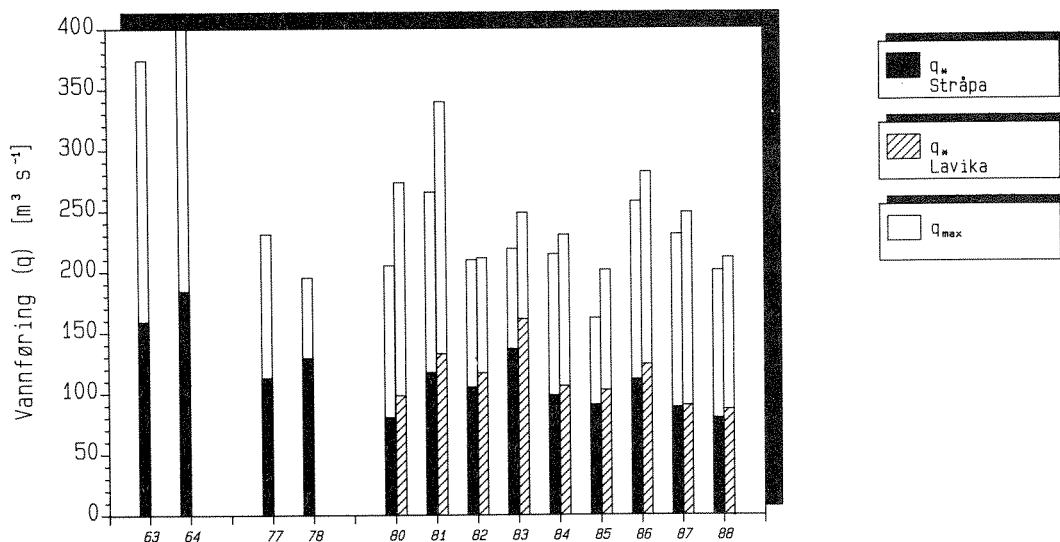


Fig. 4.11. Sammenlikning av årlig maksimums- og signifikant vannføring (q_*) ved Suldalsosen/Stråpa og Lavika. Grunnlagsdata er døgnmidler* fra det enkelte vannmerke.

4.1.4 Hyppighet av endringer i vannføring

Gjennom de to reguleringene på hhv. 1960- og 1980-tallet er høstflommene i Suldalslågen sterkt redusert, mens vårflokkene er omlag halvert i størrelse. I tråd med dette er også den signifikante vannføringen redusert betydelig (tab. 4.2, fig. 4.11) sammenliknet med uregulert tilstand. Fig. 4.11 indikerer at denne reduksjonen faller sammen med siste del av Røldal-Suldal perioden, og at man stort sett har hatt de laveste verdiene mot slutten av 1980-tallet. Den største årlige døgnmiddelvannføringen har variert omtrent tilsvarende, og har ligget mellom ca. 170 og 270 m³/s øverst i vassdraget ved Stråpa (200 til 340 m³/s ved Lavika). Sammenlikning av flomstørrelse med uregulert vassdrag kompliseres ved at tidsrommene hvor man har målinger, ikke er like lange (dette fører til at den observerte største flom generelt vil øke med lengden av observasjonsperioden).

En flomfrekvensanalyse på data fra den uregulerte perioden 1910-63 indikerte et bra samsvar med en EV1 ekstremverdimodell (fig. 4.12). Her fremkommer bl.a. at den "dimensjonerende" flommen med 2-års gjentakelsesintervall har hatt en størrelse omkring 400 m³/s ved utløp av Suldalsvatnet.

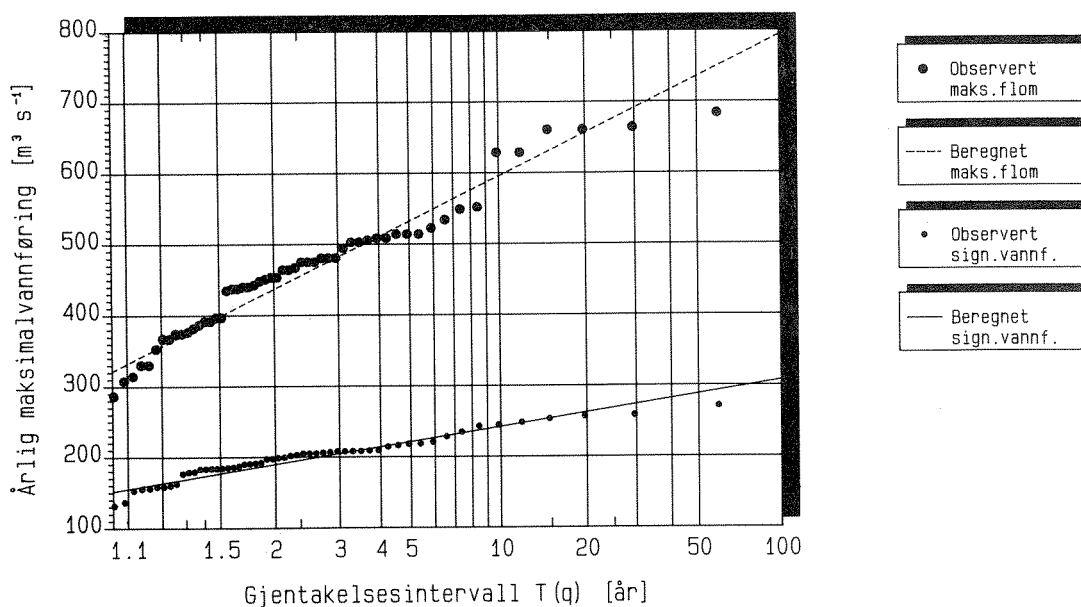


Fig. 4.12. Flomfrekvensanalyse på maksimums- og signifikant vannføring ved VM 582 Suldalsosen (1910-63) i henhold til en Gumbel EV1 modell. Inntegnet de beregnede prediksjonslinjene:

$$q_{\max} = 405.8 - 84.4 \ln[-\ln(1-1/T)]$$

$$q_* = 179.7 - 27.8 \ln[-\ln(1-1/T)]$$

I Suldalslågen er høyeste målte døgnmiddelvannføring, q_{\max} for perioden 1910-63, omkring det dobbelte av den signifikante vannføringen, q_*

$$q_{\max} = 55.8 + 2.04 q_* \quad (r^2 \text{ 44.2\%, } p < 0.01)$$

Den signifikante vannføringen er betydelig mer "stabil" (i statistisk forstand) enn maksimal årsvannføring (fig. 4.12). I tillegg var det et klart samband mellom den signifikante vannføringen og den uregulerte vannføringens varians (s^2),

$$q_* = 109.0 + 0.0106 s^2 \quad (r^2 \text{ 84.4\%, } p < 0.001)$$

Dette innebærer at q_* kan være velegnet til å uttrykke "stress"-aspekter ved vannføringen som tidsserie.

Et mye brukt mål for variabilitet er gitt ved den såkalte variasjonskoeffisienten, CV (denne er statistisk definert som standardavvik/middelverdi). Ulempen med CV er at koeffisienten er normalisert i for-

hold til dataseriens gjennomsnitt, og dette kan være noe villedende når variansen er tilnærmet uforandret mens gjennomsnittet reduseres. Dette forholdet har gjort seg gjeldende i Suldalslågen i løpet av de ulike utbyggingstrinnene.

I uregulert tilstand var vannføringens "persistens" T (tidsdimensjon) nokså lang, mellom 30 og 40 døgn. Dette indikerer^c at vannføringens tidsmønster gjennom året følger relativt "store" svingninger. Ved Røldal-Suldal regimet ble T redusert til 15-17 døgn. Dette innebærer at faseforskyvningen som ble notert for vannføringens årsmønster også har medført mindre "varighet" i tidsserien; dvs. det er mindre samsvar mellom vannføringsverdiene utover en tidshorisont på 1-2 uker. Når det gjelder lokalfeltet viser T at vannføringen skifter meget hurtig, og at forholdene er uendret fra uregulert til regulert tilstand i vassdraget. Derimot førte Ulla-Førre regimet til at T delvis vendte tilbake til det uregulerte nivået for selve Suldalslågen. Dette skyldes først og fremst at elva veksler mellom to hovedtilstander: vinter-lavvannføring, og sommer-høst vannføring. Videre er det klart at Lavika har hatt mer ustabile vannføringsforhold enn Stråpa under begge reguleringsregimer. Dette skyldes åpenbart lokalfeltets betydning for vannføringen i nedre deler av Suldalslågen.

I uregulert tilstand utgjorde høyfrekvente endringer (s_{dq}^2) omlag 5% av tidsseriens varians (s^2). Under Røldal-Suldal regimet økte denne andelen til rundt 9%, med overgangsåret 1980 som et maksimum (31%). Deretter har forholdene vært sterkt varierende; 1982 og 1984 lå svært lavt (<3%) mens 1985 og 1987-88 har hatt stort innslag av høyfrekvent vannstandsvariasjon (variandsandel 12-15%). Gjennomsnittlig har forholdet s_{dq}^2/s^2 ligget omkring 9-10% under Ulla-Førre regimet.

"Peak-finding" rutinen ble kjørt på vannføringsdata fra 1980 til 1988. Resultatene er i samsvar med konklusjonene trukket på grunnlag av analyse av de kortvarige vannføringsendringene.

Noen år utmerker seg spesielt. For eksempel viste 1983 og 1985 meget klare tendenser til "peaking" gjennom sommerhalvåret. Øvre kvartil av tidsendringene (dq/dt_{75}) var særlig lav i 1982-86, under 50 m³/s pr. døgn (tilsvarende 0.6 L/s²). I 1980-81, 1983 og 1985-88 har det vært flomtopper hvor vannføringen har økt over ca. 90 m³/s pr. døgn. Dette er sammenliknbart med forløpet av de kontrollerte spyleflommene som har vært kjørt fra 1987 av (se kap. 6; s. 125-143).

Tabell 4.3. Verdier av hydrologiske parametre som uttrykker dynamiske egenskaper ved vassdraget.

	Stråpa				Lavika				Lokalfelt			
	s	s _{dq}	T _c	CV*	s	s _{dq}	T _c	CV	s	s _{dq}	T _c	CV
1980	23.4	13.2	15.2	0.41	29.8	18.8	6.4	0.44	17.4	11.9	7.3	1.51
1981	52.9	14.0	29.9	0.94	57.3	20.4	23.8	0.83	15.5	12.8	2.2	1.25
1982	47.0	7.7	31.0	0.91	47.4	9.8	31.8	0.76	11.0	8.8	4.4	0.99
1983	60.6	14.0	31.8	0.95	63.1	22.5	27.1	0.76	19.2	15.9	3.4	0.99
1984	43.6	8.6	29.8	0.91	43.4	14.8	28.0	0.76	14.5	13.2	6.2	1.60
1985	36.3	14.1	29.3	0.79	38.8	17.8	28.8	0.70	12.5	12.2	4.4	1.31
1986	51.8	13.1	26.2	0.96	52.1	16.1	22.8	0.79	14.1	14.1	3.7	1.18
1987	37.5	13.3	25.7	0.79	36.0	14.4	20.4	0.67	9.3	6.9	9.7	1.87
1988	31.6	11.1	29.7	0.72	31.9	12.2	29.0	0.62	10.3	9.3	2.3	1.33

* [CV = variasjonskoeffisient (s/\bar{x})]

Tabell 4.4. Flomepisoder i Suldalslågen 1980-88.

	Stråpa			Lavika		
	Antall "flommer"	dq/dt		Antall "flommer"	dq/dt	
		75%	max.		75%	max.
1980	3	144.0	144.0	11	88.1	144.6
1981	9	63.8	154.5	12	76.5	212.3
1982	4	49.7	52.9	6	48.2	65.7
1983	13	43.4	91.4	22	61.8	104.8
1984	5	40.7	41.2	9	80.4	86.5
1985	16	39.4	95.2	22	49.2	106.1
1986	10	43.6	107.5	11	68.4	102.0
1987	10	89.6	93.9	9	90.2	116.2
1988	2	-	118.9	7	81.7	94.4

4.1.5 Turbiditetsmålinger i Suldalslågen

Ved turbiditet forstås uklarhet i vannmassene forårsaket av partikler i suspensjon, av organisk (POM = Partikulært organisk materiale) såvel som av uorganisk opprinnelse (PUM = Partikulært uorganisk materiale). Med en viss tilnærming kan målinger av turbiditet illustrere forløpet av sedimenttransport i et vassdrag.

Målingene ble foretatt øverst og nederst i elva med opptil 1 døgn forskjell i prøvetidspunkt. Denne tidsforskjellen blir gjennomgående "oppveiet" ved vannmassenes gangtid mellom prøvestedene. Dataseriene er samlet inn og prøvene er analysert som ledd i NINAs prosjekt i vassdraget. Prøvefrekvensen er omtrent 1 gang/uke fra våren 1980 av. Resultatene fremstilles her for å belyse de faktiske endringer i slamtransport som har funnet sted i vassdraget. I motsetning til vannføringsmålingene kan de ukentlige turbiditetsdata oppfattes som (tilnærmet) statistisk uavhengige variabler. Dette forenkler analysen av dataseriene betraktelig.

Fig. 4.1-9 presenterer de ukentlige måleseriene for perioden 1980-88. Det fremgår klart at turbiditetsforholdene skifter raskt i vassdraget, såvel fra år til annet som innenfor ett og samme år. Tidsopløsningen er likevel for "grov" til at man direkte kan relatere toppene i turbiditet med nedbør- og flomepisoder i Suldalslågen.

Tab. 4.5 viser forløpet av slamtransporten i Suldalslågen for perioden 1980-88, presentert som årsgjennomsnitt for turbiditet henholdsvis øverst (Stråpa) og nederst (Lavika) i elva.

Som en nullhypotese kan slamtransporten hhv. inn og ut av vassdraget antas å være lik. Denne hypotesen ble testet for 1980-88 (se tab. 4.5) og måtte forkastes for alle år unntatt 1980 og 1984, hvor det ikke ble funnet statistisk signifikante forskjeller i turbiditet ved Stråpa og Lavika. Tidsforløpet (tab. 4.5) viser at det i 1981-83 ble funnet signifikant høyere turbiditet inn enn ut av Suldalslågen: disse åra representerer en "tilslammings"-fase. 1984 representerer et vendepunkt der transporten inn og ut er omlag i balanse. Etter 1984 er det en signifikant transport ut av vassdraget: samtidig som Suldalsvatnet forsyner elva med stadig klarere vann, øker den relative transporten av partikulært materiale ut av Suldalslågen.

Tabell 4.5. Årlige gjennomsnittsverdier for turbiditet i Suldaalslågen målt ved Stråpa og Lavika. Signifikansnivået ved t-testen er angitt for et to-sidig alternativ. Tabellen er basert på ukentlige prøveserier fra NINA.

År	Turbiditet (FTU)±St.feil (antall obs.)			Parvis t-test (H_0 : diff.=0)	
	Stråpa	Lavika	Diff.	t	p
1980	0.51±0.04(14)	0.51±0.04(14)	-0.05±0.05(14)	0.03	NS
1981	0.50±0.02(50)	0.44±0.02(51)	0.06±0.02(49)	2.07	≤ 0.04
1982	1.52±0.14(52)	1.20±0.12(52)	0.32±0.09(52)	1.75	≤ 0.08
1983	1.60±0.08(52)	1.32±0.07(52)	0.28±0.05(52)	2.52	≤ 0.015
1984	1.00±0.05(51)	1.10±0.07(51)	-0.10±0.05(51)	1.17	NS
1985	0.85±0.04(52)	1.00±0.07(52)	-0.15±0.08(52)	1.84	≤ 0.07
1986	0.87±0.04(51)	1.04±0.22(48)	-0.18±0.08(47)	1.94	≤ 0.06
1987	0.72±0.04(49)	0.85±0.04(52)	-0.14±0.05(49)	2.34	≤ 0.02
1988	0.63±0.04(52)	0.86±0.07(51)	-0.25±0.08(51)	2.91	≤ 0.005

Selv om tidsoppløsningen i dataene er relativt "grov", kan man spore en viss tendens til økt transport ut av vassdraget når de høyfrekvente vannføringsendringene utgjør en stor del av hydrogrammets varians. Forholdet er illustrert på fig. 4.13 nedenfor. Spearmans korrelasjonskoeffisient (ρ) er -0.54 og antyder et statistisk signifikant samband ($0.01 < p < 0.05$).

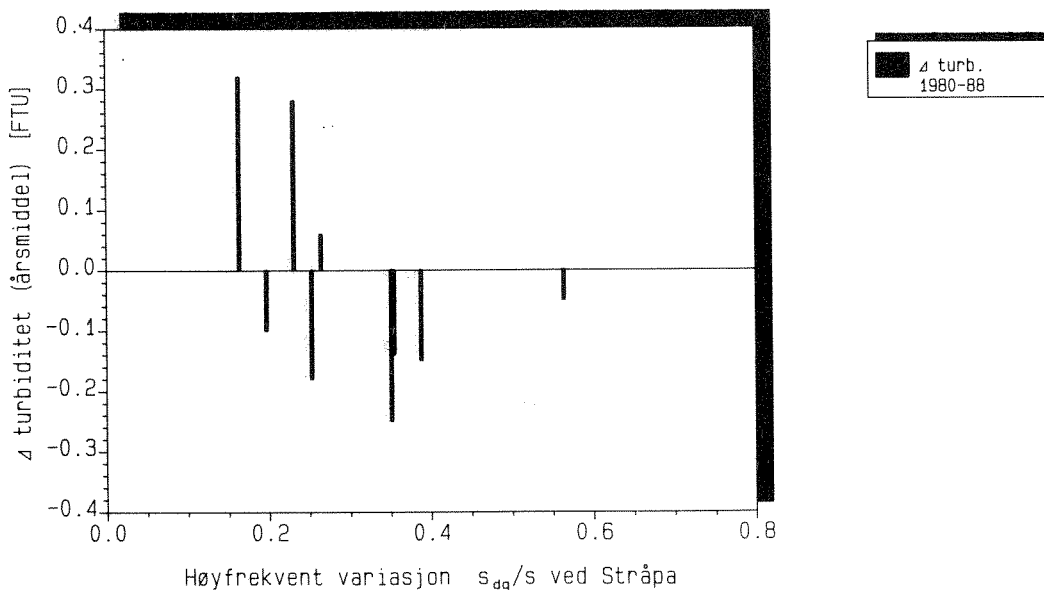


Fig. 4.13. Midlere årlig differanse i turbiditet (FTU) mellom Stråpa og Lavika (Δ FTU) mot forholdet s_{dq}/s (ved Stråpa).

4.2 Temperatur

Målinger av temperatur foretas i NVE's regi på flere steder langs Suldalslågen. Vi innhentet data fra temperaturstasjonene 16602 Suldalsosen og 16603 Tjelmane, se fig.2.3. I fig. 4.14 er fremstilt døgnmiddeltemperaturer for de to stasjoner i 1988. Data mangler for siste halvdel av juni på stasjon 16602 og for hele desember for begge stasjoner.

Generelt for elva skjer en avkjøling av vannmassene fra september til midten av mars. Deretter skjer en gradvis oppvarming frem til juli hvor det flater ut til et maksimum i juli-august. Den kaldeste måned var februar med middeltemperatur 2.66 og 1.87°C ved henholdsvis Suldalsosen og Tjelmane. Minimumstemperaturene på begge stasjoner ble nådd 26.februar med 2.14°C ved Suldalsosen og 0.32°C ved Tjelmane. Det var bare 5 døgn hvor middeltemperaturene var mindre enn 1°C ved Tjelmane, noe som indikerer en svært mild vinter uten muligheter for isdannelse i elva. Den varmeste måned var juli med middeltemperatur 12.37 og 12.91°C ved henholdsvis Suldalsosen og Tjelmane. Maksimumstemperaturene på begge stasjoner var 13.26°C ved Suldalsosen 7.juli og 13.81°C ved Tjelmane 6.juli. Største temperaturforskjeller oppe og nede i elva var 1.7°C under oppvarming i juni og -2.0°C ved avkjøling i november. Beregnes graddagssummen for perioden 01.05-30.10 1988 for stasjon 16603 Tjelmane ble den 1807. Dette er betydelig høyere enn tilsvarende middelverdier for periodene 1973-77 (1699) og 1981-85 (1587) ifølge Tvede (1987). Følgelig har vekstsesongen 1988 hatt betydelig høyere temperaturer enn normalt.

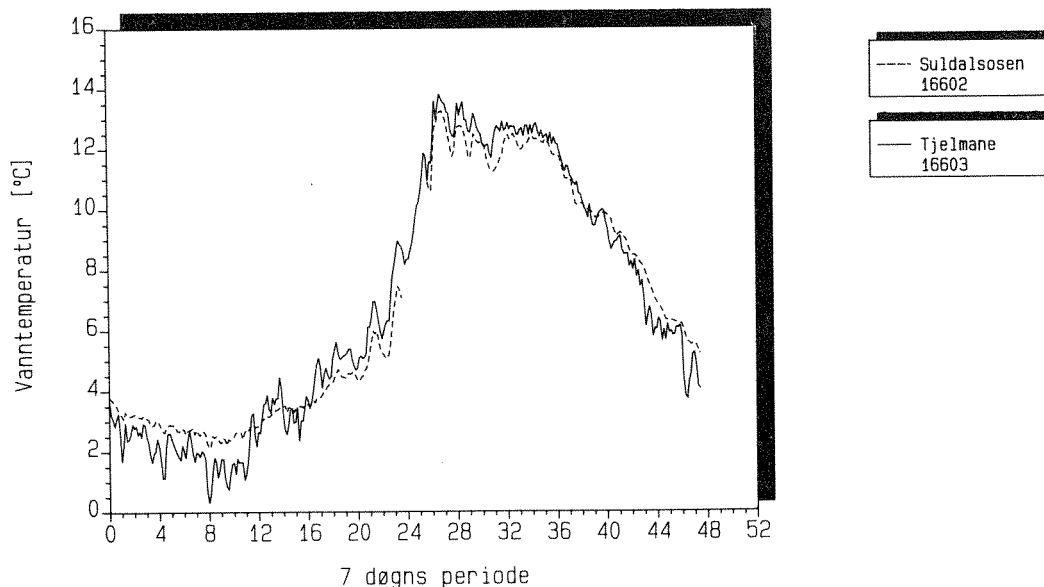


Fig. 4.14. Vanntemperatur i Suldalslågen 1988, målt øverst (st. 16602 Suldalsosen) og nederst i elva (st. 16603 Tjelmane). Data er presentert som døgnmidler.

4.3 Vannkjemi

Suldalslågen har lenge vært undersøkt m.h.p. de vannkjemiske forhold. I samband med Røldal-Suldalutbyggingen utførte NIVA en undersøkelse i perioden 1966-71 hvor den primære hensikt var å undersøke mengde slam i vannprøvene fra Lågen (Gjessing & Nygård 1971). Suldalslågen har også lenge vært med i DVFs elveserie (Sivertsen et al. 1980). I juli 1978 ble det satt i gang ukentlige prøvetakninger på to steder i elva, Stråpa og Tjelmane, som en utvidelse av tidligere programmer i forbindelse med overvåkningsundersøkelsene i Ulla-Førre området. Disse undersøkelsene har senere gått uavbrutt (Abrahamsen & Skogheim 1981, Abry & Skogheim 1983, Blakar & Pedersen 1986, 1987, Blakar et al. 1989). I samband med NIVAs undersøkelser av forholdene omkring begroing og tilslamming i Suldalslågen er det samlet inn supplerende vannkjemiske data fra og med 1981 (Skulberg & Kotai 1984, Skulberg 1986). For perioden 1986-88 er det gjort spredte observasjoner av de vannkjemiske forhold både i hovedvassdraget og i sidevassdragene. Resultatene er presentert i de følgende avsnitt.

4.3.1 Hovedvassdraget

I tabell 4.6 og 4.7 er satt opp enkeltobservasjoner av henholdsvis vannkjemi og seston for 6 bru-stasjoner i Suldalslågen for tre dager i 1986.

Første observasjonsserie i 1986 er fra 1.mai som var et viktig tidspunkt for endring av manøvreringen av elva. Perioden med minstevannføring er slutt og vannslippet fra utløpet av Suldalsvatn øker betraktelig. Dette illustreres godt ved døgnmiddelvannføringen oppe og nede i elva som 30.april var henholdsvis 11.7 og 27.6 m³/s, mens den 1.mai var økt til henholdsvis 51.3 og 62.1 m³/s. Det har m.a.o. vært en rask stigning i vannføringen like før prøvene ble tatt. Dette har gitt seg utslag i relativt høy turbiditet og sestontransport i elva. Mens det ble målt svært lav turbiditet øverst i elva, 0.47 FTU, ble verdier over 1 registrert i de nedre deler. En jevn økning i sestonfraksjonene, total-seston fra 0.63-4.15 mg/l, ble også registrert. Dette viser godt effekten av raske endringer i vannstanden på renskingen av elva, noe som ble studert mer i detalj i forbindelse med spyleflommene i 1988 (se kap.6). Allerede neste dag hadde både turbiditeten og sestonmengden gått ned, mens døgnmiddelvannføringene oppe og nede på henholdsvis 46.8 og 65.3 m³/s var omtrent de samme som dagen før.

Tabell 4.6. Enkeltobservasjoner av vannkjemien på 6 bru-stasjoner i Suldalslågen tatt henholdsvis 01.05, 02.05 og 17.09.86.

Dato Stasjon	pH	kond. mS/m	farge mgPt	turb FTU	TP -----mg/m ³	LMR-P -----mg/m ³	TN ----- ³	NO ₃ ----- ³	Ca -----mg/l	Cl -----	TOC -----
01.05.86:											
Stråpa	6.32	1.65	3.7	0.47	1.5	0.5	200	137	1.20	1.9	0.73
Lunde	6.33	1.73	3.3	1.0	4.0	0.5	212	141	1.21	2.1	0.82
Ritland	7.02	2.41	3.9	1.2	6.0	0.5	230	141	1.99	2.2	0.89
Førland	6.33	1.85	3.9	0.94	4.5	<0.5	240	141	1.20	2.4	0.98
Litlehaga	6.27	1.99	4.9	1.0	7.0	1.0	264	148	1.18	2.7	1.17

02.05.86:											
Stråpa	6.28	1.68	3.7	0.47	2.5	<0.5	209	134	1.17	2.0	0.79
Lunde	6.32	1.75	3.5	0.59	7.0	4.0	218	137	1.25	2.1	0.89
Ritland	6.37	1.82	3.9	1.1	4.0	0.5	224	139	1.18	2.3	0.91
Førland	6.27	-	4.7	0.84	5.0	1.0	234	136	1.64	-	1.26

17.09.86:											
Stråpa	6.37	1.42	4.3	0.35	2.5	<0.5	191	128	1.04	1.4	0.55
Lunde	6.40	1.44	3.1	0.55	1.5	<0.5	197	136	1.07	1.4	0.56
Ritland	6.46	1.45	4.7	0.49	2.0	1.0	209	135	1.10	1.4	0.60
Førland	6.46	1.47	3.5	0.31	1.5	0.5	209	139	1.09	1.5	0.68
Litlehaga	6.48	1.52	3.9	0.42	2.5	2.0	227	148	1.09	1.5	0.68
Tjelmane	6.49	1.52	4.5	0.40	2.0	<0.5	221	152	1.10	1.7	0.69

Tabell 4.7. Enkeltobservasjoner av seston på 6 bru-stasjoner i Suldalslågen fra tre dager i 1986.

Dato	01.05.86			02.05.86			17.09.86		
Stasjon	Org. ----- mg/l	Uorg. ----- mg/l	Total ----- mg/l	Org. ----- mg/l	Uorg. ----- mg/l	Total ----- mg/l	Org. ----- mg/l	Uorg. ----- mg/l	Total ----- mg/l
Stråpa bru	0.26	0.37	0.63	0.31	0.36	0.67	0.2	0.1	0.31
Lunde bru	0.56	1.22	1.78	0.38	0.97	1.35	<0.2	<0.1	0.20
Ritland bru	0.83	1.69	2.52	0.62	1.14	1.76	<0.2	<0.1	0.20
Førland bru	0.85	1.60	2.45	-	-	1.22	<0.2	<0.1	0.25
Litlehaga bru	2.2	1.95	4.15	-	-	-	<0.2	<0.1	0.27
Tjelmane bru	-	-	-	-	-	-	<0.2	<0.1	0.20

Forklaring til tabellene:

TP : total fosfor

TN : total nitrogen

LMR-P : lettløselig fosfor (\approx PO₄-P)

TOC : total organisk karbon ⁴

pH var svært stabil rundt 6.3 begge dager i mai 1986. Et unntak var prøven ved Ritland 1.mai hvor pH var spesielt høy. Sammen med et relativt høyt kalsium (Ca)-innhold og tilsvarende høy ledningsevne er det mulig at en her har truffet på en lokal kalkavrenning som ikke kan føres tilbake til noen av de undersøkte sideelvene ovenfor. Ellers viste både farge, konduktivitet og klorid en mer eller mindre jevn økning nedover i vassdraget innenfor de normale nivåer for elva (Blakar og Pedersen 1987). TOC-innholdet viste også en jevn økning nedover i vassdraget innenfor 0.73-1.26 mg/l. Ofte vil det være en naturlig økning av organisk materiale nedover i et vassdrag som følge av humustilførsler og løsriving av organisk materiale fra f.eks. begroingssamfunn. Disse verdiene er imidlertid svært lave og viser at vassdraget totalt sett ikke er utsatt for organisk belastning i stor grad.

De to observasjonsdagene i mai viste total-fosfor konsentrasjoner i området 1.5-7.0 mgP/m³ med de laveste konsentrasjoner helt øverst ved Stråpa. LMR-P-fraksjonen varierte i området <0.5-1.0 mgP/m³ med et unntak ved Lunde bru hvor det 2.mai ble målt hele 4.0 mgP/m³. Dette er en meget høy verdi og kan representere et punktutslipp oppstrøms brua denne dagen. Nivået generelt for fosfor var noe høyt på dette tidspunkt og kan indikere noe næringsbelastning. Tilsvarende for nitrogen-komponenter var det 1.mai en klar tendens til økende verdier av total-nitrogen nedover i vassdraget i området 200-264 mgN/m³. For nitrat var tendensen den samme men konsentrasjonsforskjellene var noe mindre. Middelkonsentrasjonen for nitrat var på 140 mgN/m³.

Den siste observasjonsserien i 1986 var 17.september. Elva hadde da vært inne i en lengere periode med ukentlig periodisk manøvrering med teoretisk topp 80 m³/s og utflating over 4 døgn ned til 60 m³/s med Lavika som referanse. Døgnmiddelvannføringen den 17.september var 64.4 og 70.1 m³/s henholdsvis ved Stråpa og Lavika. Elva var m.a.o. godt på vei ned etter den kunstige lille flommen. Av tabell 4.6 og 4.7 går det tydelig frem av turbiditet og sestonkonsentrasjoner at elva nå var tilnærmet like klar i hele sin lengde med middelveier på 0.42 FTU og 0.3 mg/l total-seston. Både pH, konduktivitet, klorid, TOC og nitrogenforbindelser viste klare tendenser til økning nedover i vassdraget. Kalsium-konsentrasjonen var tilnærmet stabil, mens fosfor-komponentene varierte svært lite og usystematisk. Mens total-fosfor nå varierte mellom 1.5-2.5 mgP/m³, lå LMR-P-fraksjonen på <0.5-1.0 mgP/m³ med unntak av Litlehaga bru på 2.0 mgP/m³. Denne siste verdien er relativt høy og kan igjen antyde et mulig lokalt utslipp oppstrøms denne stasjonen. Siden LMR-P-konsentrasjonene i mai og september er såvidt like er det grunn til å tro at nedgangen i total-fosfor til dels har sammenheng med nedgang i turbiditet og sestonpartikler med adsorbent

fosfor. Dette mønster er i tråd med tidligere observasjoner i Suldalslågen (Skulberg 1986).

I tabell 4.8 er satt opp resultater fra en prøveserie i januar 1987. Dette representerer en periode med minstevannføring i elva. Døgnmiddelvannføringen ved VM2257 Stråpa varierte mellom 12.4 og 22 m³/s med et gjennomsnitt på 16 m³/s i denne måned. På grunn av oppstuvninger med is ved VM1372 Lavika, er vannstandsdata fra denne stasjonen ufullstendig for samme periode. Det er derfor vanskelig å beregne nøyaktig bidrag fra restfeltet i denne perioden.

Tabell 4.8. Enkeltobservasjoner av vannkjemien ved Stråpa bru og Tjelmane bru i januar 1987.

Stasjon	Dato jan.	pH	Kond. mS/m	Farge mgPt	Turb FTU	TP -----mg/m ³	LMR-P -----mg/m ³	TN ----- ³	NO ₃ ----- ³	TOC mg/l
Stråpa	07	6.24	1.61	3.5	0.32	5.5	1.5	233	138	0.81
Stråpa	16	6.26	1.57	3.6	0.18	1.0	<0.5	221	142	0.57
Stråpa	23	6.29	1.55	4.2	0.25	2.0	<0.5	245	141	0.65
Stråpa	29	6.34	1.61	3.5	0.35	1.5	<0.5	245	143	0.57

Tjelmane	07	6.38	2.05	3.5	0.25	2.5	<0.5	354	250	0.65
Tjelmane	16	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Tjelmane	23	6.44	1.82	3.5	0.32	2.5	<0.5	281	230	0.66
Tjelmane	29	6.36	1.90	2.0	0.24	2.0	<0.5	299	230	0.56

Turbiditeten varierte mellom 0.18 og 0.35 FTU uten noe bestemt variasjonsmønster. Verdiene er svært lave og indikerer svært liten sestontransport i denne perioden. pH og konduktivitet varierte i områdene 6.24-6.44 og 1.55-2.05 mS/m med tendens til økning nedover i vassdraget. Fargetallene var svært lave og på samme nivå som tidligere. Både i mai og september ble det funnet en økning i TOC nedover i vassdraget. Dette var ikke tilfelle i januar, noe som viser at lokaltilsig og avrenning med organiske forbindelser har vært minimale og at TOC-verdier i området 0.55-0.65 mg/l er nær det naturlige bakgrunnsnivå ved minstevannføring.

Næringssaltkonsentrasjonene viste noen endringer fra mai og september. Med unntak av Stråpa 7.januar 1987 varierte total-fosfor i området 1.0-2.5 mgP/m³, mens LMR-P var <0.5 mgP/m³. Dette er svært lave verdier og representerer sannsynligvis det naturlige bakgrunnsnivå i elva i en situasjon med minimal ekstra belastning av sidevassdrag og diffus avrenning. For nitrogen-komponentene var situasjonen noe annerledes. Mens både total-nitrogen og nitrat lå på normale verdier ved

Stråpa, ble det målt betydelig høyere konsentrasjoner enn tidligere nederst i elva. Dette skyldtes i alt vesentlig en nitrat-økning i størrelsesorden 60-80%. Denne kraftige økningen i nitrat viser tydelig hvilken betydning restfeltet kan ha på vannkvaliteten i Suldalslågen i perioden med minstevannføring der fortykningseffekten blir minimal. Et viktig aspekt i denne sammenheng er nitratforbruket i den terrestre vegetasjonen i restfeltet. Normalt har vassdragene en lavere nitratkonsentrasjon om sommeren enn om vinteren pga. liten aktivitet og lite nitratopptak i vintermånedene.

Denne effekten ble grundigere undersøkt ved en analyse av nitrat-data fra NINA-stasjonene L1 (Tjelmane) og L2A (Suldalsosen/Stråpa) for årene 1987-88 (tab. 4.9). I figur 4.15 og 4.16 er fremstilt de enkelte måleresultater for disse to årene. Generelt viser resultatene en stabil nitratkonsentrasjon ut av Suldalsvatnet. Middelerverdiene var på 138 og 136 mgN/m³ for henholdsvis 1987 og 1988 med en total variasjonsbredde på 81-181 mgN/m³. Nederst i Suldalslågen var forholdene mer ustabile. Den totale variasjonsbredden var her 102-591 mgN/m³ mens middelerverdiene var på 212 og 202 mgN/m³ for 1987 og 1988. Disse middelerverdiene blir i stor grad influert av enkelte ekstremverdier. Tilsvarende var medianverdier for 1987 og 1988 henholdsvis 191 og 194 mgN/m³. Disse resultatene indikerer generelt høyere nitratkonsentrasjoner nederst i elva, noe som klart viser tilsig av nitrat fra restfeltet langs Suldalslågen.

Tabell 4.9. Middelvannføring ved VM2257 Stråpa og VM1372 Lavika samt medianverdier for nitrat målt ved NINA-stasjoner L2A (Stråpa) og L1 (Tjelmane) for 4 definerte perioder i 1987 og 1988.

Periode	1987				1988			
	Stråpa		Lavika		L2A		L1	
	q m ³ /s	NO ₃ mg/m ³	q m ³ /s	NO ₃ mg/m ³	q m ³ /s	NO ₃ mg/m ³	q m ³ /s	NO ₃ mg/m ³
1.jan-30.april	14.7	21.8	153	230	13.1	19.7	148	243
1.mai-14.okt	76.6	78.3	134	160	71.2	78.3	132	151
15.okt-14.nov	56.6	62.8	126	149	45.4	52.2	131	191
15.nov-14.des	27.4	33.1	129	177	25.1	32.8	148	211

I figur 4.16 er det klare tendenser til en signifikant årsvariasjon i den målte nitratkonsentrasjonen ved Tjelmane bru som synes å kunne falle sammen med vannføringsforholdene. To unntak med særdeles høye nitratkonsentrasjoner i juni og juli falt således sammen med stigende vannføring under henholdsvis spyleflom/lokkeflom og en nedbørepisode.

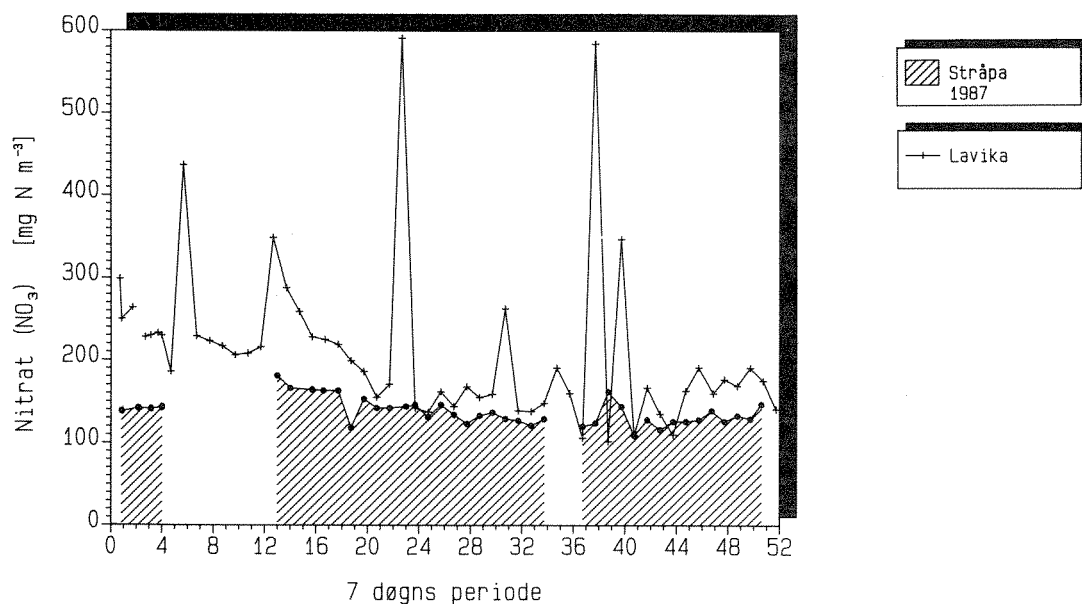


Fig. 4.15. Variasjoner i nitrat i Suldalslågen 1987, målt ved utløpet av Suldalsvatn (Stråpa, NINA st. L2A) og Tjelmane (NINA st. L1).

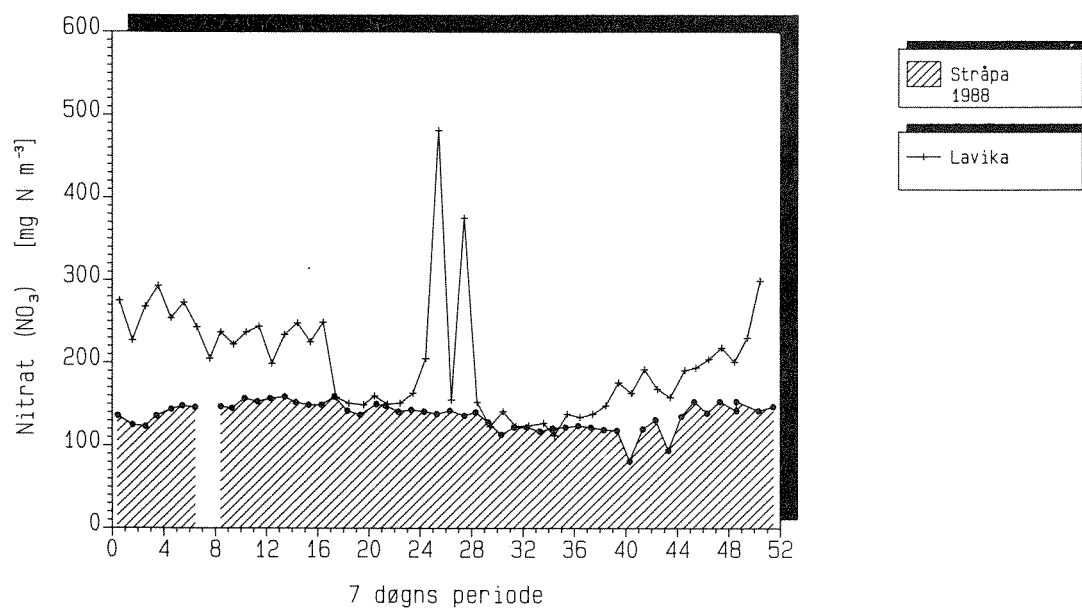


Fig. 4.16. Variasjoner i nitrat i Suldalslågen 1988, målt ved utløpet av Suldalsvatn (Stråpa, NINA st. L2A) og Tjelmane (NINA st. L1).

Ellers var det relativt høye vinterkonsentrasjoner, lave sommerkonsentrasjoner og en gradvis økning til høye vinterkonsentrasjoner utover høsten. For en mer presis sammenligning er det i tabell 4.9 satt opp en oversikt over middelvannføring og medianverdier av nitrat målt ved Stråpa og Lavika i 1987 og 1988 for de 4 periodene med pålagt minstevannføring (jfr. manøvreringsreglementet s. 20).

Perioden med absolutt minstevannføring, dvs. 15.des.-30.april, hadde de høyeste nitratkonsentrasjoner både ut av Suldalsvatnet og nederst i elva. Konsentrasjonsforskjellen oppe og nede i elva var også størst i denne perioden i begge årene. Perioden 1.mai til 14.oktober hvor vannføringen er størst hadde i 1988 de laveste nitratkonsentrasjoner og den minste konsentrasjonsforskjell mellom oppe og nede. Den samme tendensen ble også observert i 1987, men dette året viste imidlertid relativt små konsentrasjonsforskjeller i de to påfølgende perioder, sammenlignet med 1988. Årsaken til den forskjellige utviklingen i disse to årene ligger trolig i vannføringen som var svært forskjellig i perioden 15.oktober til 14.november hvert år. Det er sannsynlig at den betydelige større vannføring i elva på høsten i 1987, i forhold til den samme perioden i 1988, har hatt en fortykningseffekt som ga seg utslag i lavere nitratkonsentrasjoner sammenliknet med 1988.

Det er ennå for tidlig å si hva som utgjør en normal nitratsyklus for Suldalslågen i og med at hyppige og regelmessige målinger først startet i 1987. Ser man på vannføringstallene er imidlertid 1988 det år som ligger nærmest den vannføringen som er bestemt i gjeldende manøvreringsreglement. Følgelig vil konsentrasjonsnivåene dette året være brukbare til en videre diskusjon om næringsstatus i forbindelse med vekst av begroing og elementinnhold i mosevegetasjonen.

Ut fra de få enkeltobservasjoner som foreligger for 1986-87 er det grunn til å anta at det foregår en jevn tilførsel av næringsstoffer til elva. Spesielt enkelte fosfor-verdier indikerer punktutslipp i ulike deler av elva til forskjellig tid. Imidlertid er de funne N- og P-nivåer generelt lave slik at Suldalslågens vannmasser over store deler av året må karakteriseres som næringsfattige. Det er mulig at et overvåkningsprogram med flere stasjoner og hyppige prøvetakninger ville gitt en noe annen beskrivelse av næringsstatus for elva; et slikt program lå imidlertid utenfor NIVAs mandat for undersøkelsene i Suldalsvassdraget. NINAs nitrat-målinger rapportert her viser at det er episodiske høye verdier av nitrogen i Suldalslågen, og at dette må skyldes tilførsler fra nærområdene. For å fange opp effektene av slike tilførsler ble det i 1988 forsøkt med næringsstatus-analyse av flerårig vannvegetasjon slik at næringsbelastningen over tid dermed kunne vurderes bedre (se s.119- 124).

4.3.2 Sidevassdragene

I 1986 startet NIVA en innledende undersøkelse i noen av sidevassdragene til Suldalslågen. Det ble tatt prøver i mai og september 1986 og april 1987. Resultatene er satt opp i tabell 4.10. Det fremgår tydelig at det finnes en rekke markerte forskjeller mellom vannkvaliteten i sidevassdragene og hovedvassdraget på de aktuelle tidspunkt for prøvetaking.

I mai var pH til dels betydelig lavere i alle sideelvene. Høyeste pH ble målt i Torkebekken med 6.07, mens Fossåa var helt nede i pH 5.05. Tilsvarende var konduktiviteten betydelig høyere enn i hovedvassdraget med en variasjon fra 2.24-3.67 mS/m. Både farge og TOC var generelt høyere enn i hovedvassdraget. Høye fargetall ga høye TOC-verdier, noe som tyder på at disse bekkene drenerer skogsterreng med noe humus-tilførsel. Nitrogenforbindelsene viste generelt høyere nivåer med unntak av Vasshusbekken som er utløpsbekken til Ritlandsvatn. Her var total-nitrogen og nitrat på henholdsvis 176 og 54 mgN/m³. Ellers varierte total-nitrogen i området 260-400 mgN/m³ og nitrat i området 157-290 mgN/m³. Total-fosfor varierte i området 2.5-6.5 mgP/m³ mens LMR-P-fraksjonen lå på <0.5-1.0, dvs. de samme nivåer som i hovedvassdraget. Et unntak var Brømmelandsåa med total-fosfor på 9.5 og LMR-P på 2.5 mgP/m³.

I september var pH generelt høyere enn i mai men fortsatt betydelig lavere enn i hovedvassdraget. Konduktiviteten var redusert men fortsatt noe høyere enn i hovedvassdraget. Generelt høyere fargetall kan indikere noe større humusavrenning på denne årstiden uten at det gjorde større utslag i hovedvassdraget. Mens fosfor-komponentene med total-fosfor i området 2.0-5.0 mgP/m³ og LMR-P i området <0.5-1.5 mgP/m³ ikke viste noen systematisk endring, var det til dels betydelig endringer i nitrogenkonsentrasjonene. Alle sidebekkene ovenfor Himsåa hadde nå meget lave nitrat-konsentrasjoner på mellom 25 og 63 mgN/m³ og en tilsvarende reduksjon i total-nitrogen. Dette kan indikere et markert terrestrisk opptak av nitrat på denne årstiden sammenlignet med en tidlig vårsituasjon. Dette kommer også til syne i hovedvassdraget på samme tidspunkt hvor det var til dels meget stabil nitrat-konsentrasjon i området Stråpa-Førland. For de to nederst sidebekkene var både nitrat og total-nitrogen på samme nivå som i mai. Disse to bekkene skilte seg også ut m.h.p. fosfor; Grov-bekken som var blant de få som hadde økt total-fosfor konsentrasjon og Brømmelandsåa med de høyeste LMR-P konsentrasjoner i begge måleserier.

Tabell 4.10. Enkeltobservasjoner av vannkjemien i 9 av sidevassdragene til Suldalslågen tatt henholdsvis 01.05.86, 21.09.86 og 23.04.87.

Sideelv	pH	kond. mS/m	farge mgPt	turb FTU	TP -----	LMR-P -mg/m ³	TN ----- ³	NO ₃ ----- ³	Ca -----	Cl -mg/l-----	TOC -----
Torke- bekken	6.07	3.11	7.0	0.50	3.0	0.5	330	245	1.43	5.3	1.35
	6.11	1.28	12.0	0.26	2.5	<0.5	114	25	0.66	1.6	-
	5.77	2.43	7.0	0.22	-	-	-	-	-	-	-
Tjøst- heimåa	5.36	2.79	12.3	0.72	4.5	<0.5	315	196	0.87	4.8	1.97
	5.51	1.43	28.1	0.46	2.0	<0.5	114	30	0.53	1.9	-
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Steinsåa	5.98	3.07	6.8	0.52	2.5	<0.5	258	155	1.31	5.4	1.43
	6.06	1.73	13.8	1.6	4.0	<0.5	102	25	0.90	2.4	-
	5.76	2.53	7.3	0.42	-	-	-	-	-	-	-
Mosåa	5.62	2.83	13.3	1.1	3.5	1.0	309	167	1.07	4.9	2.00
	5.92	1.73	15.9	0.75	3.0	<0.5	144	63	0.81	2.3	-
	5.58	2.12	18.2	0.20	-	-	-	-	-	-	-
Vasshus- bekken	5.74	2.24	12.3	0.92	6.5	<0.5	176	54	0.87	3.5	1.99
	5.99	1.97	12.4	0.41	5.0	0.5	120	35	0.87	3.0	-
	5.58	2.18	10.7	0.40	-	-	-	-	-	-	-
Fossåa	5.05	3.67	8.6	0.61	4.0	1.0	401	290	0.95	6.6	1.56
	5.47	1.40	15.1	0.40	2.5	<0.5	96	29	0.47	1.9	-
	5.02	2.70	9.0	0.25	-	-	-	-	-	-	-
Himsåa	5.29	3.33	9.0	1.3	2.5	<0.5	315	198	1.06	6.1	1.52
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Grov- bekken	5.71	2.65	16.8	1.6	3.0	0.5	282	157	1.05	4.1	2.29
	5.86	2.37	25.2	0.71	4.0	0.5	251	148	1.26	3.2	-
	5.79	2.53	16.2	0.35	-	-	-	-	-	-	-
Brømme- landsåa	5.30	2.79	8.4	2.3	9.5	2.5	285	171	0.78	4.5	1.66
	5.65	2.15	17.3	0.64	4.0	1.5	275	185	0.93	2.9	-
	5.14	2.61	6.8	0.25	-	-	-	-	-	-	-

Det er vanskelig å påvise noen generelle trender basert på to enkelt-observasjoner, men det kan ikke utelukkes at en her har funnet et område med en noe høyere gjennomsnittlig næringstilførsel. Et interessant aspekt i denne sammenheng er resultatene fra næringsstatus i vannmosene, som viste en relativt klar tendens til ekstra næringsbelastning på stasjon 14 like nedstrøms dette området.

For prøveserien i april 1987 som ikke ble analysert m.h.p. næringskomponenter, viste pH og konduktiviteten de samme tendenser som året før. Av samtlige observasjoner i de undersøkte sidevassdragene er det kanskje de meget lave pH-verdier som en bør vie større oppmerksomhet i fremtiden. En mer detaljert undersøkelse i det lokale nedbørfeltet til Suldalslågen vil her kunne gi svar på til hvilke tider av året elva er mest sårbar for det sure vannet fra sidebekkene og om dagens kalking av utløpsvannet fra Suldalsvatnet fungerer i forhold til de prosesser som foregår i restfeltet.

5 SULDALSLÅGEN - BIOLOGISKE FORHOLD

5.1 Hva begrepet "begroing" omfatter

Betegnelsen begroing omfatter i hovedsak fastsittende bakterier, sopp, alger og moser. Imidlertid behandles ofte mosene i samband med karplantene under betegnelsen "makro"vegetasjon. I den foreliggende rapporten vil begroing brukes i sin tradisjonelle betydning; når bare algesamfunnet omtales blir dette spesifikt nevnt. Karplantene vil bli kortfattet omtalt i samband med mosevegetasjon fordi man ikke spesielt inventerte denne gruppen i 1988.

Innsamling og beskrivelse av begroing kan skje såvel etter kvalitative som kvantitative retningslinjer. Formålet med en kvalitativ analyse er først og fremst å få en oversikt over antall og hvilke arter av begroingsorganismer som er til stede i de forskjellige begroingselementene på elvebunnen. De ulike organismegruppers struktur og funksjon kommer inn her som viktige aspekter. En slik oversikt vil kunne gi verdifull informasjon om generell vannkvalitet i vassdraget; dersom stasjonsnettets er tilstrekkelig tett kan eventuelle gradvise endringer/ lokale variasjoner påvises med stor grad av sikkerhet.

5.2 Kvalitativ beskrivelse av begroingssamfunnene

I april 1988 ble det foretatt en relativt grundig kvalitativ innsamling av begroingsorganismer på 12 stasjoner med subjektiv vurdering av organismenes prosentvise dekning av elveleiet. Denne dekningsgraden er dermed forskjellig fra den totale dekningsgrad av algebegroing som senere er beskrevet under den kvantitative begroingsbeskrivelsen. I september ble alle 12 stasjoner undersøkt på nytt, men denne gang med et noe redusert program, hvor det ble lagt vekt på den tilsynelatende sjenerende algebegroingen. For nærmere detaljer om metodikk for innsamling og bearbeiding av begroing henvises til Lindstrøm (1984).

Alger

I tabell 5.1 er satt opp begroingssamfunnets artssammensetning med subjektive mengdeangivelser av dekningsgrad og dominans i prøvene fra april 1988. Det ble ialt funnet 47 algearter fordelt på 5 grupper hvorav grønnalgene dominerte med hele 26 arter. Blågrønnalgene og kiselalgene var representert med henholdsvis 11 og 7 arter, mens gruppene gullalger og rødalger bare hadde 1 og 2 arter. Antall arter pr. stasjon varierte mellom 17 på stasjon 15 og 27 på stasjon 2.

I figur 5.1 er fremstilt resultatene av beregnet likhetsindeks mellom stasjonene (Sørensens indeks). Denne indeksen tar bare hensyn til om

en art er funnet eller ikke og ikke de mengdemessige forhold mellom artene. Indeksen kan teoretisk variere mellom 0 (ingen likhet) og 1 (perfekt overensstemmelse i artsinnhold). Kiselalgene inngår ikke i beregningen. Som det fremgår av figuren varierte indeksen mellom 0.29 og 0.79. Langt de fleste verdiene var > 0.5 som indikerer normalt god overensstemmelse mellom stasjonene. Ingen av stasjonene peker seg ut som noen ekstreme særtilfeller. Følgelig er det god grunn til å anta at de utvalgte stasjoner representerer den generelle tilstanden i vassdraget.

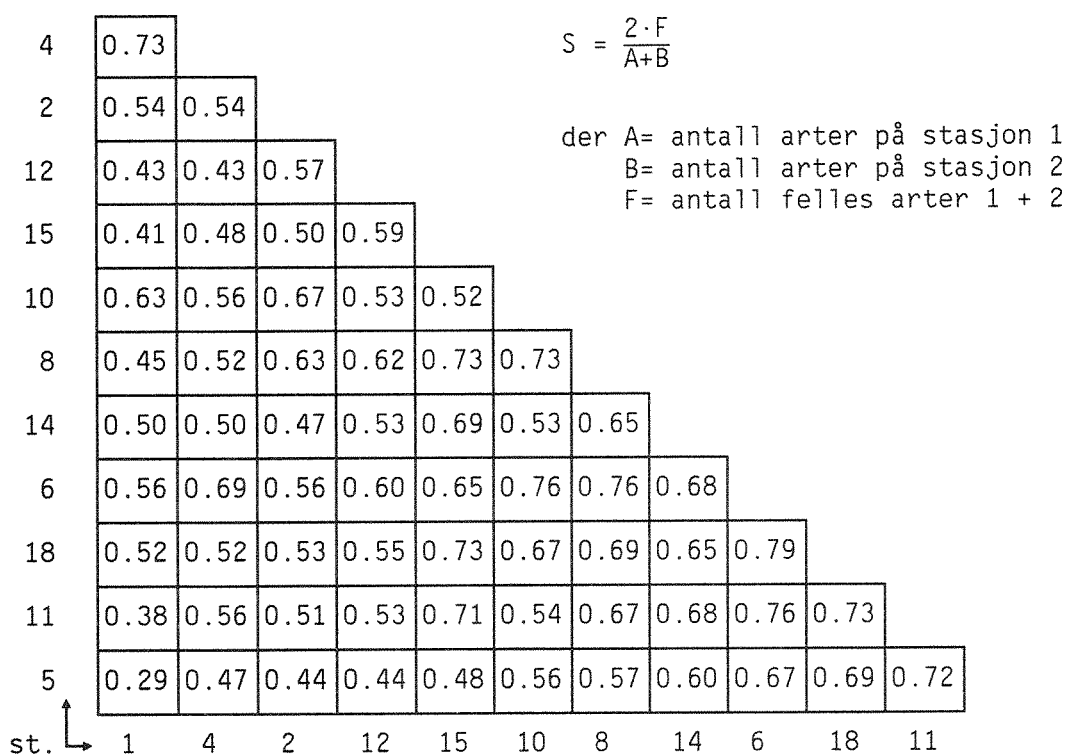


Fig. 5.1. Sørensen's likhetsindeks mellom stasjonene i Suldalslågen i april 1988.

Av de 5 algearter som ble observert på samtlige stasjoner var Microspora palustris, Zygnema b og Hormidium rivulare alle typiske rentvannsindikatorer. Av andre forurensningsømfintlige arter med relativt vid utbredelse i vassdraget var Cyanophanon mirabile, Stigonema mamillosum, Bulbochaete sp., Binuclearia tectorum og Mougeotia sp. Microspora palustris og Zygnema b var i tillegg blant de arter som hadde størst arealmessig dekning. Følgelig må en kunne karakterisere algesamfunnet i Suldalslågen i april 1988 som et grønnalgedominert rentvannssamfunn av Zygnema-type ifølge Israelson (1949).

Ser en nærmere på de arter som har en dekningsgrad tilsvarende 1 og større er det foruten de nevnte grønnalger andre grønnalger som Micro-

spora amoena, M. cf. floccosa, Mougeotiopsis calospora, Oedogonium sp., Spirogyra sp. og ubestemte ulotrichale alger som tydelig danner synlige forekomster vesentlig oppå puter av levermoser. Gullalgen Hydrurus foetidus hadde en dekningsgrad på opp til 10% på flere stasjoner. Likeså viste Lemanea condensata en dekningsgrad på 5-10% fra stasjon 5 og helt ned til Tjelmane bru. Noe spesielt var forekomsten av soppen Leptomitius lacteus og bakterien Sphaerotilus natans på stasjon 14. Disse arter representerer nedbrytere og indikerer et lokalt utslipp av lett nedbrytbart organisk materiale. Dette stemmer også med næringssaltanalysen av mosevegetasjonen, som også indikerte en ekstra belastning på denne stasjonen.

I tabell 5.3 er satt opp resultatene fra september-undersøkelsen på de samme stasjoner hvor bare de synlig dominerende algesamfunn ble tatt med. Også i september dominerte de trådformede grønnalgene. Spesielt på de øverste stasjoner var det en betydelig endring av den mengdemessige forekomsten hvor nær 100% dekning av et til dels tykt algeteppe bestående av Zygnema b, Bulbochaete sp., Hormidium rivulare og Microspora amoena var dominerende (se videre kap.5.3). Totalt ble det registrert 35 arter hvorav grønnalgene utgjorde 22 arter. Det var tydelig at grønnalgesamfunnet fra april hadde utviklet seg videre og 4 nye arter av slektene Microspora, Mougeotia, Oedogonium og Spirogyra ble registrert. Zygnema b og Tabellaria flocculosa ble observert på alle stasjoner, mens grønnalgene Bulbochaete sp., Hormidium rivulare, Microspora palustris og M. amoena alle hadde større forekomster flere steder langs vassdraget. Hydrurus foetidus som i april hadde en relativt betydelig dekning på flere stasjoner, var nå redusert til to stasjoner med synlig markert forekomst. Denne algen er fra tidligere kjent å være en typisk kaldtvannsart og blir sannsynligvis naturlig utkonkurrert i løpet av den betydelig varmere sommersesongen. Med dominans av de samme grønnalger som i april, må algesamfunnet i september fortsatt karakteriseres som et grønnalgedominert rentvannsamfunn.

Den naturlige sesongmessige variasjon i begroingsamfunnets utvikling over tid styres vesentlig av vanntemperaturen og vannføring/strømhastighet. Observasjonene i april representerte et samfunn som var utviklet i en periode med minstevannføring i 4 mnd. og vanntemperaturer under 4 °C. Det var dessuten gjennomført en spyleflom i oktober 1987 som trolig sørget for en bra reduksjon av sommerbiomassen for dette året. Fra 1.mai økte vannføringen betydelig (kap.4.1.3). Vanntemperaturen steg gradvis til maks 13.8 °C i juli og falt til 10-11 ° da neste samfunnsanalyse ble foretatt. I juni 1988 ble det igjen gjennomført en større spyle/renske-flom i elva. Til tross for disse store fysiske forandringer var de to algesamfunnene i april og

september svært like og bekrefter grønnalgesamfunnet som det dominerende karaktersamfunn i Suldalslågen.

Tabell 5.1. Artssammensetning i begroingssamfunn i Suldalslågen, april 1988. Stasjonsbetegnelse er i henhold til tab. 2.3 (s. 14). Mosevegetasjon er satt opp i tabell 5.2 (s. 91).

Alge/gruppe	Stasjon:	1	2	4	5	6	8	10	11	12	14	15	18
<u>Blågrønnalger</u>													
<i>Chamaesiphon confervicola</i>		***	*	**	*	**	*	*	**	*	*	*	*
<i>Clastidium setigerum</i>		*	**								*		
<i>Cyanophanon mirabile</i>		*	*	**		*	**	*	**		*	**	**
<i>Homoeothrix juliana</i>			**										
<i>Homoeothrix</i> sp.			*				*			*		*	
cf. <i>Lyngbya</i> sp.				3-4	2								
<i>Phormidium heteropolare</i>					*				*				
<i>Schizothrix lacustris</i>					*			*	*		*		
<i>Schizothrix</i> sp.			**		*								
<i>Stigonema mamillosum</i>			*		***	*	*	*	***		***	***	***
<i>Tolypothrix distorta</i>			*		*	**	**		***	***	2	***	1
<u>Grønnalger</u>													
<i>Binuclearia tectorum</i>		***	**	*				*		*			
<i>Bulbochaete</i> sp.			4		**	*	***	**	**	***			**
<i>Closterium</i> sp.		**		*	*	*			*	*	*		*
<i>Cosmarium</i> sp.		*	*	*	*	*		*					*
<i>Draparnaldia</i> sp.					*								***
<i>Hormidium rivulare</i>		*	*	*	**	*	1	**	**	***	**	**	**
<i>Microspora amoena</i>		*	*	2-3		**	*	1					
<i>Microspora</i> cf. <i>floccosa</i>			1-2										
<i>Microspora palustris</i>		2	4	3	***	3	3	2-3	2	1	1-2	1	1
<i>Mougeotia</i> sp. 6-8µm		*	**	*		*	*	*	**	*	*	*	**
<i>Mougeotia</i> sp. 14-15µm			*	*					*				
<i>Mougeotia</i> sp. 17-20µm										*	*	*	*
<i>Mougeotiopsis calospora</i>						3	**						
<i>Oedogonium</i> sp. 6-8µm			*		*		*	*		*	*		
<i>Oedogonium</i> sp. 14-18µm			**						*	*		*	
<i>Oedogonium</i> sp. 30-37µm		2	***	**		*	**	*		**	*		
<i>Penium</i> sp.		**	*					*					*
<i>Pleurotaenium</i> sp.			*										
<i>Spirogyra</i> sp. 23-26µm				3-4	**	*			*		1		
<i>Staurastrum</i> sp.		*		*							*	*	
<i>Stigeoclonium</i> sp.											*		
<i>Teilingia granulata</i>		*											
<i>Tetraspora gelatinosa</i>											*		
<i>Zygnema</i> b		3-4	1-2	**	4	**	**	**	**	*	**	**	**
Ubest. ulothrical alge 6-8µm					2								
Ubest. ulothrical alge 11-12µm		2											
<u>Gullalger</u>													
<i>Hydrurus foetidus</i>				2	2	1	*		**		1	*	1-2

(tab. 5.1 forts.)

Alge/gruppe	Stasjon:	1	2	4	5	6	8	10	11	12	14	15	18
<u>Kiselalger</u>													
Achnanthes sp.			**			*					**		*
Cymbella sp.				*					*	*	**	*	*
Eunotia spp.		**	**			**		*	*		*		*
Fragilaria sp.				*		*	*	*	*		*		*
Frustulia rhomboides		*	*		*	*			*	*	*	*	*
Tabellaria flocculosa		*	**	**	*	**	**	*	*	**	**	*	*
Ubestemte kiselalger		*			*	*				*	**		**
<u>Rødalger</u>													
Batrachospermum sp.							*						
Lemanea condensata					1	1	2	*	1		1	1-2	2
<u>Nedbrytere</u>													
Leptomitius lacteus												***	
Sphaerotilus natans												*	

Tallangivelse viser organismens prosentvise dekning av elveleiet (Dekningsgrad): 1=5%, 2=5-12%, 3=12-25%, 4=25-50%, 5=50-100%. Organismer som vokser blant/på disse er angitt med: ***=tallrik, **=vanlig, *=få eksemplarer.

Tabell 5.2. Artsliste for mosevegetasjon i Suldalslågen 1988. Nærvær er markert med (x). Subjektiv dekningsgrad ble ikke vurdert til fordel for en mer omfattende billedtolkning, se kap.5.3.

Art/gruppe	Stasjon:	1	2	4	5	6	8	10	11	12	14	15	18
<u>Levermoser</u>													
Scapania undulata		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Marsupella aquatica		x		x	x	x		x	x	x	x		x
Nardia compressa		x		x									x
Cephalozia sp.		x											
<u>Bladmoser</u>													
Blindia acuta			x										
Bryum pseudotriquetrum									x				
Dicranella palustris							x						
Drepanocladus exannulatus								x					
Fontinalis antipyretica		x	x	x	x	x		x	x		x		
Fontinalis dalecarlica				x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Fontinalis cf. squamosa					x	x			x		x	x	x
Polytrichum commune		x					x	x	x	x			x

Tabell 5.3. Artssammensetning i begroingsfunn i Suldalslågen september 1988. Tabellen inkluderer ikke moser og karplanter.

Art/gruppe	Stasjon:	1	2	4	5	6	8	10	11	12	14	15	18
<u>Blågrønnalger</u>													
Chamaesiphon confervicola				*	**	*	*		*			*	*
Cyanophanon mirabile	**				*	*	*		*		**	*	
Homoeothrix juliana												*	
Phormidium sp. 3-4µm				***							***		
Stigonema mamillosum								*		*		***	**
Tolypothrix distorta			*						***		***	*	
<u>Grønnalger</u>													
Binuclearia tectorum	**	*			**	**	*	**	*	*			
Bulbochaete sp.		***			***	***	***		***	***	**	*	**
Closterium sp.		*	*								*		*
Cosmarium sp.			*					*	*		*		*
Hormidium rivulare	***		*	*	*	*	*	**	***	**	**	***	*
Microspora amoena		**	**	**	***	***	*		*	*			
Microspora palustris		*	**	**	***	***	*	***	*	***	**	***	*
M. palustris var.minor								**	*	*		*	
Microspora cf.floccosa										**			
Mougeotia sp.6-8µm			*	*	**	*	*	**	*	*	**	*	**
Mougeotia sp.14-15µm	*	*	*				*	*			*	**	**
Mougeotia sp.27-29µm				*	**								*
Oedogonium sp.6-8µm		**					*	*		*	**		*
Oedogonium sp.17-20µm		*	**					***					
Oedogonium sp.23-26µm					**	*	**	**			**		**
Oedogonium sp.30-37µm				**						*		***	
Penium sp.					*	*	*			*			*
Spirogyra sp.17-20µm					**			*				*	**
Spirogyra sp.25-29µm			**	*				*			***		*
Staurastrum spp.			*			*			*		*		
Teilingia granulata			*					*		*		*	*
Zygnema b	***	***	***	***	***	*	***	***	**	*	***	***	**
<u>Gullalger</u>													
Hydrurus foetidus				***	***								
<u>Kiselalger</u>													
Achnanthes sp.													*
Cymbella spp.			*		*				*		*		*
Eunotia spp.		**	*	*	*	*	*	*	*		*	*	*
Frustulia rhomboides			*		*				*		*		*
Stenopterobia intermedia													*
Tabellaria flocculosa	***	**	*	*	**	*	*	**	**	**	**	**	***

Dekningsgrad er ikke tatt med i september-undersøkelsen. De ulike antall stjerner representerer i dette tilfellet organismenes mengdemessige dominans i prøven (se merknad til tab.5.1).

Moser

I tabell 5.2 er satt opp en oversikt over de moser som ble observert på de 12 stasjonene i april. P.g.a. minstevannføring i observasjonsperioden kan en med rimelig sikkerhet fastslå at samtlige moser i tabellen lever permanent submerst (alltid under vann). Det ble ialt observert 12 arter, 4 levermoser og 8 bladmoser. Av disse var det overveiende dominans av levermosene Scapania undulata og Marsupella aquatica, og bladmosene Fontinalis dalecarlica og F. antipyretica i hele vassdraget. Dekningsgraden av de ulike typer moseelementer i den kvantitative begroingsbeskrivelsen (kap.5.3) refererer seg hovedsaklig til disse artene. De resterende mosene ble bare registrert spredt enkeltvis og hadde liten biomassemessig betydning.

I Suldalslågen er det pr. i dag to klart definerte mosesamfunn. Det ene er levermose-samfunnet som i hovedsak består av Scapania undulata og Marsupella aquatica. Disse danner mørkegrønne til rødlig puter på steiner i hele elveprofilen og er meget strømtolerante. I disse putene kan en finne mindre forekomster av arter som Nardia compressa, Cephalozia sp., Blindia acuta og Polytrichum commune. Sistnevnte art er hovedsaklig beskrevet som en terrestrisk art, men er også tidligere funnet permanent submers i Tovdal- og Gjerstad-vassdraget (Næss 1983). Det andre mosesamfunnet er Fontinalis-samfunnet hvor lange dusker av Fontinalis dalecarlica dominerer. Fontinalis antipyretica som er mindre strømtolerant enn F. dalecarlica var ikke så dominerende og ble sjelden målt til skuddlengder større enn 40 cm. Fontinalis dalecarlica ble imidlertid målt til hele 1.2 m flere steder. Til sammenligning ble det i Vossevassdraget målt lengder på henholdsvis 1 m og 1.5 m på de to artene (Ballestad 1981). Dette samfunnet var på flere stasjoner dominerende langs sidene på elveprofilen med tepper på nær 100% dekning. På disse stasjonene var det vanlig med en forskyvning i artsdominans ut mot midten av elveprofilen mot et blandingssamfunn av puter med levermoser og enkelte skudd av Fontinalis.

Av karplanter observert i elveprofilen var det først og fremst klovasshår (Callitriche hamulata) som flere steder kunne danne renbestander opp til 1 m² størrelse som lysegrønne felter ofte midt i elveprofilen. Krypsiv (Juncus bulbosus) var mindre vanlig enn klovasshår og forekom helst i enkeltstående tuer nær bredden. Forøvrig virket makrovegetasjonsforholdene å være lite endret siden midten av 1970-åra (Rørslett & Skulberg 1975).

5.3 Kvantitativ forekomst av begroing i Suldalslågen

5.3.1 Kvantitativ bestemmelse av begroing og "slam"

Begroingen på elvebunnen kan kvantifiseres ved å bestemme biomassen, dvs. organisk tørrstoff i samfunnet målt pr. arealenhet. Når tilførslen av detritus (dvs. planterester og annet organisk stoff) utenfra er beskjedent, kan biomassen med god nøyaktighet bestemmes ved å veie organisk materiale pr. arealenhet. Forholdene i Suldalslågen tilsier at man kan velge denne løsningen for å bestemme biomasse. Alternativt kan det måles på parametre som er spesifikke for levende plantemateriale, f.eks. klorofyll a.

Nedslamming av elvebunnen er en vanskelig prosess å kvantifisere. I motsetning til hva tilfellet er med begroing, finnes det ingen naturlig avgrensning av deponert finpartikulært materiale mot den opprinnelige elvebunnen. "Slam" defineres derfor her som uorganisk materiale i begroingsprøvene når disse er samlet slik som det beskrives nedenfor. Denne definisjonen er i samsvar med begrepet "uorganisk tørrstoff" anvendt av Skulberg (1986).

Elvesamfunnene har typisk en mosaikkartet forekomst. Dette innebærer at kvantitativ bestemmelse av biomasse pr. arealenhet er forbundet med en mulighet for store feilkilder. Saunders & Eaton (1976) foreslo en to-trinns strategi for prøvetaking i elver som langt på vei reduserer usikkerheten i de kvantitative anslagene. I hovedtrekk ble deres metode brukt i Suldalslågen, men istedet for transektanalyser brukte vi randomisert prøvetaking i dybdeintervallet 0-1.25m. Tilsvarende ble kvantitative prøver samlet ved randomisert utvalg. Fotografisk registreringsteknikk ga muligheter for å samle et meget stort antall prøver til bestemmelse av begroingssamfunnets dekningsgrad.

Plasering av de enkelte stasjonene ble bestemt etter en befarings i februar 1988, hvor de fleste tidligere anvendte lokaliteter i vassdraget ble oppsøkt. Det ble lagt vekt på at stasjonen skulle være representativ for en viss elvestrekning, helst 2-300 m, og forøvrig burde stasjonen før ha vært brukt til kvantitative formål - dette kravet var imidlertid ikke absolutt.

Feltarbeidet ble utført i to omganger, i april og september 1988. På lavvannføring i april ble det i tillegg lagt ut profiler over elva ved st. 2, 10 og 18. Ugunstige strøm- og vannføringsforhold tillot ikke tverrprofiler i september.

Etter en kort befaringsrunde på stasjonen for å bestemme lokalitetens

særpreg ble det samlet inn steiner med representative begroings-samfunn. På hver stasjon ble det i april samlet inn fra 7 til 19 steiner som ga fra 18 til 25 kvantitative prøver pr. stasjon. I september ble det tilsvarende samlet inn fra 9 til 15 steiner som ga 15 kvantitative prøver pr. stasjon. Før steinene forsiktig ble tatt opp, ble dyp og strømhastighet målt like over steinen. Strømhastigheten ble målt med et instrument av type Schiltnect, modell Micro-Mini-Water 642. Hver stein ble så plassert i et kar med vann for at begroingssamfunnet skulle få sin naturlige struktur. Deretter ble en plexiglass-sylinder plassert oppå steinen og det avgrensede areal på 28.3 cm² skrapet rent for begroing. Det avskrapte materialet ble så kvantitativt overført til et plastbeger for fryselagring. Fra hver stein kunne det tas fra 1 til 4 prøver alt etter størrelse og grad av forstyrrelse under selve prøvetakingen.

I laboratoriet ble prøvene tint og frafiltrert vann. Deretter ble prøven tilsatt 100% metanol for ekstraksjon av klorofyll a. Selve klorofyllanalysen på ekstraktet fulgte Norsk standard NS 4767. Prøven ble deretter frafiltrert overskudd av metanol og tørket ved 105 °C i 18-24 timer for å finne total tørrvekt av begroingssamfunnet. Det var her nødvendig å korrigere for tap av organisk materiale til metanol-ekstraktet. Etter tørking ble prøvene glødet ved 550 °C i 4 timer for å finne forholdet mellom organisk og uorganisk materiale i prøvene.

For å oppnå gode anslag for arealforekomst av vegetasjonselementer ble elvebunnen fotografert med undervannskamera i henhold til Rørslett et al. (1978). Gjennomgående ble det anvendt 0.25m² prøveflater, med unntak av strømhårde steder der vi måtte bruke skråfotografering uten fast avgrensning mot elvebunnen. Dekningsgraden av de ulike hovedkomponentene (blad- og levermoser, trådformede alger, karplanter m.v.) ble bestemt direkte på bildene med standard bearbeidingsteknikk; dvs. visuell bestemmelse i stereolupe ved 40X forstørrelse. Vi har ikke brukt en korreksjon for helning av elvebunnen (Saunders & Eaton 1976: 92-93) siden denne korreksjonsfaktoren i Suldalslågen ville være svært nær 1 og dermed ha betydd lite for sluttresultatet. Dekningsgraden er et tilnærmet uttrykk for sannsynligheten for å påtreffe det gitte begroingselementet innenfor et lite område på elvebunnen (siden en dekningsgrad, pr. definisjon, utgjør projeksjonsarealet mot elvebunnen).

Ved beregningene av biomasse (organisk tørrstoff) ble data for moser (levermoser og bladmoser) og perifytiske alger slått sammen til en felles verdi som omfatter hele den organiske delen av begroingssamfunnet.

Veide anslag for begroingssamfunnets biomasse ble funnet ved følgende formler, som er modifisert fra Saunders & Eaton (1976).

1. Veid middelbiomasse for k komponenter i begroingssamfunnet:

$$\hat{X} = \sum_{i=1}^k p_i \bar{x}_i \quad (5.1)$$

hvor: p_i = andel av elvebunnen dekket for kategori i

$$\bar{x}_i = \frac{1}{n_i} \sum_{j=1}^{n_i} x_{ij}$$

x_{ij} = kvantitet i prøve j av kategori i

n_i = antall kvantitative prøver for kategori i

2. Variansen til estimatet beregnes som:

$$v(\hat{X}) = \frac{1}{N(N-1)} \left\{ \sum_{i=1}^k N p_i \bar{x}_i^2 - N \hat{X}^2 + \sum_{i=1}^k \frac{s_i^2}{n_i} N p_i (N p_i - 1) \right\} \quad (5.2)$$

hvor: N = antall kvalitative prøver (hvor p er bestemt)

s_i^2 = varians i kvantitative prøver fra kategori i

3. Variansen kan (tilnærmet) betraktes som tilhørende en normal fordeling, slik at f.eks. 95% konfidensintervall kan beregnes i henhold til

$$\hat{X} \pm 1.96 \sqrt{v(\hat{X})} \quad (5.3)$$

Alternativt kan standardfeil beregnes som $\sqrt{v(\hat{X})}$.

I følge Saunders & Eaton (1976) er uttrykket (5.3) anvendbart dersom man har slumpvis prøvetaking av en variabel med tilfeldig ("random") fordeling; alternativt, at prøvetakingsintervallet er større enn mellomrommet mellom klumper av begroing i mosaikken på elvebunnen. Det kan antas at disse betingelsene er oppfylt for samfunnene i Suldalslågen. Saunders & Eaton (1976) påpeker at estimatet gitt av (5.3) antakelig er "konservativt" i de fleste tilfelle.

5.3.2 Profiler på tvers av elva

På lavvannføring i april 1988 ble det lagt ut profiler over elva ved st. 2, 10 og 18 for å undersøke begroingsforholdene mer detaljert. En merket snor ble strukket over elva og forankret til elvebunnen. Deretter ble det tatt bilder langs snora for hver meter (transekt 2 og 18) og for hver andre meter på transekt 10 for å bestemme dekningsgraden av de ulike begroingselementer. Steiner ble samlet inn langs transektlina i den grad det lot seg gjøre slik at alle typer begroingselementer ble dekket. Middelerverdier for de kvantitative parametre av de ulike begroingselementer ble deretter relatert til tilsvarende dekningsgrader på bildene for konstruksjon av det endelige transektprofil.

St. 2: Fiskerhytta

Figur 5.2 fremstiler resultatene fra transektet på stasjon 2 som lå ca. 1 km nedstrøms utløpsosen av Suldalsvatn. Som det fremgår av profilen var elva her relativt smal og dyp, 33 m bred og ca. 155 cm på det dypeste. Begroingen var svært ensartet med et relativt tynt levermoselag overdekt med grønnalger av både yngre og eldre opphav. På grunn av begynnende dekomponering av de eldre algedelene, virket hele samfunnet svært lite friskt med et gråbrunt detritusbelegg som det dominerende synsinntrykk. Bladmoser og karplanter var fraværende langs hele transektet. Ser en nærmere på dekingen av levermosene, var det en tydelig skjev fordeling langs transektet med et minimum på nord-siden på rundt 10-15% deking og et maksimum på 90-95% deking på sørsiden. Dekningen av friske grønnalger varierte mellom <5% og 50% og fulgte til dels mønsteret til levermosene. Dette illustrerer godt i hvilken grad steiner med levermose er et godt substrat for den nye generasjonen grønnalger i forhold til bare steiner.

På grunn av det ensartede begroingssamfunnet vil de kvantitative mål i dette tilfellet få den samme kurveprofil som dekningsgraden av levermoser. Klorofyll a varierte mellom 5 og 48 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$ med et middel på 29 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$ for hele profilen. Tilsvarende varierte biomassen målt som mengde organisk materiale mellom 3 og 30 mg/cm^2 med et middel på 18 mg/cm^2 . Klorofyll a utgjorde i dette tilfellet ca. 0.16% av den organiske biomassen, noe som klart viser stor andel av "død" ikke-fotosyntetiserende biomasse. Til sammenligning kan nevnes at andelen av klorofyll a i rene Fontinalis-prøver fra februar og april var i gjennomsnitt på samme nivå 0.16-0.17% av organisk tørrvekt mens det økte til 0.51% i september (alle stasjoner).

Mengde uorganisk tørrstoff varierte mellom 16 og 150 mg/cm² med en middelværdi på 92 mg/cm². Dette tilsvarer 83.6% av den totale tørrvekt av begroingsamfunnet, som klart viser en overvekt av oppsamlet uorganisk materiale. Dette uorganisk materiale besto av finsand og moser som mose- og algevegetasjon naturlig vil filtrere fra de passerende vannmasser i et elvesystem hvor det stadig forflyttes og transporteres løsmateriale.

St. 10: Kvæstad

Fig. 5.3 viser resultatene fra transektet på stasjon 10 som lå ca. midtveis mellom Suldalsosen og Tjelmane bru. Som det fremgår av figuren var elva her 52 m bred og hadde en tilnærmet flat bunnprofil på ca. 85-95 cm dyp. Begroingsamfunnet var her av en helt annen karakter enn på det foregående transektet. Elvebunnen virket renere og de enkelte begroingselementer kom tydeligere frem. Bladmosene som i dette tilfellet vesentlig besto av Fontinalis dalecarlica hadde en dekning varierende fra <5-100%. Den klart største dekning var langs bredden på nordsiden av elva. Selv om det ikke fremgår av figuren (noe som i dette tilfellet kan skyldes litt for stor avstand mellom undervannsbildene), var bredden på sørsiden av elva også flere steder dekket med nær 100% bladmoser. Dette syntes å være et typisk kantsonefenomen i dette området. Dekningen av levermoser var generelt høyere og varierte innenfor 0-85%. Det var tydelig et samsvar mellom alternerende dekning av bladmoser og levermoser som generelt resulterte i en høy mosedekning langs hele transektet. Mengden alger var på dette transektet betydelig redusert med en gjennomsnittlig dekning på <10%. Det var fortsatt trådformede grønnalger som dominerte men også enkelte dusker av rødalgen Lemanea condensata sto innimellom mosene. Av karplanter var det vesentlig Callitriche hamulata som dannet små tuster innimellom mosene, men dekningen var nokså ubetydelig (<5%).

Biomassen målt som klorofyll a varierte mellom 15 og 90 µg/cm² med et middel på 49 µg/cm². Klorofyllprofilen langs transektet viste god korrelasjon ($r=0.78$) med dekningen av bladmoser. Dette er naturlig i og med at bladmosesamfunnet gjennomgående viste langt høyere innhold av klorofyll enn levermosesamfunnet i hele prøvematerialet. Organisk tørrstoff varierte mellom 23 og 81 mg/cm² med et middel på 63 mg/cm² over hele transektet og illustrerer godt den totale mosedekningen. Klorofyll a utgjorde i dette tilfellet bare 0.08% av den organiske biomassen, m.a.o. en halvering i forhold til foregående transekt; samtidig som mengden organisk materiale hadde økt med en faktor på 3.5. Dette skyldes hovedsaklig levermosesamfunnene på de to stasjoner som var svært forskjellig utviklet. På stasjon 10 var levermoseputene betydelig høyere noe som naturlig gir større organisk biomasse pr.

arealenhet med samme dekningsgrad. Klorofyll-innholdet vil likevel ikke økes i særlig grad fordi den tette putedannelsen bare tillater aktiv fotosyntese aller øverst p.g.a. begrenset lystilgang. Følgelig vil klorofyllet i moseplantene samles i skuddspissene noe som naturlig begrenser mengde klorofyll pr. arealenhet ved maksimal dekning.

Mengden uorganisk materiale hadde meget høye verdier varierende mellom 156 og 713 mg/cm² med et middel på 498 mg/cm². Verdiene langs transektet var meget godt korrelert ($r=0.97$) til dekningen av levermoser. Dette indikerer at levermose "putene" inneholder relativt store mengder finsand og mo som er frafiltrert vannmassene. Mengden uorganisk materiale utgjorde 88.8% av den totale tørrvekten av begroingssamfunnet, dvs. en liten økning i forhold til transekt 2. Forskjellen er imidlertid så liten at det kan være grunnlag for å si at tykkelsen på levermosesamfunnet er den avgjørende faktor for mengde uorganisk materiale, eventuelt slam en vil finne på hver stasjon.

St. 18: Tjelmane

I figur 5.4 er fremstilt resultatene for transektet på stasjon 18 ved Tjelmane bru nederst i elva. Som det fremgår av figuren var elva her 31 m bred med en svært asymmetrisk og noe småkupert bunnprofil. Maksimaldyp ble målt til ca. 95 cm. Det ble målt strømhastighet både i overflaten og nær bunnen langs dette transektet. Det var svært god overensstemmelse mellom dyp og strømhastighet. Maksimal strømhastighet både i overflaten og nær bunnen på henholdsvis 130 og 85 cm/s ble målt på det dypeste punkt i elveprofilen.

Begroingssamfunnet langs transektet var mye likt stasjon 10 hva renhet angikk, men dekningen av de ulike elementer var betydelig redusert. En viktig faktor her er bunnssubstratet som på denne stasjonen var helt dominert av mindre steiner og som dermed virker mer ustabil over tid. Dette er av vesentlig betydning for etablering og varighet av de ulike begroingselementer. Bladmosene hadde en dekning fra 0-35% med den største dekning langs bredden og de grunneste partier. Det var et tydelig "hull" i det mest strømsterke partiet. Levermosene hadde den samme variasjonsbredden <5-35% dekning, men hadde generelt noe høyere dekning totalt. Også levermosene var sterkt redusert dekningsmessig i det mest strømsterke partiet. Karplantene var helt ubetydelig representert langs transektet, mens den totale algedekningen varierte mellom 0 og 20%. Grønnalgene var nærmest borte på denne stasjonen, mens den strømtolerante rødalgen Lemanea condensata dominerte.

Biomassen målt som klorofyll a varierte i området 2-41 µg/cm² med en middelvei på 17 µg/cm². De høyeste klorofyllverdier var også her

relatert til relativt høy bladmosedekning, men fikk ikke så markerte utslag p.g.a. generell lav mosedekning og en jevnere fordeling mellom de to mosesamfunn. Mengden organisk materiale varierte i området 1-25 mg/cm² med en middelvei på 11 mg/cm². Dette var noe lavere enn i transekt 2 og betydelig lavere enn transekt 10. Andelen av klorofyll a i forhold til organisk materiale var her 0.15%, omtrent det samme som for transekt 2. Uorganisk materiale var redusert til verdier i området 8-128 mg/cm² med middel på 54 mg/cm². Andelen av uorganisk materiale i forhold til total tørrvekt av begroingsamfunnet var på 83.1%, dvs. det samme nivå som på transekt 2.

* * *

Ser en på de tre transektene samlet representerer hvert transekt helt forskjellige deler av elva hvor de fysiske forhold som substrat, elvprofil og vannføring varierer forskjellig. Det er derfor vanskelig å sammenligne resultatene direkte uten å trekke inn resultater fra de øvrige elvestasjonene. For nærmere diskusjon se s. 106 -115.

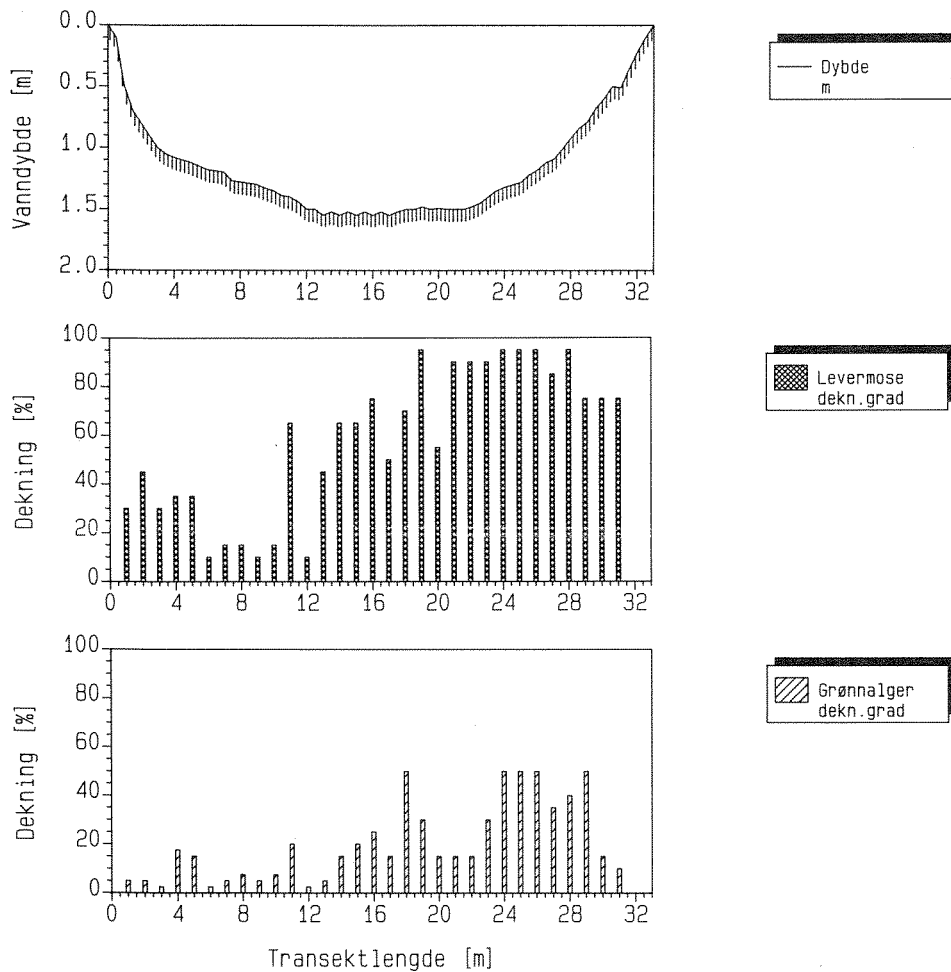


Fig. 5.2. Transekt i Suldalslågen ved st.2 Fiskerhytta. Dybdeprofil og % dekning av moser og grønnalger.

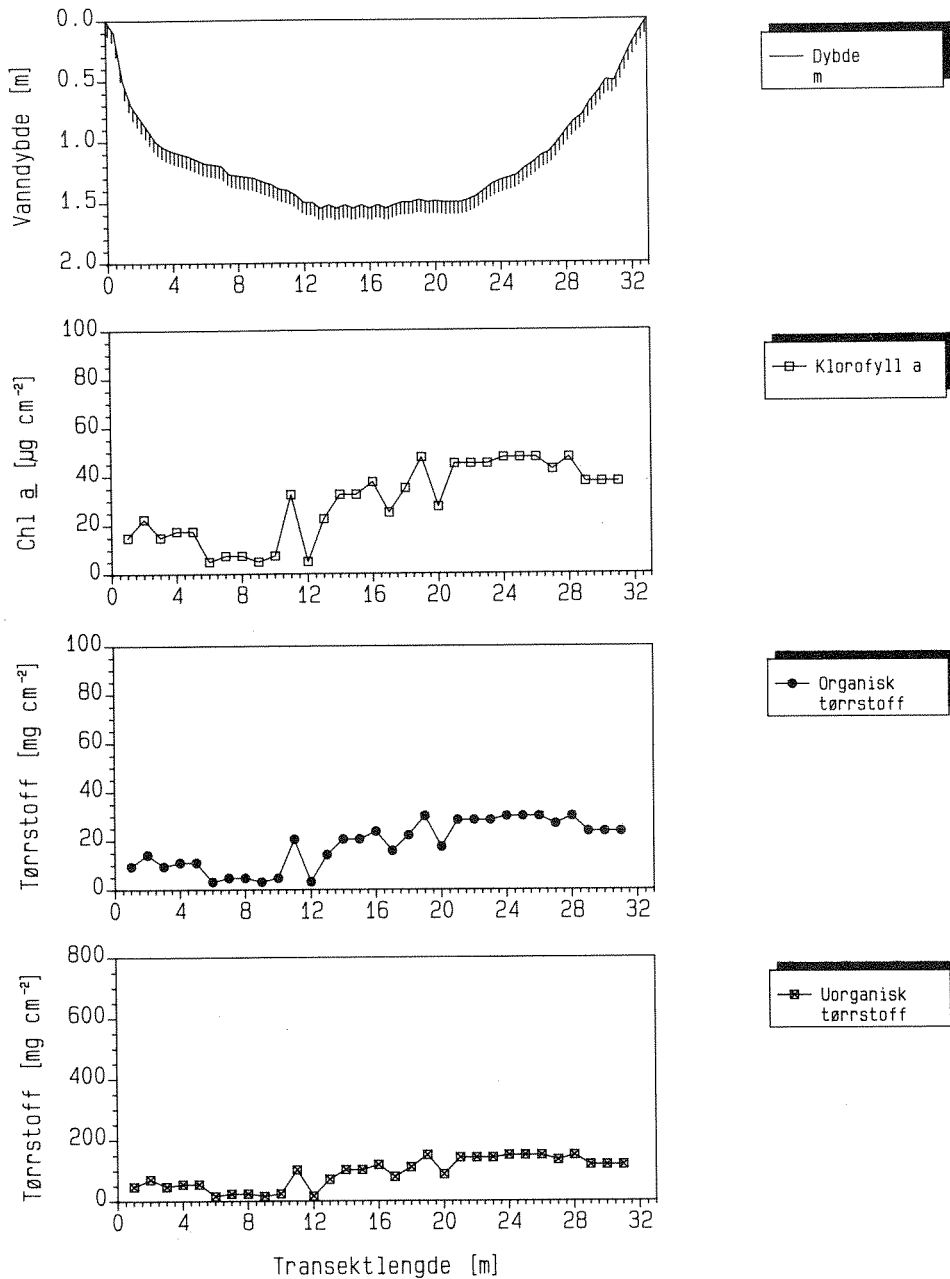


Fig. 5.2. (forts). Transekt i Suldalslågen ved st.2. Fiskerhytta. Dybdeprofil samt mengde klorofyll a, organisk og uorganisk tørrstoff pr. cm^2 elvebunn.

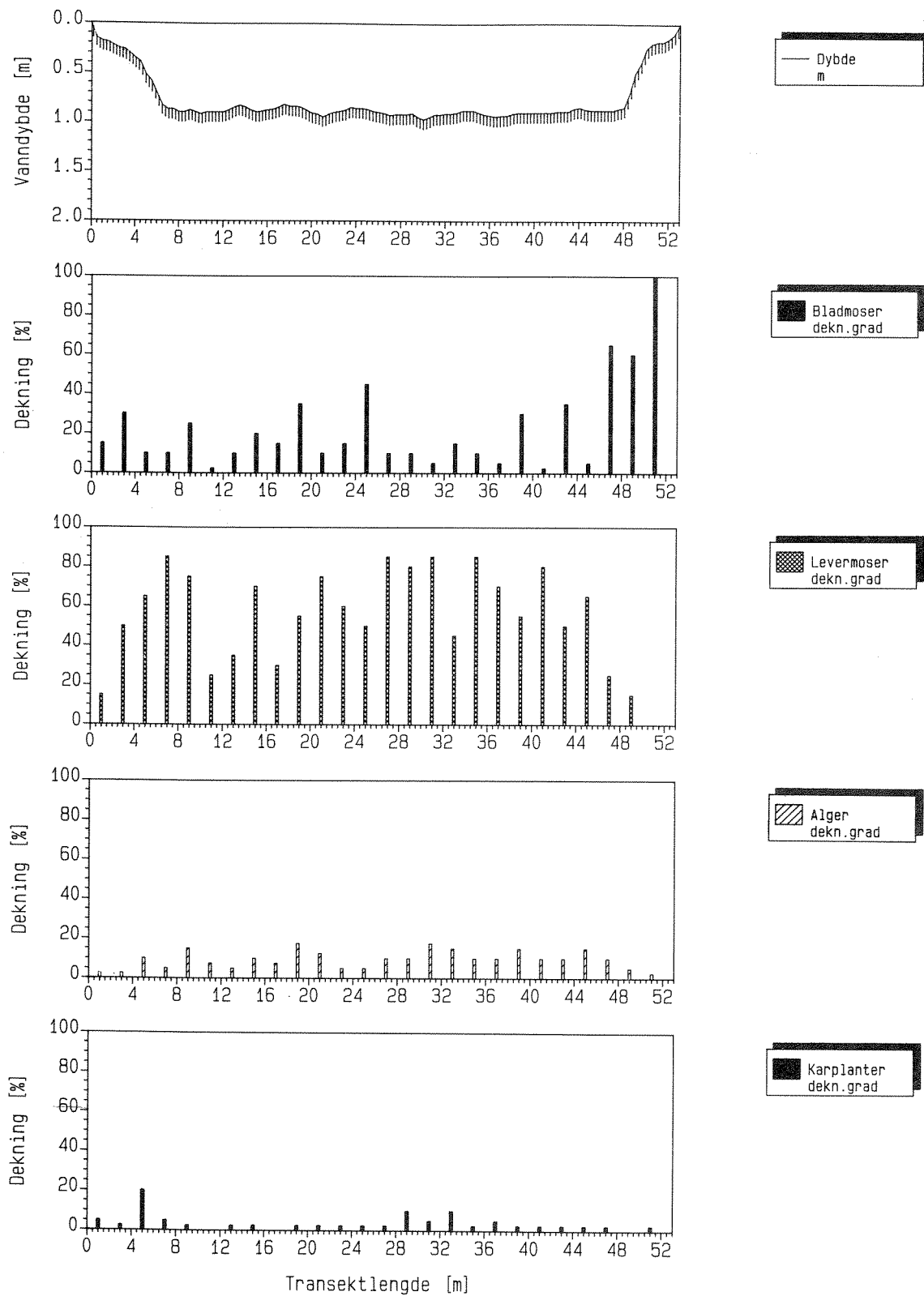


Fig. 5.3. Transekt i Suldalslågen ved st.10 Kvæstad. Dybdeprofil og % dekning av bladmoser, levermoser, alger og karplanter.

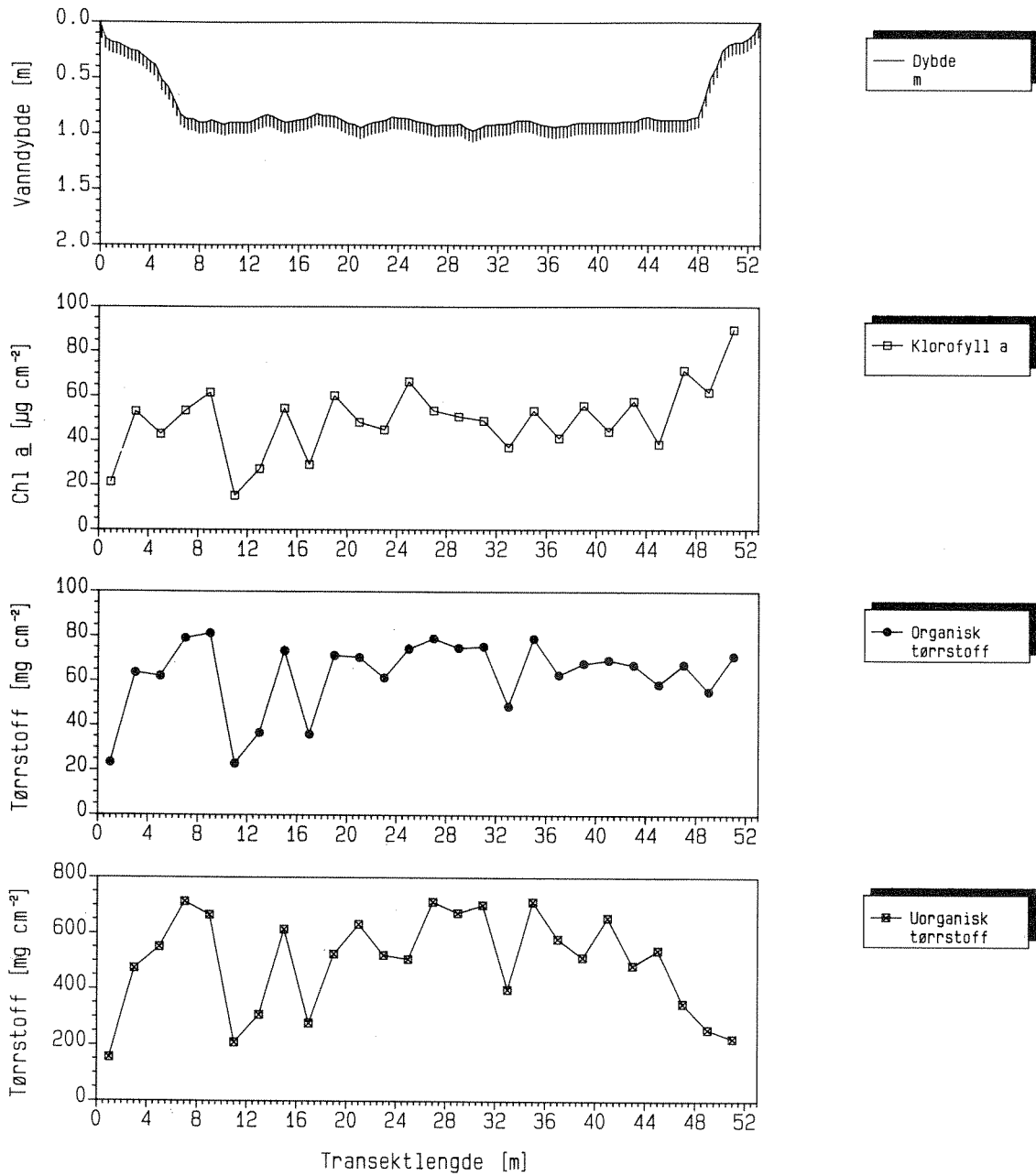


Fig. 5.3. (forts). Transekt i Suldalslågen ved st.10 Kvæstad. Dybdeprofil samt mengde klorofyll a, organisk og uorganisk tørrstoff pr. cm^2 elvebunn.

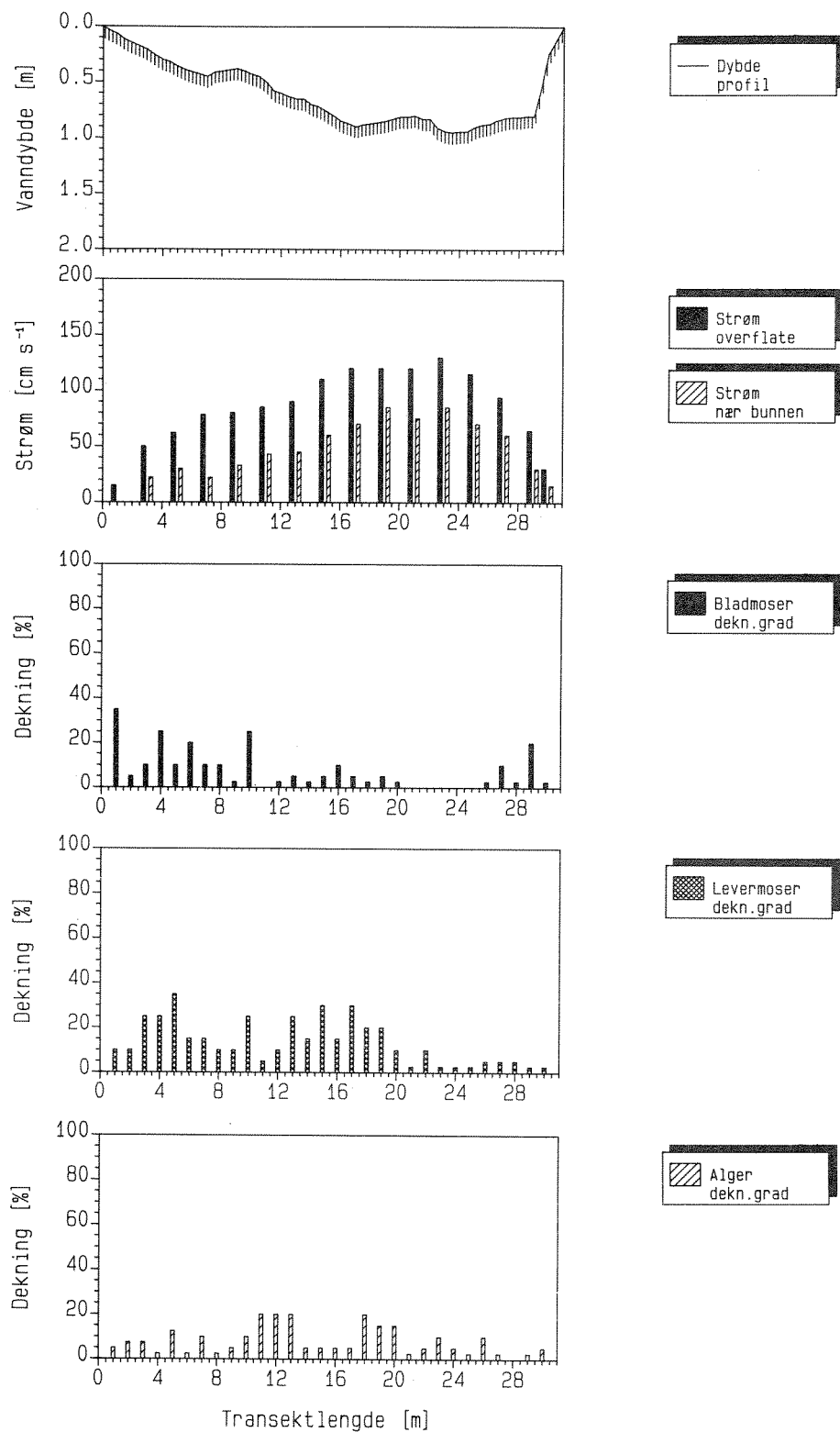


Fig. 5.4. Transekt i Suldalslågen ved st.18 Tjelmane. Dybdeprofil, strømshastighet og % dekning av bladmoser, levermoser og alger.

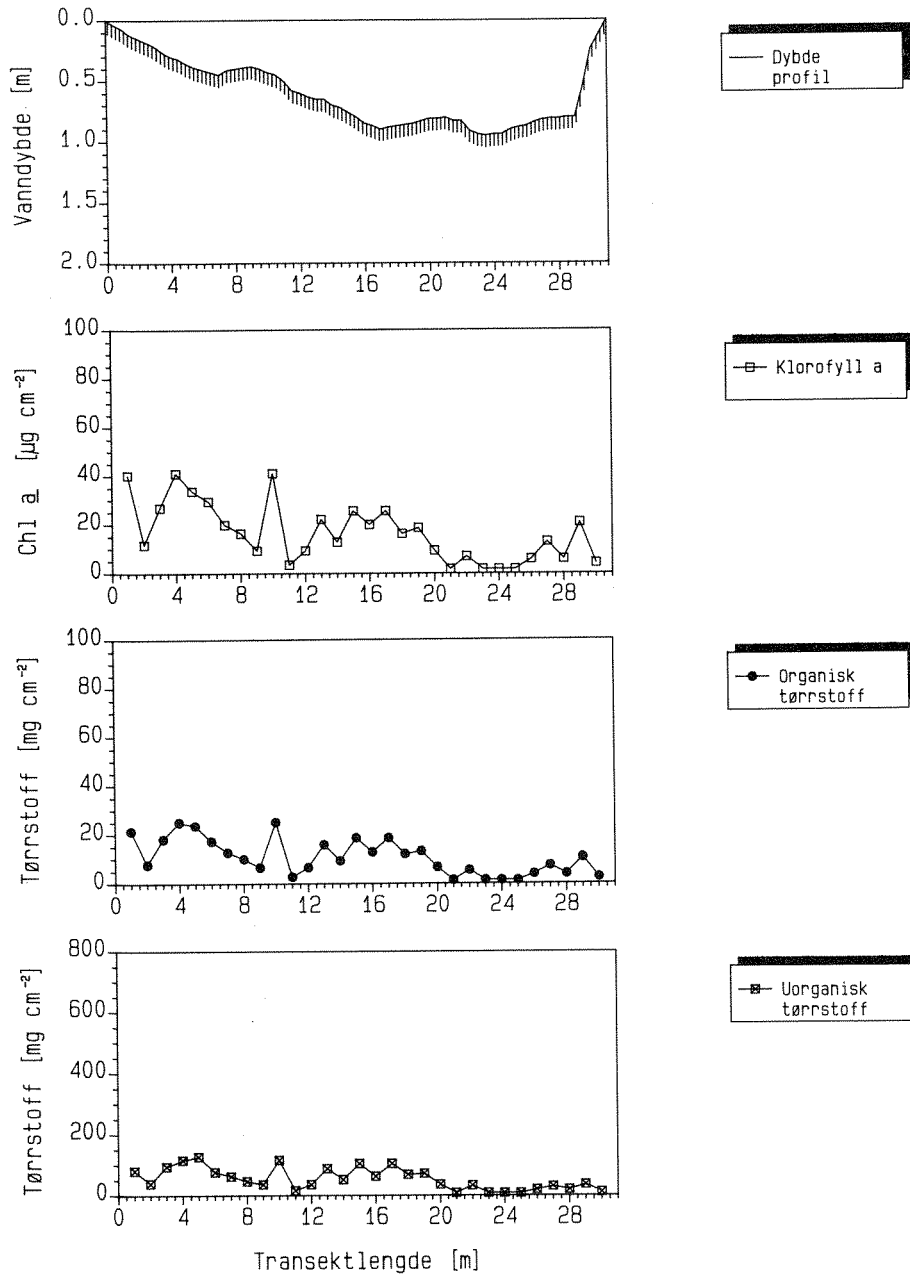


Fig. 5.4. (forts.) Transekt i Suldalslågen ved st.18 Tjelmene. Dybdeprofil samt mengde klorofyll a, organisk og uorganisk tørrstoff pr. cm^2 elvebunn.

5.3.3 Begroingsutvikling langs Suldalslågen: generelle trekk

Elvebunnen i Suldalslågen har en høy grad av kolonisering med ulike begroingsorganismer. Videre forekom de enkelte begroingselementene ofte i kombinasjon. For hele elvestrekningen under ett, viser tab. 5.4 (nedenfor) at begroingen dekket omkring 79% av elvebunnen. Arealandelen gjelder her elveleiet under en regulert situasjon, dvs. ved en vannføring omkring 20-50 m³/s.

Bunnsedimentene ble analysert særskilt ved bildeanalysen på stasjonsbildene. Siden de enkelte substrat-typene ble bedømt uavhengig tjener summen av de individuelle dekningene som kontroll på bildeanalysens nøyaktighet. Denne summen var ca. 102% (tab. 5.4), noe som viser at opplegget har fungert tilfredstillende.

Tabell 5.4. Arealdekning av begroingsgrupper og bunnslag i Suldalslågen 1988. Estimert fra fotografiske observasjoner (N=843).

Kategori	Gj.snitt ± st.feil (% dekning)	Median	
Stein	84.0 ± 1.15	100	} særskilt bestemt dekning
Grus	4.1 ± 0.50	0	
Sand	13.7 ± 0.90	0	
Sum sediment	: 101.8 ± 1.38	100	
Moser: samlet	64.2 ± 1.04	72	
" Bladmoser	26.3 ± 1.06	10	
" Levermoser	37.9 ± 0.96	40	
Grønnalger	19.4 ± 1.01	5	
Rødalger (<u>Lemanea</u>)	0.4 ± 0.07	0	
Andre*	1.9 ± 0.22	0	
Karplanter	3.1 ± 0.25	0	
Begroing totalt	: 78.6 ± 0.89	90	

* hovedsaklig diatoméer/Hydrurus, noen få identifiserbare kolonier av Sphaerotilus-type.

Midlere dyp for de fotografiske observasjonene (N=454 med dybde målt direkte i felt) var 0.88m (median 0.85), med variasjon fra 0.55 til 1.25m. Transektanalysene i foregående avsnitt indikerer at dette er nokså representativt for elveleiet som sådan. Det var en svak men statistisk signifikant sammenheng mellom forekomst av moser og foto-

grafisk observasjonsdyp (v;m) (% mose = 151 - 99v; $r^2 = 13.3\%$, $t=7.7$, $p < 0.001$). Ingen av prøveseriene viste noe signifikant samband mellom organisk eller uorganisk tørrstoff og vanddyb.

Det kan nevnes at Sphaerotilus-liknende kolonier ble funnet på bilder fra st. 4 og 12, hvor man forøvrig ikke observerte tegn på belastning med avløpsvann i de ordinære begroingsprøvene. Denne organismetypen viser éntydig at det er tilførsler av urensset eller dårlig rensset kloakkholdig vann. Det ble funnet markert forekomst av Sphaerotilus og Leptomyces ved st. 14 i separate begroingsprøver for den kvalitative analysen (tab. 5.1); denne stasjonen er lokalisert flere km nedstrøms st. 12 og dette kan indikere at denne del av Suldalslågen er særlig utsatt for lokale forurensende kilder. Resultater fra elementinnholdsanalyse antydte at det kunne være lokale tilførsler nær st. 4, 10 og 14; noe som støtter antagelsen om ekstra belastning på strekningene henholdsvis nedstrøms renseanlegget (Sørestadroren) og Kvæstad-Sotaskårhølen.

Bildematerialet dokumenterte at det var til dels store forskjeller mellom stasjonene hva begroing angår, både i tid og rom. Disse forholdene er fremstilt på fig. 5.5-10. Særlig påfallende er de store skiftningene i algeforekomst. En-veis variansanalyse (ANOVA) viste signifikante forskjeller i forekomst av trådformede grønnalger mellom april og september mens det ikke var påvisbare ulikheter i mosedekningen (tab. 5.5).

Tabell 5.5. En-veis variansanalyse på forskjeller i dekning mellom vår- og høstsituasjonen i Suldalslågen 1988.

	Dekning (%) \pm st.feil		F-verdi	p
	April (N = 448)	September (N = 395)		
Grønnalger	4.9 \pm 0.11	35.8 \pm 1.77	317	< 0.001
Moser	64.6 \pm 1.29	63.8 \pm 1.67	0.2	NS

Fordelingsmønstrene for de ulike komponentene i begroingssamfunnet er fremstilt i fig. 5.5-7. Figurene viser klart de store ulikheter som eksisterer nedover vassdraget, særlig for algenes vedkommende. Forskjellene mellom algeandel i tid (april-september) og rom (langs vassdraget) faller sammen med hydrologiske forskjeller. Vannføringsregimet er vist å bli tiltakende ustabil nedover i Suldalslågen. Algene er et opportunistisk innslag i begroingssamfunnet som lett løsriver ved flomsituasjoner. Dette er i langt mindre grad tilfelle for mose- og

karplantekomponentene i begroingsamfunnet. Disse gruppene viser da også en langt jevnere fordeling og forekomst langs vassdraget. På elvas nedre deler hvor substratet skifter til småstein og sand blir disse gruppene også redusert i omfang. Dette kan tilskrives det mer ustabile substratet i de nedre deler av Suldalslågen.

For hele Suldalslågen var veid midlere biomasse for april-serien $38.9 \pm 4.72 \text{ mg/cm}^2$ (\pm standardfeil; N=12 stasjoner). Data fra september samme år ga tilsvarende anslaget $34.1 \pm 4.56 \text{ mg/cm}^2$. Variasjonskoeffisienten (CV) varierte mellom 13.1 og 22.7% (gjennomsnitt 17.4%). Dette indikerer at prøveopplegget har vært velegnet til å redusere usikkerheten i de kvantitative anslagene. Basert på de foreliggende data om biomasse og anslag over algekomponentens størrelse (dels fra litteratur, dels fra eldre målinger) kan vassdragets samlede biomasse beregnes (tab. 5.6).

Tabell 5.6. Beregnet gjennomsnittlig og total biomasse for begroingsamfunnene i Suldalslågen. For algekomponenten i begroingen er det anvendt hhv. lav (2%) og høy (10%) andel; dette tilsvarer anslagsvis en vinter- og en sommersituasjon.

Komponent i begroingsamfunnet	Biomasse (organisk tørrstoff)	
	pr. arealenhet mg/cm^2	totalt i Suldalslågen tonn
Moser	33	450
Alger	0.7-3	10 - 50
Karplanter	< 1	< 15

Det fremgår klart av tab. 5.6 at begroingen i kvantitativ sammenheng domineres av mosene. Ved beregningene er blad- og levermoser slått sammen til én gruppe; vektmessig utgjør de to typene ca. 50% hver.

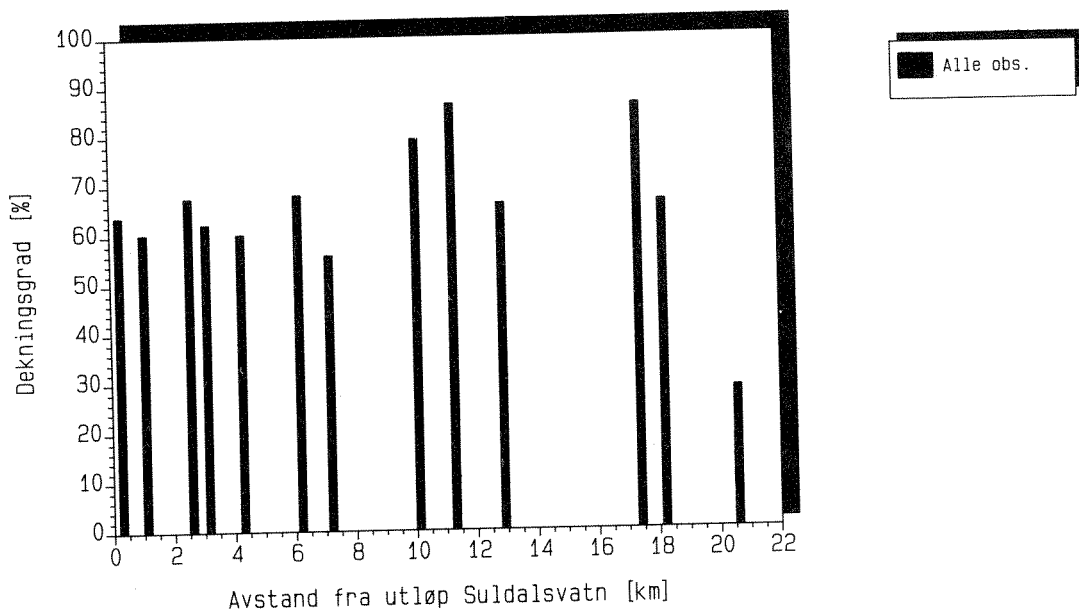


Fig. 5.5. Dekning % av moser på stasjonene i Suldalslågen 1988. Gjennomsnitt av alle observasjoner på hver enkelt stasjon.

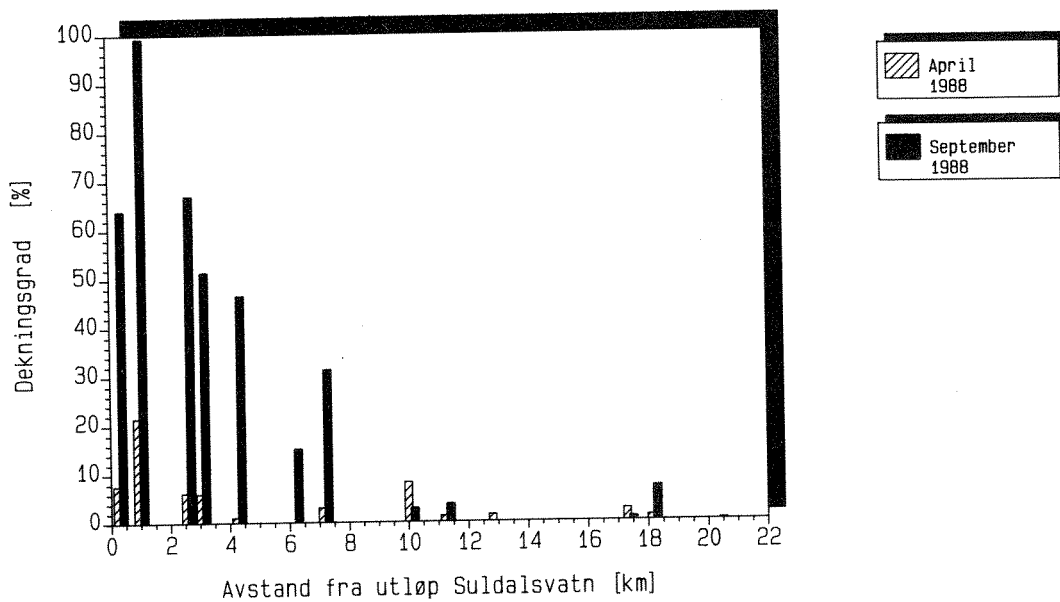


Fig. 5.6. Dekning % av trådformede grønnalger på stasjonene i Suldalslågen 1988. Data er presentert separat for april (åpen skravur) og september (heldekkende skravur).

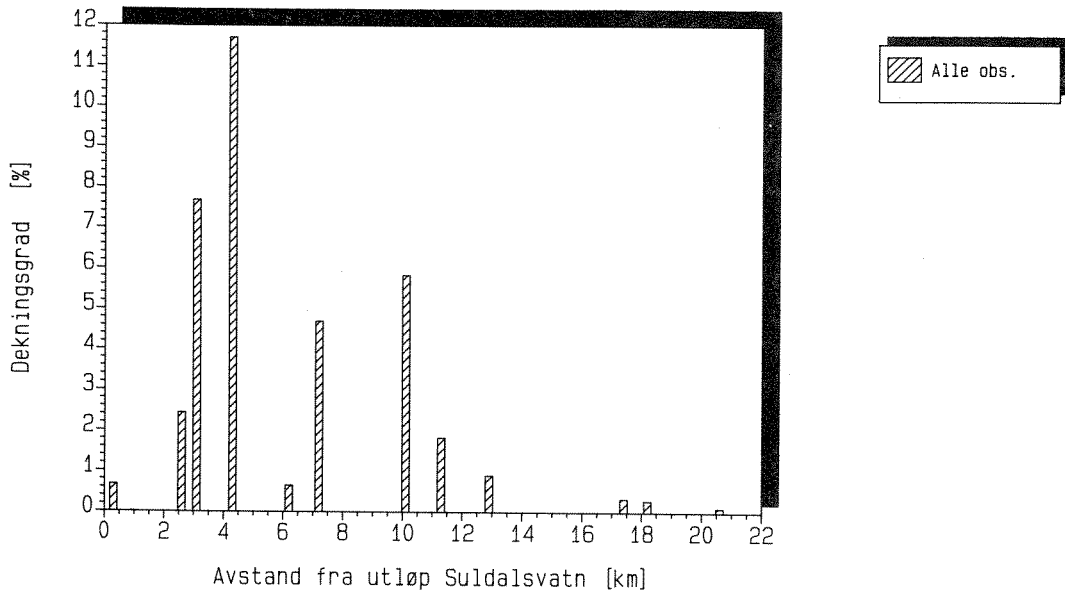


Fig. 5.7. Dekning % av karplanter (dvs. *Callitriche* og *Juncus*) på stasjonene i Suldalslågen 1988. Data er gitt som gjennomsnitt av alle observasjoner på hver enkelt stasjon.

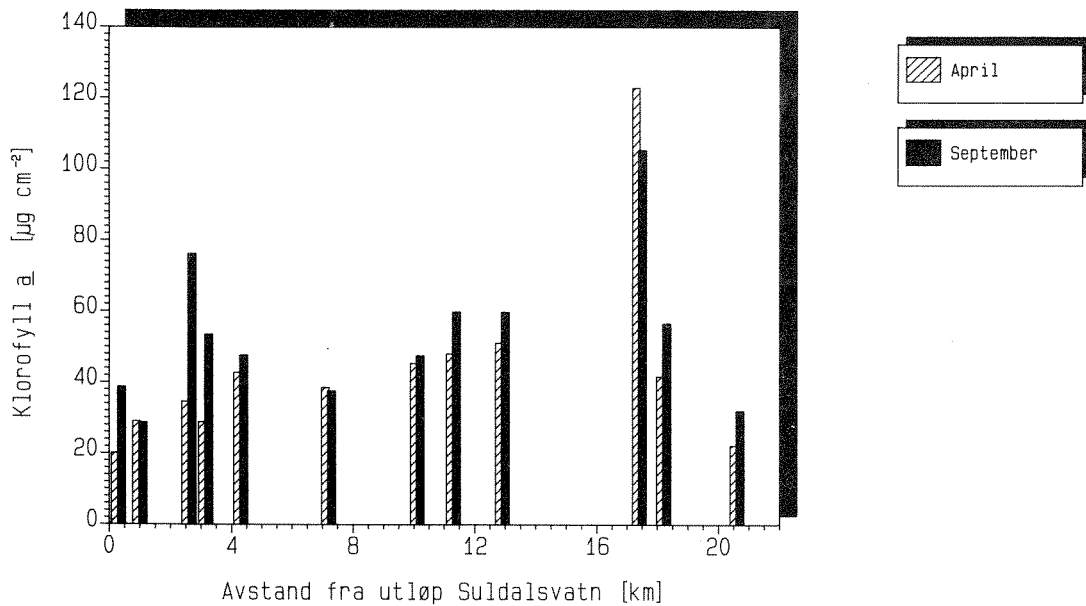


Fig. 5.8. Klorofyll a biomasse (veide tall) for stasjonene i Suldalslågen 1988. Data er presentert separat for april og september.

5.3.4 Mengdemessig fordeling av begroing og slam langs elva

Forholdene ved de to prøveseriene i april og september 1988 er illustrert på fig. 5.8-12. Det skal her først kort vurderes de uveide tallene for april og september siden disse kan lettest sammenliknes bl.a. med eldre data ifra vassdraget. For organisk materiale og klorofyll a blir deknningen av begroingen også av betydning.

Begroing og slam i april

I april 1988 var gjennomsnittlig vanndybde for de kvantitative prøvene på 0.38 m (variasjon 0.05 til 1.5m). De uveide tall for biomasse (organisk tørrstoff) hadde et gjennomsnitt på $59.7 \pm 1.6 \text{ mg/cm}^2$ (median 57.8 mg/cm^2), mens uorganisk tørrstoff ("slam") hadde et gjennomsnitt på $298 \pm 24.8 \text{ mg/cm}^2$ (median 165 mg/cm^2). Både for organisk og uorganisk tørrstoff var forskjellene mellom stasjonene statistisk signifikante (ANOVA; $F_{11,236}=14.0$ (org.) og 7.4 (uorg.), begge med $p < 0.001$).

Når det gjelder "slam" skilte tre stasjoner seg spesielt ut; st. 10 (Øvre Kvæstad), 11 (Fossbakkane) og 15 (oppstr. Litlehaga bru). Disse stasjonene hadde gjennomsnittlige "slam"-verdier som lå 3-4 ganger over det vanlige ellers i elva. Årsaken til dette er for en stor del velutviklede "høye" levermosesamfunn med stor kapasitet til å holde tilbake sedimentert uorganisk materiale. Uten de tre avvikende stasjonene var "slam"-mengden i gjennomsnitt $177 \pm 11.2 \text{ mg/cm}^2$ (median 130 mg/cm^2).

Begroing og slam i september

I september viste de uveide verdier for biomasse (organisk tørrstoff) et gjennomsnitt på $51.0 \pm 1.6 \text{ mg/cm}^2$ (median 49.8 mg/cm^2). Uorganisk tørrstoff ("slam") hadde tilsvarende et gjennomsnitt på $151.5 \pm 13.5 \text{ mg/cm}^2$ (medianverdi 84.8 mg/cm^2). Midlene for "slam" på de ulike stasjonene varierte kraftig (fig. 5.11), fra 42.7 mg/cm^2 på st. 2 (Fiskerhytta) til 334 mg/cm^2 på st. 15 (oppstr. Litlehaga bru). Forskjellene mellom stasjonene var statistisk signifikante (ANOVA; $F_{11,168}=5.06$, $p < 0.001$), men lite relevante fordi tilbakeholding av partikulært materiale i høy grad er betinget av vegetasjonen på stedet, og denne faktoren var ikke konstant langs vassdraget. Prøvenes vanndybde for september-serien var gjennomsnittlig 0.72 m (variasjon 0.46 til 0.95m); dvs. noe større enn i april samme år. Dette var imidlertid planlagt siden vannføringen i september var høyere enn ved feltarbeidet i april 1988.

Prøvetakingen såvel vår som høst 1988 viste at "slammet" besto av rene fluviale sedimenter, hovedsaklig preget av finsand og mo. Et eksempel på sammensetningen av dette sedimentet er vist i fig. 5.12. Mulige kilder for materialet kan være lokalfeltet og elvebunnen selv. Det kan nevnes at episoder med utrasninger som følge av elvas graving har funnet sted, bl.a. ved Prestvika (området ved st. 4; N. Kvæstad pers. medd.). I forbindelse med oppryddingsarbeider ved Ulla-Førre anleggene ved utløp Mosåa (mellom st.8 og 9) har det også vært episoder med større utvasking av løsmateriale til elva i tidsrommet 1984-86.

Biomasse og klorofyll

Som en illustrasjon på primærproduksjonsforholdene er det i figur 5.8 fremstilt den veide klorofyll a biomassen langs elva. For april-serien var middelverdien $44 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ med en variasjonsbredde fra $20-123 \mu\text{g}/\text{cm}^2$. Tilsvarende for september $54 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ med en variasjonsbredde fra $29-105 \mu\text{g}/\text{cm}^2$. Det var generelt en økning av klorofyll a fra april til september, til tross for at den totale mosedekning var omtrent lik for de to observasjonsserier. Størst prosentvis økning (85-120%) var på de fire øverste stasjoner. Dette henger trolig sammen med den kraftige økning i grønnalgedekningen i dette området (fig.5.6) med opp til 120% økning på stasjon 4 like nedstrøms renseanlegget. Et unntak var stasjon 2 hvor klorofyllnivået var likt for april og september. Dette kan ha sin forklaring i at grønnalgedekningen var relativt stor også i april i dette stasjonsområdet samtidig som stedet for prøvetaking var noe forskjellig. Stasjon 14 skilte seg ut både i april og september med den høyeste klorofyll-biomassen. Denne stasjonen var da også dominert av Fontinalis som generelt viste seg å ha et høyere klorofyllinnhold enn levermosene.

Ser en på de enkelte begroingsprøver og klorofyllinnhold var det til dels stor variasjon mellom de enkelte prøver. I tabell 5.7 er satt opp en sammenligning av tre klart definerte begroingselementer og deres klorofyllinnhold.

Levermose-prøvene hadde lavest klorofyllinnhold med et middel på $57 \mu\text{g}/\text{cm}^2$. Levermoser overdekt med grønnalgebelegg hadde generelt et noe høyere nivå med et midlere klorofyllinnhold på $78 \mu\text{g}/\text{cm}^2$, mens Fontinalis-prøvene hadde desidert høyeste verdier med maksimum 340 og et middel på $119 \mu\text{g}/\text{cm}^2$. Mengde klorofyll a i forhold til organisk materiale viste seg også å variere innenfor de ulike begroingselementer. Bladmoseprøvene hadde gjennomgående en høyere organisk biomasse og en større andel klorofyll enn levermoseprøvene. Derimot hadde levermoseprøver med alger lavere organisk biomasse enn rene levermoser, men en større klorofyllandel. En større klorofyllandel i

algedekte levermoser skyldes trolig et relativt større bidrag fra algekomponenten. I en review over tidligere publiserte algebiomasser i naturlige elver, fant Horner et al. (1983) at klorofyll a utgjorde 0.5-1 % av den organiske totalbiomassen der begge deler var analysert. Dette stemmer bra med de funne verdier for levermoser overdekt med alger fra Suldalslågen hvor maksimal klorofyllandel var på 0.72%. Middelveidien på 0.22% indikerer imidlertid at mosefraksjonen har dominert i de fleste av disse prøvene og at det må svært store algemengder til for at 0.5% nivået skal nåes.

Tabell 5.7. Innhold av klorofyll a, organisk tørrvekt og klorofyll a i prosent av organisk tørrvekt i tre ulike begroingselementer fra Suldalslågen i 1988. Levermoser N=228, levermose + alger N=90 og bladmoser (Fontinalis sp.) N=64.

Begroingselement:	Chl. <u>a</u> µg/cm ²			Organisk mg/cm ²			% Chl. <u>a</u> av organisk tørrvekt		
	min	max	middel	min	max	middel	min	max	middel
levermoser	14	135	57	7	142	58	0.01	0.34	0.12
levermose + alger	33	163	78	12	109	43	0.05	0.72	0.22
bladmoser	41	340	119	30	123	68	0.06	0.39	0.18

Klorofyllmålinger i begroingssamfunn er av relativt ny dato i forbindelse med begroingsundersøkelser her til lands. Følgelig er det lite sammenligningsgrunnlag med andre lokaliteter. Fagernæs (1987) rapporterte klorofyll a verdier på 1-25 µg/cm² fra Åbjøra/Tisleia vassdraget og elva Reina. De høyeste verdiene representerte grønnalgesamfunn dominert av Zygnema b. Økningen på 85-120% i veid klorofyll a biomasse på de øverste stasjoner i Suldalslågen hvor det tydelig var et belegg av trådformede grønnalger bl.a. Zygnema b, tilsvarte 28-49 µg chl. a/cm² i enkeltprøvene og viser at algekomponenten kan ha bidratt vesentlig til denne økningen. Molversmyr og Fagernæs (1989) gir eksempler på algebiomasse i størrelsesorden 0.1-3 µg chl. a/cm² og en Fontinalis-biomasse på 16.8 µg chl. a/cm² i Kobberbergselva, et sidevassdrag til Numedalslågen. Denne Fontinalis-biomassen er betydelig lavere enn det som er funnet i Suldalslågen. Horner et al. (1983) fant en variasjon i algebiomasse fra 0.6-142 µg chl. a/cm² i tidligere arbeider som omfattet naturlige elvesystemer. Nivåer over 15 µg/cm² ble bare rapportert i tilfeller med menneskelig påvirkning utover naturlige bakgrunnsnivåer. De konkluderte med at en maksimal perifyton biomasse, dvs. algebiomasse, på 10-15 µg chl. a/cm² kunne representere begynnelsen på en potensielt belastningspreget situasjon.

Omregnet til organisk biomasse tilsvarer dette i størrelsesorden 1-3 mg/cm². Til sammenligning ble det rapportert begroingsmengder som organisk tørrvekt varierende fra <0.1-12.4 mg/cm² med et middel på 3.8 mg/cm² for Suldalslågen i 1981 (Skulberg 1981).

Som det fremgår av figur 5.9 var det til dels stor forskjell mellom de ulike stasjoner m.h.p. veid organisk biomasse. Dette til tross for en relativt jevn mosedekning med unntak av stasjon 18 (fig.5.5). Størst biomasse var det på stasjonene 10, 11 og 12 i midtpartiet og den bladmosedominerte stasjon 14. Den minste biomassen var på stasjon 2 og 18 med henholdsvis relativt stor og liten mosedekning.

En mulig forklaring på forskjellen mellom de øverste stasjoner og stasjon 10, 11 og 12 midt på kan være forskjell i grønnalgeutviklingen langs elva (fig.5.6) som tydelig har en markert sesongvariasjon. Mens midtpartiet og de nedre deler av elva bare har ubetydelig dekning og biomasse av trådformede grønnalger, viste septemberundersøkelsen både dekningsmessig og biomassemessig et større omfang øverst i elva. Grønnalgesamfunnet som utvikles oppå mosedekket vil fullstendig skygge for mosene i perioder med høy algebiomasse. Dette vil naturlig redusere muligheten for vekst i de tildekte mosene hvor dekomponering og forråtnelse raskt kan overta fremfor produksjon av ny organisk biomasse. Lengre perioder med algetildekning av mosen vil endog kunne redusere mosebiomassen over tid. Følgelig vil spesielt levermose-samfunnene øverst i elva kunne hemmes betydelig i sin netto tilvekst i forhold til levermose-samfunnene lenger nede. Stasjon 2 skilte seg spesielt ut ved en høy mosedekning (bare levermose) og en relativt lav biomasse. Som beskrevet under transektprofilen på denne stasjonen (s.95) var et gråbrunt detritusbelegg dominerende, noe som kan være et eksempel på den omtalte effekten med lengere tildekkingsperioder med alger.

Biomassenivået i Suldalslågen sammenlignet med andre lokaliteter kan bare sammenlignes på enkeltprøvenivå (dvs. uveid) siden en dekningsmessig vurdering ofte mangler i forbindelse med kvantitative undersøkelser. Således rapporterte Skulberg (1984) eksempler på begroingsbiomasser i størrelsesorden 4-95 mg/cm² fra flere norske elver. Glåmasvassdraget hadde til eksempel biomasse på 3.9-16.2 mg/cm² i september 1977, mens tre stasjoner i Surna hadde en tilsvarende biomasse på henholdsvis 10, 40 og 80 mg/cm² i august 1977. Surnavassdraget ble forøvrig beskrevet å ha en frodig mosevegetasjon med stor arealmessig dekning på enkelte stasjoner (Skulberg 1980) og kan i så henseende ha store likhetstrekk med Suldalslågen. Fordelingen mellom alger og moser i de tidligere rapporterte biomasseverdiene er ikke kjent.

For elver i utlandet rapporterte Horner et al. (1983) maksimale algebiomasser i størrelsesorden $0.07-6.77 \text{ mg/cm}^2$. Biggs (1985) og Biggs & Price (1987) undersøkte elver i Australia m.h.p. trådformede alger. Det ble funnet en midlere vinter- og sommerbiomasse på henholdsvis 0.19 og 1.53 mg/cm^2 . Algebiomasser over 5 mg/cm^2 ble beskrevet som "thick mats of streaming filaments up to 1.0 m long and 0.2 m thick". Maksimal algebiomasse ble målt til 29.1 mg/cm^2 i deres undersøkelse. For vannmoser er biomasseundersøkelser mer sjeldent. Saunders & Eaton (1976) undersøkte en elv i Lake District i England hvor Fontinalis squamosa hadde en biomasse tilsvarende $11-52 \text{ mg/cm}^2$ elveoverflate, dvs. ikke direkte sammenlignbart med elvebunnareal. Johnson (1978) undersøkte den nordsvenske elva Rickleån hvor moser dominerte bunnfloraen. Fontinalis dalecarlica dominerte med 80% dekning og en biomasse på 43 mg/cm^2 . Maks biomasse ble målt til 77 mg/cm^2 i områder med stabilt substrat. Ellers hadde mosene Fontinalis antipyretica, Hygrohypnum ochraceum og noen levermoser topp biomasse på 7.5 mg/cm^2 og middel på 2.5 mg/cm^2 . Det ble i denne undersøkelsen tatt 1 m^2 store prøver, noe som medfører at dekningsfaktoren delvis er inkorporert i disse tallene.

Enkeltprøver fra Suldalslågen hadde en variasjonsbredde fra $7-142 \text{ mg/cm}^2$ i 1988 hvor mosekomponenten klart dominerte. Dette synes å være et rimelig nivå ut fra de få refererte undersøkelser. Middelerverdiene på 59.7 og 51.0 mg/cm^2 for henholdsvis april og september viser også dette. Likevel finnes det for få tilgjengelige undersøkelser for å kunne vurdere begroingsbiomassen i Suldalslågen som liten, normal eller spesielt stor. I 1988-undersøkelsen ble det ikke gjort forsøk på å skille mose og algekomponent, siden dette i praksis er meget vanskelig å gjennomføre kvantitativt uten et særdeles tidkrevende arbeid. Tidligere undersøkelser fra norske lokaliteter viser en meget stor variasjon i algebegroingsbiomasse i forhold til undersøkelser fra andre land. Dette kan ha flere årsaker. En grunn kan være manglende definisjon av begroingselementet slik at f.eks. alger og moser blandes sammen og senere rapporteres som særskilt algebegroing, mosebegroing eller total begroingsbiomasse. Det kan også tenkes at norske vassdrag er spesielt frodige og har et meget godt vekstpotensial ved ulike former for menneskelig påvirkning p.g.a. de geografiske og klimatiske forhold. Svar på dette krever imidlertid en regional undersøkelse såvel i Norge som andre verdensdeler som pr. i dag ikke finnes.

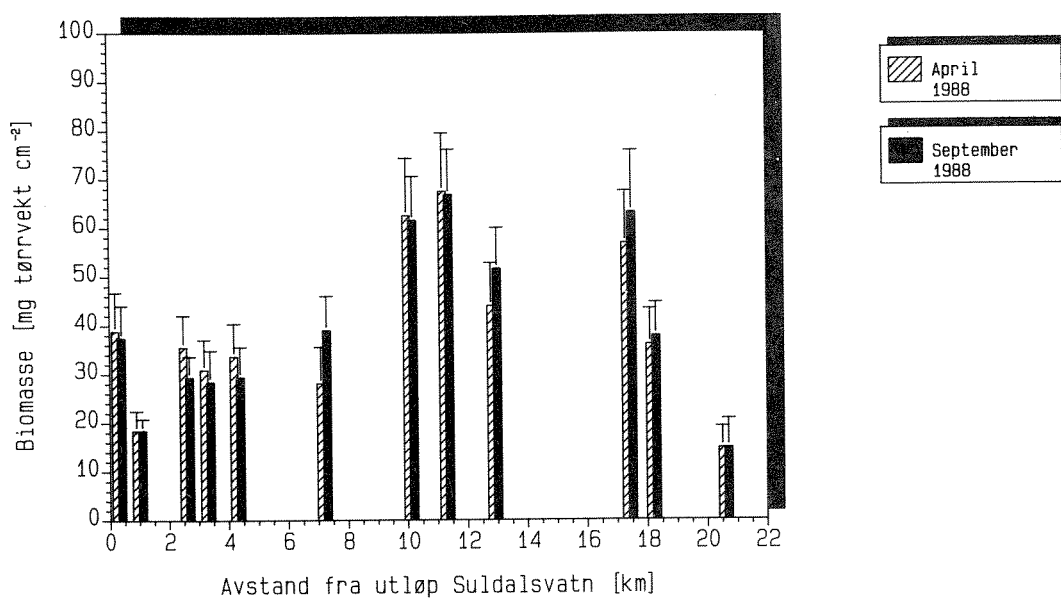


Fig. 5.9. Kvantitativ begroing (mg tørrstoff/cm² elvebunn) på stasjonene i Suldalslågen 1988. Veide gjennomsnitt for prøvestasjonene med indikasjon av standardfeil. Data fra april og september vist separat.

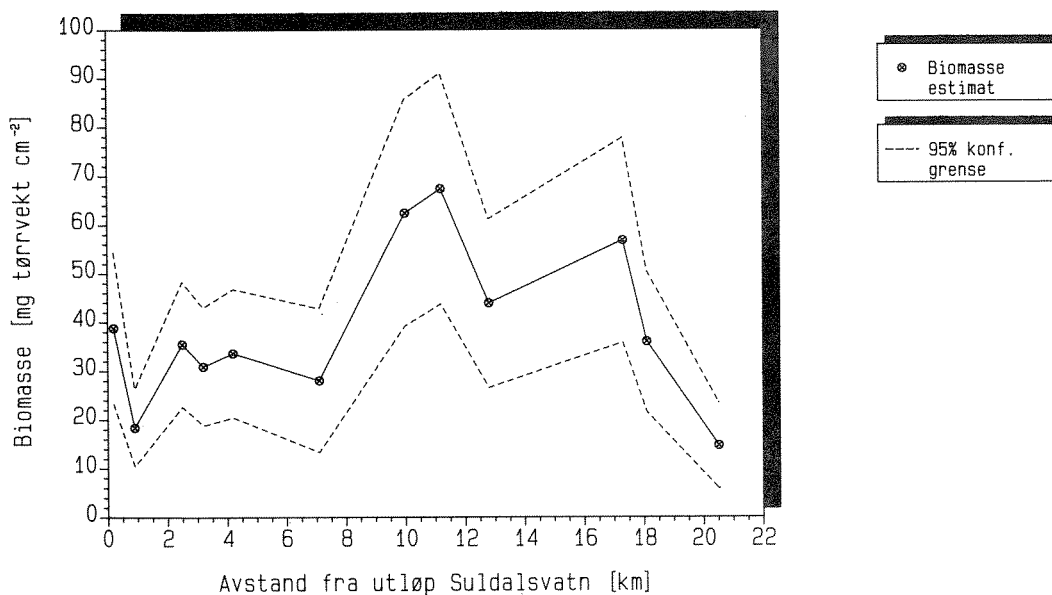


Fig. 5.10. Kvantitativ begroing på stasjonene i Suldalslågen i 1988. 95% konfidensintervall for begroing langs vassdraget.

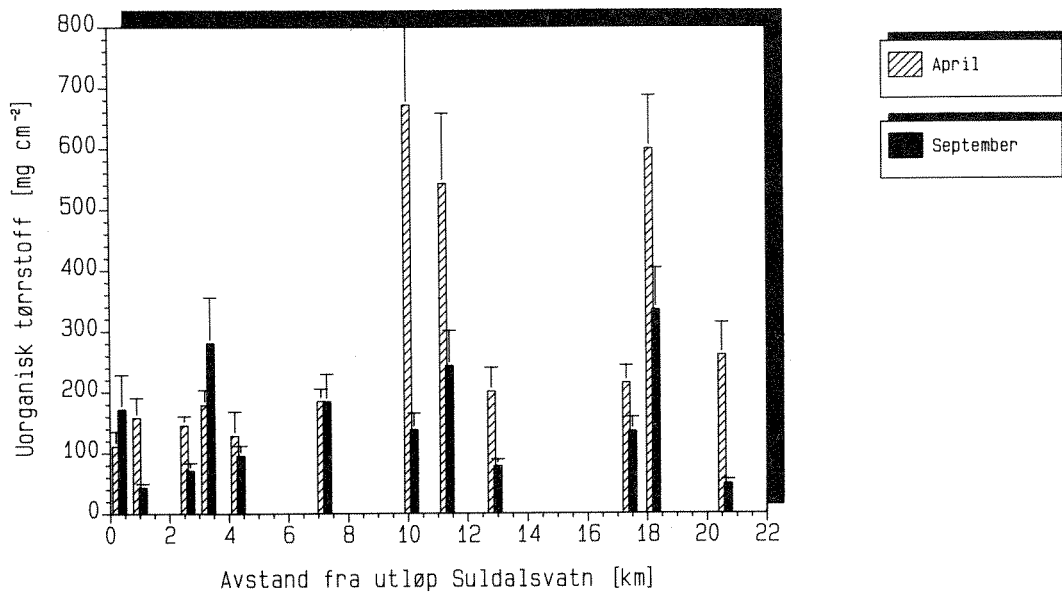


Fig. 5.11. Uorganisk materiale ("slam") langs Suldalslågen i april og september 1988. Standardfeil (1 SE) er indikert.

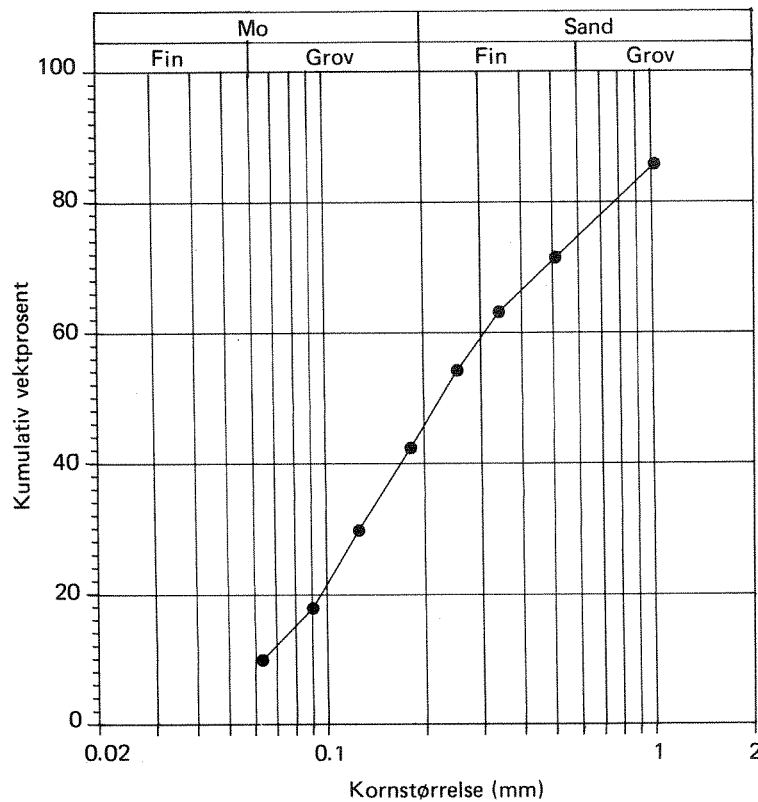


Fig. 5.12. Kornstørrelseanalyse av uorganisk materiale ("slam") fra st. 8 (oppstrøms Nerheim bru) i Suldalslågen fra april 1988.

5.3.5 Sammenlikning med eldre kvantitative begroingsdata

En sammenlikning mellom begroingsdata samlet 1988 og tidligere forhold er ikke enkel. Dette skyldes at de tidligere dataseriene omfatter en temmelig "undefinert" del av begroingssamfunnet. Gjennomgang av rådata-protokoller og veieskjemaer fra tidsrommet 1981-87 har vist at de oppgitte verdiene for begroing (organisk stoff) i Skulberg (1986) dels omfatter moser og alger, dels bare alger (enten sortert ut og veid separat, eller anslått ved å bruke en ikke nærmere definert prosentandel av innveid materiale), eller så finnes det ingen opplysninger om hva prøvene egentlig har bestått av.

Algenes andel av total organisk stoff finnes det meget sparsomt med informasjon om. Fra 1983 foreligger det tall som viser at algene da utgjorde 2-7% av den organiske fraksjonen. Det er derfor rimelig å anta at oppgitte biomassetall for 1981-83 i all vesentlighet dreier seg om algekomponenten i begroingssamfunnet. Likevel skal det påpekes at man har anvendt en 50%-andel for alger i mange av prøvene fra denne perioden. Tallene i Skulberg & Kotai (1984) og Skulberg (1986) for organisk stoff i 1981-83 må, dersom de skal oppfattes som uttrykk for algebiomasse, tolkes som absolutt maksimumsverdier - sannsynligvis er verdiene minst 5 ganger for høye. Spesielt må det advares mot å sammenlikne de publiserte verdiene for 1981-82 (Skulberg 1986) med 1983-85 data siden man åpenbart har inkludert moser (som utgjør hovedtyngden av begroingens biomasse) i "algebegroing" fra 1983 av. Det samme gjelder sammenlikning mellom tidligere publiserte verdier og de som fremlegges i denne rapporten.

En prøveserie i april 1983 ga et middel på 42.3 ± 5.15 mg/cm² for data markert som prøver av totalbiomasse (N=21 enkeltprøver). Denne serien er viktig fordi prøveskjemaene éntydig viste at prøvene omfatter moser og alger. Uorganisk fraksjon ("slam") hadde middelvei 112.2 ± 12.1 mg/cm² for april 1983. Disse verdiene er på samme nivå som NIVAs resultater forøvrig fra 1988. Det finnes enkeltstående dataverdier tilbake til 1981 hvor omstendighetene viser at moser ble inkludert, og disse tallene ligger igjen på linje med 1988-resultatene.

Som en sammenfatning kan det neppe sies at de eldre data om begroingssamfunnet indikerer noen klar utviklingsretning i Suldalslågen. Det er en tendens til høyere verdier for begroingsbiomasse for data ifra 1987 og 1988 sammenliknet med tidligere, men kvantifiseringen av forholdet er ikke mulig med de data som foreligger.

5.4 Elementinnhold i moser og makrovegetasjon

Det har lenge vært kjent at vannmoser henter sin næring fra de frie vannmasser pga. sitt manglende rotsystem (Hutchinson 1975). Dette gjelder til en viss grad også høyere vannplanter, selv om det nå også er vist at rotsystemet er av vesentlig betydning for næringsopptak hos disse plantene (Barko et al. 1986). Vannmosen Fontinalis antipyretica har vært brukt som forsøksorganisme i forbindelse med akkumulering av tungmetaller i elvesystemer som følge av gruveforurensning og annen industri, bl.a. i NIVA's regi (Lingsten 1984, 1985; Lien og Lindstrøm 1987). Akkumulering av næringsalter er imidlertid viet mindre oppmerksomhet. Det har til nå i Norge bare vært gjort spredte forsøk på å bruke elementinnhold i vannvegetasjon som indikasjon på vannkvalitet og nærings saltbelastning (Skotvold 1983, Rørslett 1987d).

For å undersøke eventuell nærings saltbelastning i Suldalslågen som en mulig årsak til begroingen i elva, ble det foretatt en kvalitativ undersøkelse av algesamfunnet i elva (se kap. 5.2). Dette algesamfunnet er imidlertid et typisk sesongpreget fenomen med dagens manøvrering av elva med mer eller mindre tydelige biomassetopper i slutten av april og september/oktober. Med hensyn på akkumulering av næringsalter i vegetasjonen over tid var det derfor nødvendig å finne vegetasjon med en flerårig tilstedeværelse og en vid utbredelse langs hele elvestrekningen. Fontinalis dalecarlica og F. antipyretica viste seg å oppfylle disse betingelser.

5.4.1 Materiale og metoder

Det ble samlet inn prøver av Fontinalis dalecarlica og F. antipyretica i februar, april, juni og september 1988. I februar ble det også samlet inn prøver av karplantene Callitriche hamulata og Juncus bulbosus for å styrke bakgrunnsinformasjonen om nivåene på de ulike elementer. Prøvene ble frosset og senere frysetørket. Det ble brukt de øverste 1-5 cm av friske skuddspisser av mosene til de senere analyser. Askeinnholdet ble bestemt som gløderest etter 3 timer ved 500 °C. Innhold av klorofyll a ble bestemt spektrofotometrisk etter ekstraksjon med 100% metanol (NS 4767). Karbon (C) og nitrogen (N) ble analysert på en Carlo Erba Elemental Analyzer Mod.1106. For analyse av fosfor (P) ble prøvene oppslutta med kaliumpersulfat og analysert spektrofotometrisk etter NS 4724. Analyseusikkerheten for de enkelte parametre er: aske 3.4%, C 0.6%, N 5.6%, P 2.8% og klorofyll a 1.1%. Alle elementkonsentrasjoner er basert på askefri tørrvekt ("AFDW").

5.4.2 Resultater og diskusjon

For å illustrere noe av kompleksiteten og samvariasjonen i systemet er det i tabell 5.7 satt opp N- og P-innhold i fire forskjellige typer av vannvegetasjon på tre stasjoner i elva i slutten av februar. For å plassere nivåene på de ulike elementer kan en som utgangspunkt bruke 13 mgN/g tørrvekt og 1.3 mgP/g tørrvekt som tidligere er funnet å være kritiske konsentrasjoner for naturlig vekst i flere typer av høyere vannplanter (Gerloff & Kromholz 1966). Vannmoser var ikke med i den undersøkelsen, men det er grunn til å tro at tilsvarende kritiske verdier ligger enda lavere for disse artene fordi de er vidt utbredt i svært næringsfattige (oligotrofe) systemer. I tilfellet fosfor kan dette også gjelde høyere vannplanter i oligotrofe elvesystemer, noe bl.a. undersøkelser av Juncus bulbosus i Otra kan tyde på (Rørslett 1987d). Som eksempel på elementinnhold i Fontinalis antipyretica fra en næringsrik produktiv innsjø kan nevnes N-innhold på 43-54 mgN/g tørrvekt og P-innhold på 6.8-9.8 mgP/g tørrvekt (Maberly 1985b).

Tabell 5.7. Nitrogen og fosfor-innhold i fire forskjellige typer av vannvegetasjon fra tre stasjoner i Suldalslågen 1988.

Art	tids- pkt.	nitrogen (mg/g TV)			fosfor (mg/g TV)		
		st. 5	st. 9	st. 12	st. 5	st. 9	st. 12
Fontinalis dalecarl.	feb	24.4	28.6	22.8	0.88	2.59	0.90
Fontinalis dalecarl.	apr	24.9	19.2	19.8	0.91	0.64	0.71
Fontinalis dalecarl.	sep	21.7	16.7	17.4	0.56	0.39	0.42
Fontinalis antipyr.	feb	28.2	28.2	24.2	1.37	4.02	1.21
Callitriche hamulata	feb	33.3	40.0	36.0	1.42	2.13	1.62
Juncus bulbosus	feb	28.8	39.3	32.0	3.48	3.33	2.03

Av tabellen (5.7) går det frem at det til dels var stor variasjon både i nivåkonsentrasjonene såvel mellom de ulike plantearter som de tre stasjoner imellom. Alle artene hadde et N-innhold som ligger godt over det angitte grensenivå. Callitriche så ut til å akkumulere mest nitrogen, mens Fontinalis dalecarlica hadde gjennomgående lavest N-innhold. Når det gjelder fosfor viser også resultatene at de rotfaste plantene, Juncus og Callitriche, gjennomgående hadde høyere innhold enn Fontinalis med unntak av stasjon 9. Her hadde begge Fontinalis-artene høyere P-innhold enn Callitriche, noe som underbygger disse mosenes akkumulerende egenskaper. Et meget interessant trekk er at alle fire planteartene, som delvis er svært forskjellig i sin biologi,

viser utslag i både høyt P-innhold og N-innhold på denne stasjonen på samme tidspunkt.

I tabell 5.7 er også tatt med N- og P-innhold i Fontinalis dalecarlica for april og september. Resultatene viser her et gradvis avtak i både N og P individuelt på hver stasjon samtidig som maksimumsinholdet av begge elementer var flyttet fra stasjon 9 i februar til stasjon 5 i september. Dette viser klart at årstiden er en meget viktig faktor å ta hensyn til når det gjelder de enkelte konsentrasjonsnivåer og at flere observasjonsserier i løpet av en vekstsesong er nødvendig for å få et korrekt bilde av de faktiske forhold. I den videre behandling er det valgt å slå sammen de ulike arter av Fontinalis til en gruppe for å forenkle drøftingen.

Det foreligger tre observasjonsserier som dekker mer eller mindre hele elvestrekningen. Første serie ble tatt i slutten av februar, dvs. midt i perioden med minstevannføring. Mosene var da tilsynelatende friske av utseende, men hadde tydelig endel brunlig og visent materiale iblant de grønne skuddspissene. Det gjennomsnittlige innholdet av aske og karbon var hhv. 9.7 og 48%, mens klorofyllinnholdet bare var på 0.3% av organisk karbon. Nitrogen-innholdet varierte mellom 22.3 og 30.5 med en middelværdi på 25.7 mg N/g TV. Fosfor-innholdet varierte tilsvarende mellom 0.86 og 3.31 med middelværdi på 1.45 mgP/g TV. Verken N- eller P-innholdet var spesielt høyt. Det var heller ingen korrelasjon mellom elementinnholdet og avstand fra utløp Suldalsvatn, noe som eventuelt kunne ha antydnet en jevnt økende, eller jevnt avtagende, akkumulering av næringsalter. Derimot viste enkelte stasjoner både øverst, midt på og nederst i elva et relativt høyt innhold av både fosfor og nitrogen.

Den andre serien ble tatt i tidsrommet 19.-22.april, dvs. helt mot slutten av perioden med minstevannføring. Mosene syntes å være i tilnærmet samme kondisjon som i februar. Det gjennomsnittlige innhold av aske og karbon i mosene på de samme stasjoner var henholdsvis 10.2 og 48.3%. Klorofyllinnholdet var tilsvarende bare 0.33% av organisk karbon. Mosenes innhold av nitrogen varierte mellom 19.2 og 27.8 mgN/gTV med en middelværdi på 22.7. Tilsvarende P-innhold varierte mellom 0.62 og 5.06 med en middelværdi på 1.34 mgP/ gTV. Mens det var en svak nedgang i N-innholdet fra februar til april, var spredningen i P-konsentrasjonene betydelig større slik at det var vanskelig å påvise noen trend. De fleste stasjoner hadde imidlertid noe lavere verdier for april.

Den tredje og siste prøveserien ble tatt i tidsrommet 21.-23. september. Fra april til dette tidspunkt var det betydelige endringer i miljøforholdene rundt mosene som kan ha hatt vesentlig betydning for veksten. Mosene syntes generelt å være grønnere og en større andel av skuddspissene var rent grønn. Dette gav seg utslag i avtak i askeinnholdet og økning i karboninnholdet med middelerverdier på henholdsvis 8.1 og 50.8%. Klorofyllinnholdet var økt med en faktor på 3 til 0.93% av organisk karbon. Dette viser at mosene hadde hatt en periode med aktiv vekst og bygd opp en del nytt organisk materiale. Mosenes N-innhold varierte fra 16.7 til 24.6 med en middelerverdi på 19.8 mgN/g TV. Samtlige 14 stasjoner hadde et lavere N-innhold i september i forhold til april med unntak av stasjon 1. Dette kan henge sammen med et generelt avtak i tilgjengelig nitrogen i vannmassene (kap.4.3.1) samtidig som vannplanter ofte viser et avtak i intern N-konsentrasjon i perioder med maksimal vekst i systemer med begrenset næringstilgang. Tilsvarende varierte P-innholdet fra 0.39 til 1.02 med en middelerverdi på 0.58 mgP/g TV. Alle stasjonene hadde lavere P-innhold i september i forhold til april. Både N- og P-innholdet var generelt lavt i september og viser ingen stor påvirkning av næringstilførsel i sommerperioden med relativt stor vannføring.

Som en oppsummering av forholdet omkring næringsstatus i mosene, kan en se litt nærmere på forholdet mellom de enkelte elementer i plantene. For planktonalger ved høye veksthastigheter og uten næringsbegrensning er det funnet følgende forhold: C/N=5.7, C/P=41 og N/P=7.2 (Goldman et al., 1979). Tilsvarende gjelder for høyere planter og normal vekst forholdene C/N=30, C/P=225 og N/P=7.5 (Pettersson 1984). Disse tall er teoretiske og må kun brukes som veiledende proporsjonalitetsbehov for plantene i denne sammenheng.

For Fontinalis varierte C/N-forholdet mellom 15.6 og 29.4 som ligger innenfor den normale variasjonsbredden for høyere vannplanter i Norge (Rørslett 1987d, Johansen 1987). Disse tallene tyder derfor verken på overflod eller begrensning av nitrogen. C/P-forholdet ligger derimot over det normale. Middelerverdier for de tre observasjonsperioder var henholdsvis C/P på 398, 521 og 948. Spesielt tallene fra september viser at fosfor langt fra er i overskudd og snarere synes å kunne være et begrensende element for planteveksten.

I figur 5.13 er fremstilt N/P-forholdet i Fontinalis på de ulike stasjoner for de tre observasjonsperiodene. Av figuren fremgår dels varierende forhold, men enkelte mønster er likevel tydelige. I februar var ikke observasjonene så tette langs elva, men det er klart at enkelte stasjoner som st.1, 9 og 14 skiller seg ut ved relativt lave N/P-forhold; noe som igjen tyder på bedre næringsforhold på disse

lokalitetene. I april var stasjonene tettere plasert. Med få unntak lå N/P-forholdet noe høyere enn i februar. Det er tydelig at de øverste 6 stasjoner, dvs. de øverste 4.3 km av elva har moser med et lavere N/P-forhold enn midtpartiet (6.2-12.9 km) før strykene. Et unntak er st. 10 som sannsynligvis representerer et diffust lokaltilsig av næringsstoffer. N/P-forholdet avtar igjen i den nedre del av elva sannsynligvis som følge av bedre næringstilgang. Dette kan tyde på at de øverste og nederste deler av elva kan være noe ekstra belastet med næringstilførsel i perioder med minstevannføring.

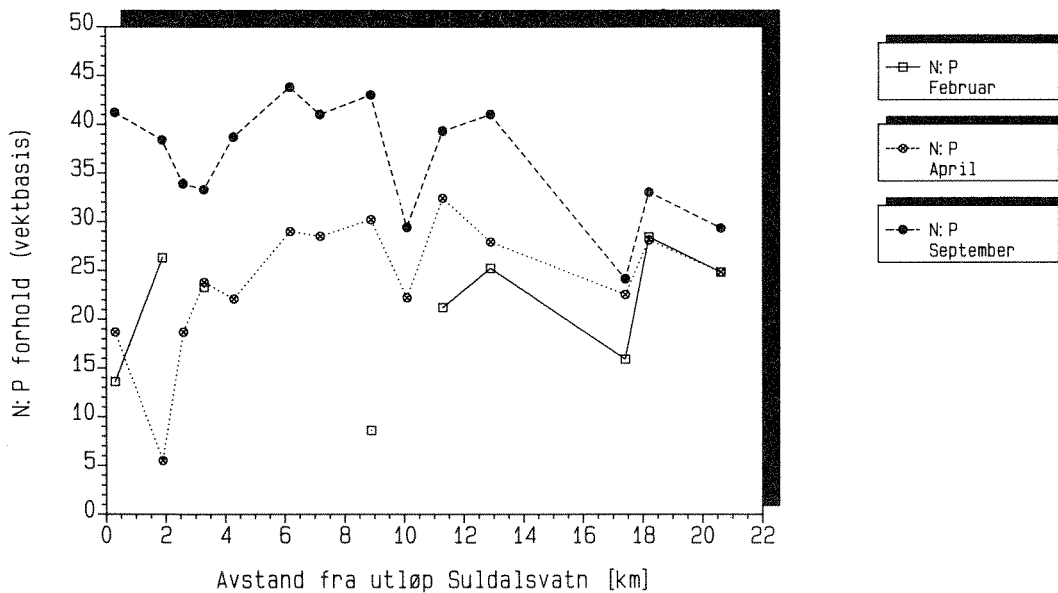


Fig. 5.13. Forholdet nitrogen:fosfor (N:P vektbasis) i mosevegetasjon langs Suldalslågen februar, april og september 1988.

I september hadde N/P-forholdet økt på samtlige stasjoner sammenliknet med april, vesentlig pga. det lave P-innholdet i mosene. Den største økningen var øverst i elva. Et meget interessant trekk her er at fra og med stasjon 5 og nedover elva er mønsteret svært likt for april og september. Både stasjon 10 og 14 peker seg ut som punktkilder for diffus næringstilførsel. I september synes også stasjonene 4 og 5, dvs. nedstrøms rensanlegget ved Sørstadroren å kunne representere et punktutslipp av næringsstoffer. Sammenlignes april og september videre, synes det som om utslaget av den ekstra næringsbelastningen øverst i elva i april er delvis eliminert som følge av bl.a. økt vannføring i sommerperioden, mens situasjonen nederst i elva er omtrent lik.

De samlede resultater fra næringsstatus-undersøkelsen av mosevegetasjonen viser at det er forskjeller i næringsforholdene langs hele elvestrekningen. Det er tydelig enkelte punktutslipp og diffus avrenning fra flere steder langs hele elva. Årstiden med tilhørende variasjon i vannføringen er en viktig og muligens den største utslagsgivende faktor når det gjelder effekten av de tilførte næringsstoffer. Perioden med minstevannføring vil generelt og spesielt i de øverste deler av elva gi forhold med relativt gode næringsforhold. Generelt viser imidlertid resultatene fosforbegrenset vekst i mosevegetasjonen, noe som antakelig også gjelder for algevegetasjonen. Den kvalitative algebegroingen synes å bekrefte denne antakelsen siden elva preges av forurensningsømfintlige arter.

6 SPYLEFLOMMER I SULDALSLÅGEN

6.1 Historisk bakgrunn

Etter Ulla-Førre utbyggingen ble vannføringen i Suldalslågen betydelig endret. De naturlige vår og høstflommer er borte samtidig som lokaltilsiget fra restfeltet dvs. nedbørfeltet som drenerer direkte til Suldalslågen, i stor grad påvirker manøvreringen av pålagt minstevannføring gjennom hele året. Konsekvensen av dette er at de øverste deler av elva i størst grad er påvirket av eventuelle konsekvenser av manglende naturlige opprenskningsflommer.

I 1987 ble det gjennomført to renskeflommer etter ønske fra Suldal Elveigarlag. Den første ble utført som en kombinert spyle/lokke flom fra 23.juni, med en stigning i vannføring fra 67 til 200 m³/s i løpet av 36 timer målt ved VM 1372 Lavika. Den andre var ment som kun spyleflom med start 12.oktober og en stigning i vannføring fra 54 til 220 m³/s i løpet av 24 timer. Det ble ikke foretatt spesielle registreringer fra NIVA's side under disse flommene, men Suldal Elveigarlag gjorde en del observasjoner og erfaringer i egen regi som senere skulle komme til nytte ved NIVA's oppfølging i 1988. I deres rapport for virksomheten (Bay 1987) kan en bl.a. lese følgende i forbindelse med oppsamling av driv i elva ved hjelp av en rist montert i laksetrappa i Sandsfossen:

"Mengde organisk materiale i elvevatnet auka sterkt då vassføringa auka. Det var mose som dominerte ved første kontroll. Etterkvart auka innholdet av alger i moseteppet på rista. Dette avtok etter om lag to døgn. Då var det igjen mosen som dominerte. På det verste tetta rista seg totalt på 3/4 time. Elva var sterkt misfarga."

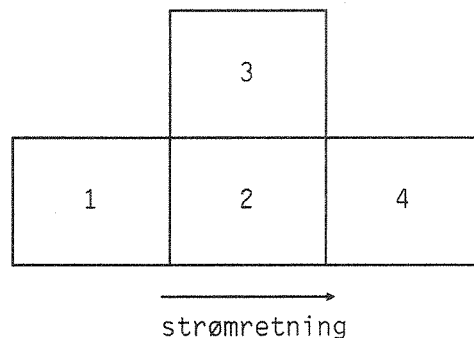
6.2 Gjennomføring av spyleflommer i 1988

Det ble gjennomført to spyleflommer i 1988, den første i slutten av juni, den andre i midten av oktober. Stedet for prøvetaking og observasjoner var laksetrappa i Sandsfossen ved Lavika som forbinder sjøen og nederste kulpen i elva parallellt med hovedløpet. Under begge flommene ble det målt temperatur, pH og konduktivitet på stedet mens det ble tatt vannprøver for senere måling av turbiditet og suspendert tørrstoff(organisk og uorganisk). Mosedriv i elva ble samlet opp på en rist i laksetrappa. Rista målte 80x55 cm og ble påmontert kyllingnetting slik at gjennomstrømningsåpningene ble på 3.9 cm². Under flommen i juni ble det målt hyppigheten med hvilket rista ble fylt med materiale til et visst nivå, samt en kvalitativ vurdering av drivmaterialet. Under flommen i oktober ble i tillegg det oppsamla

materialet sortert og mose/alge-fraksjonen ble veid i våt og tørr tilstand. Vannføringen ble målt i laksetrappa slik at massetransporten senere kunne beregnes.

6.3 Effekter på selve elvebunnen: visuelle observasjoner

Før spyleflommen i juni ble det valgt ut seks stasjoner i elva hvor en skulle se nærmere på effekter på selve elvebunnen. Det ble målt opp 4 felter på 1 m^2 som vist på figur 6.1. Hver av rutene ble dekket av 4 bilder, totalt 16 bilder. Det ble tatt en bildeserie etter oppmerking. Deretter ble rute 2 manuelt rensket for begroing. En ny bildeserie ble tatt etter renskingen. Med dette oppsettet var det dermed teoretisk mulig å få undersøkt flommens eventuelle løsriving av begroingen i rutene 1, 3 og 4 samt eventuell nyetablering i rute 2. Oppmerking og fotografering ble foretatt 21. og 22.juni, dvs. en uke før flommen. Dette var en periode med stabil vannføring i elva med lite lokal-tilsig. Middelvannføringen ved VM 2257 Stråpa og VM 1372 Lavika var henholdsvis 58.1 og $61\text{ m}^3/\text{s}$ i denne perioden. Data i tabell 6.1 refererer seg til denne vannføringen. Neste fotografering av alle seks stasjoner ble utført 20.september. Elva var da inne i en fase med ukentlig periodisk manøvrering. Dette gjorde seg utslag i en betydelig større forskjell i vannføringen oppe og nede i elva med døgnmidler på henholdsvis 59.1 og $80.6\text{ m}^3/\text{s}$. Perioden mellom de to fotograferinger var på 90 dager.



Figur 6.1. Skisse over oppmerka areal på hver stasjon med fotografering før og etter spyleflommen i juni. Hver av rutene er på 1 m^2 .

Tabell 6.1 viser observert middeldyp og midlere strømhastighet på de seks stasjoner. Mens det var liten forskjell på stasjonsdypene, viser overflatestrømmen større variasjon fra 60 til 115 cm/s . Stasjon 2B, 5B og 10 ligger i relativt rolige partier mens stasjonene 8, 14 og 15 ligger i mer strømsterke partier. På stasjon 5B og 8 var substratet dominert av steiner med diameter $5\text{-}20\text{ cm}$ mens resten av stasjonene hadde substrat dominert av større steiner.

I tabell 6.2 er det satt opp resultatene fra rutene 1, 3 og 4, dvs. det opprinnelige uberørte areal omkring den manuelle renska ruta. Vegetasjonselementene er her delt inn i bladmoser, levermoser og grønnalger. Det siste elementet er her et samlebegrep for et tydelig belegg av trådformede grønnalger nærmere beskrevet i kap. 5 (s. 87-92).

Tabell 6.1. Middeldyp og midlere strømhastighet ved 61 m³/s ref. VM1372 Lavika på stasjoner brukt til areal-studier før og etter spyleflom.

Stasjon	middeldyp cm	strøm overfl. cm/s	strøm bunn cm/s
St. 2B	85	75	25
St. 5B	95	65	25
St. 8	80	100	35
St. 10	90	60	15
St. 14	90	90	15
St. 15	80	115	40

Tabell 6.2. Prosent dekning av de ulike vegetasjonselementer på uberørt areal før og etter spyleflommen i juni 1988.

stasjon	tid	Bladmoser % dekning	Levermoser % dekning	Grønnalger % dekning	Areal uten mose % dekning
St. 2B	før	0	67	<5	33
	etter	-	-	99	-
St. 5B	før	<5	30	<5	65
	etter	-	-	95	-
St. 8	før	5	73	<5	22
	etter	33	50	46	17
St. 10	før	92	<5	<5	5
	etter	95	<5	<5	<5
St. 14	før	95	0	<5	5
	etter	91	0	<5	9
St. 15	før	13	55	<5	32
	etter	14	49	57	37

Som det fremgår av tab. 6.2 var det skjedd en del markerte endringer, spesielt på de øverste stasjoner. Stasjon 2B og 5B var begge nærmest 100% dekket av et massivt teppe av grønnalger som delvis gjorde det vanskelig å se detaljer i substratet på undervannsbildene. Følgelig var det umulig å bestemme noen eksakt mosedekning på disse stasjonene. Resultatene fra den renska ruta tyder imidlertid på at flommen neppe har hatt noen stor effekt med hensyn på mosefjerning på St. 2B og 5B (se senere).

Når det gjelder stasjon 8 har det skjedd en forskyvning i forholdet bladmoser/levermoser. Dette kan skyldes flere faktorer bl.a. noe forstyrrelser i substratet som følge av flommen og at Fontinalis-duskene delvis kan dekke over en del av levermosene. Den totale mosedekning er imidlertid økt ca. 5% noe som betyr at flommen har hatt liten opprenskende virkning på denne stasjonen. Om den svake økningen i mosedekning er dominert av tilvekst på stedet eller tiltransportert materiale var vanskelig å se ut fra bildematerialet. Også denne stasjonen hadde noe algebegroing oppå mosen med en dekning på 46%. Belegget var imidlertid svært tynt, slik at det biomassemessig var en meget sterk reduksjon av alger fra de øverste stasjoner.

Mens de tre øverste stasjoner var preget av levermose-samfunn av noe forskjellig dekningsgrad, var stasjon 10 og 14 typiske bladmosestasjoner med opp mot 95% dekning av Fontinalis dalecarlica. Det var ingen store endringer i mosedekningen på begge stasjoner men en svak tendens til økning på stasjon 10 og avtak på stasjon 14. Dette kan tyde på at flommen har hatt en noe større opprenskningseffekt på stasjon 14. Denne stasjonen ligger i et noe mer strømekspontert område og det er derfor naturlig at Fontinalis-duskene kan slites noe mer her. De små endringene tyder imidlertid på at tilveksten etter en eventuell slitasje raskt kan kompensere for tap i biomassen. Naturlig nok var algedekningen svært lav i disse samfunn <5%, noe som viser at Fontinalis-planter er for bevegelig og dermed et dårlig substrat for sjenerende algevekst.

På stasjon 15 var bladmose-samfunnet nærmest uendret mens levermosene var noe redusert. Samlet areal uten mose var økt med 5%, dvs. en svak tendens til opprenskende effekt av flommen. Denne stasjonen var da også mest strømekspontert. Algedekningen var her økt til 57%, noe som igjen viser betydningen av et mer stabilt substrat i form av levermose-samfunn og bare steiner. Biomassen av algene var imidlertid ytterligere redusert i forhold til stasjon 8.

Tabell 6.3 viser resultatene for den på forhånd renska ruta. På de to øverste stasjoner var det ingen tegn til forandring i mosedekning. Flommen har ikke transportert nytt materiale inn på området og det har heller ikke vært noen nyetablering. Algedekningen på ca. 85% på begge stasjoner er 10-15% mindre enn på arealet rundt. I tillegg var biomassen betydelig lavere. Dette viser tydelig at mosedekte steiner er et bedre substrat enn glatte steiner og at mosen trolig holder på en god del av algenes hvilestadier og spirer for nye generasjoner.

Tabell 6.3. Prosent dekning av de ulike vegetasjonselementer på manuelt renska areal før og etter spyleflommen i juni.

Stasjon tid	Bladmoser % dekning	Levermoser % dekning	Grønnalger % dekning	Areal uten mose % dekning
St. 2B før	0	5	<5	95
etter	0	5	84	95
St. 5B før	<5	<5	<5	95
etter	<5	<5	85	95
St. 8 før	<5	<5	<5	95
etter	8	20	55	72
St. 10 før	6	0	<5	94
etter	10	6	63	84
St. 14 før	5	0	<5	95
etter	19	0	34	81
St. 15 før	<5	<5	<5	95
etter	<5	<5	35	95

På stasjon 8 var det en økning både i bladmoser og levermoser. Arealet uten mosedekning hadde gått ned fra 95 til 72%. Det meste av dette skyldtes tiltransportert materiale. Denne stasjonen lå i et område med et løst substrat og det er tydelig at flommen klarte å flytte en del på substratet. Dette er av meget stor betydning for løsrivelse av mosen. Likevel er det vanskelig å bedømme den eksakte virkningsgrad av spyleflommen på dette stedet. Algedekningen var her på 55%, mens biomassen var sterkt redusert i forhold til stasjonene ovenfor.

På stasjon 10 og 14 var det en økning i mosedekket areal på henholdsvis 10 og 14%. I begge tilfeller var det en kombinasjon av tilvekst på stedet og tiltransportert materiale. Spesielt på stasjon 10 var det antydning til gjenvekst av Fontinalis på steiner hvor rhizoidlaget, dvs. mosenes festeorgan til underlaget, ikke var helt fjernet. På stasjon 14 var tilveksten mer i form av Fontinalis-dusker som strakk

seg inn fra siden på de oppmerkede feltene. Tilveksten er derfor noe diskutabel her. Algedekningen på de to stasjoner var noe forskjellig, 63% dekning på stasjon 10 og 34% på stasjon 14.

På stasjon 15 var det ingen endringer med unntak av algedekningen som var øket til 35%. Arealet uten mose var her fortsatt 95% som tydelig viser at det er store problemer med snarlig nyetablering og tilvekst i dette strømeksponeerte området.

Ser en på resultatene fra samtlige stasjoner under ett, er det visuelle hovedinntrykket at spyleflommen i juni hadde nokså liten opprenskende effekt. Dette stemmer også bra med resultatene for massetransporten av mose. Selv om det her er gått 90 dager mellom de to fotoserier og en dermed må forvente en viss tilvekst, er forskjellene likevel så små at resultatet er entydig. Likeledes er det klart at mosene ikke nyetablerer seg så raskt på bart substrat, slik at der substratet først er rensket f.eks. mekanisk, vil en kunne forvente et positivt resultat av flere års varighet. Tidsperspektivet her vil trolig likevel variere innom de ulike deler av elva. På de renska flatene viste algeutviklingen en klar avtagende tendens nedover i vassdraget både dekningsmessig og biomassemessig sett. Denne tendensen viste seg også på det uberørte arealet omkring de renska flatene, hvor de putedannende levermosesamfunn syntes å være et fordelaktig substrat fremfor glatte steiner.

Med tanke på størrelsesorden av tilvekst i vannboende moser finnes det svært få arbeider som direkte omhandler dette. Maberly (1985a) studerte fotosyntesen i Fontinalis antipyretica og fant at planten hadde et meget lavt lyskompensasjonspunkt, dvs. at planten er meget konkurranse- og levedyktig under forhold med lite lys. Følgelig er det ingen større problemer med en lang mørk vinter for denne planten. Det ble også funnet at planten var en typisk CO₂ bruker. Vannkvaliteten i Suldalslågen med lav alkalinitet og svak sur pH er derfor et meget godt miljø for Fontinalis. Johnson (1978) undersøkte lengdevekst hos Fontinalis dalecarlica i den nordsvenske elva Rickleån og fant en tilvekst på ca. 13 cm i løpet av en 7-8 mnd. vekstsesong. Maksimal lengdevekst var ca. 1.2 mm/døgn i juli ved noe høyere temperaturer enn i Suldalslågen. Betydelig lavere lengdevekst er funnet for Rhynchosycon ripariodes med maks 1.44-2.31 mm/uke i juli og for Scapania undulata med 0.35 mm/uke i perioden mai-juli ved temperaturer på 9.3-12.1 °C (Kelly & Whitton 1987). Alle disse undersøkelsene viser at mosene vokser sakte og at bare detaljerte målinger over flere år kan være med på å bestemme utvikling av dekningsgrad og mosebiomasse i et vassdrag som Suldalslågen.

6.4 Hydrologiske forhold under flomepisodene

Det er som tidligere nevnt foretatt fire "spyle"flommer i Suldalslågen i tidsrommet 1987-88. For hver flom var det disponibelt omkring 50 mill. m³ vann til slipping.

Vannføringsdata fra flommene er analysert på bakgrunn av utglattede rådata. Særlig viste dette seg nødvendig for flomepisodene i 1987 hvor høyoppløselige målinger sto til rådighet. En direkte beregning av differensierte verdier, $\Delta q/\Delta t$ fra rådata førte til et svært høyt "støy"-nivå for disse måleseriene.

Flommen i juni 1987 ble etterfulgt av en ny "naturlig" flom like etter kulminasjonen. Dette kan ha influert noe på beregning av flomgangtid. I tillegg viste de EDB-overførte høyoppløselige data fra NVE seg å ha feilaktige tidsverdier for oktoberflommen 1987 (forskyvning på mer enn 2 timer) slik at det ikke var mulig å analysere denne flomepisoden i detalj.

Tabell 6.4. Maksimale vannføringsverdier ved de kontrollerte spyleflommene i 1987 og 1988 (L=liter). Beregnet henholdsvis på grunnlag av 5-minutters måleverdier (1987) og timemidler (1988).

		Stråpa			Lavika				
		\tilde{q}_{\max}	$d\tilde{q}/dt$ L/s ²			\tilde{q}_{\max}	$d\tilde{q}/dt$ L/s ²		
Spyleflom		m ³ /s	min.	gj.sn.	max.	m ³ /s	min.	gj.sn.	max.
Juni	1987	218.8	-1.24	0.00	8.40	215.2	-1.23	0.00	7.18
Oktober	1987	232.6	-9.06	0.00	16.75	249.2	-3.76	0.00	8.66
Juni	1988	219.7	-1.22	-0.00	7.97	227.3	-1.19	0.00	6.25
Oktober	1988	222.6	-3.50	0.02	17.03	226.7	-2.42	-0.01	9.00

De fire kontrollerte flommene har alle nådd samme toppnivå, omkring 220 m³/s ut fra Suldalsvatn. Som tab. 6.4 viser, har oktoberflommene begge år vært "krappere" målt som økning i vannføring, med en maksimal

vannføringsendring (i form av den utglattede "pseudo"-deriverte $d\tilde{q}/dt$) som har kommet opp i omkring 17 L/s^2 (tilsvarende en økning i vannføring på omkring $60 \text{ m}^3/\text{s}$ pr. time). Gjennomsnittet av $d\tilde{q}/dt$ er praktisk talt lik 0, hvilket viser at hver av de analyserte data-seriene har dekket hele sin respektive flomepisode. Beregnet for flomepisodene alene, var den signifikante vannføringen $q_{* \text{ peak}}$ omkring $140\text{-}145 \text{ m}^3/\text{s}$ for oktober- og $167\text{-}176 \text{ m}^3/\text{s}$ for juniflommene. Disse verdiene tilsvarer "normal"verdier for signifikant vannføring i det uregulerte vassdraget (jfr. fig. 4.12, s.71).

Den kunstige flombølgen har beveget seg nedover vassdraget nesten uten å forandre kurveform (se fig. 6.5-6). Midlere gangtid for spyleflommene har variert fra 4 til 6 timer (tab. 6.5 og fig. 6.2-4). Dette tilsvarer en midlere vannhastighet på $1 - 1.5 \text{ m/s}$. Den initielle flomfronten har imidlertid beveget seg betydelig hurtigere, omkring $2 - 2.5 \text{ m/s}$.

Tabell 6.5. Midlere gangtid for vann i flombølgen nedover Suldalsslågen.

Flomepisode	Tidsforskyvning (timer) beregnet etter krysskorrelasjon mellom	
	q	dq/dt
Juni 1987	4.2	5.2
Juni 1988	4.5	6.5
Oktober 1988	4.5	4.5

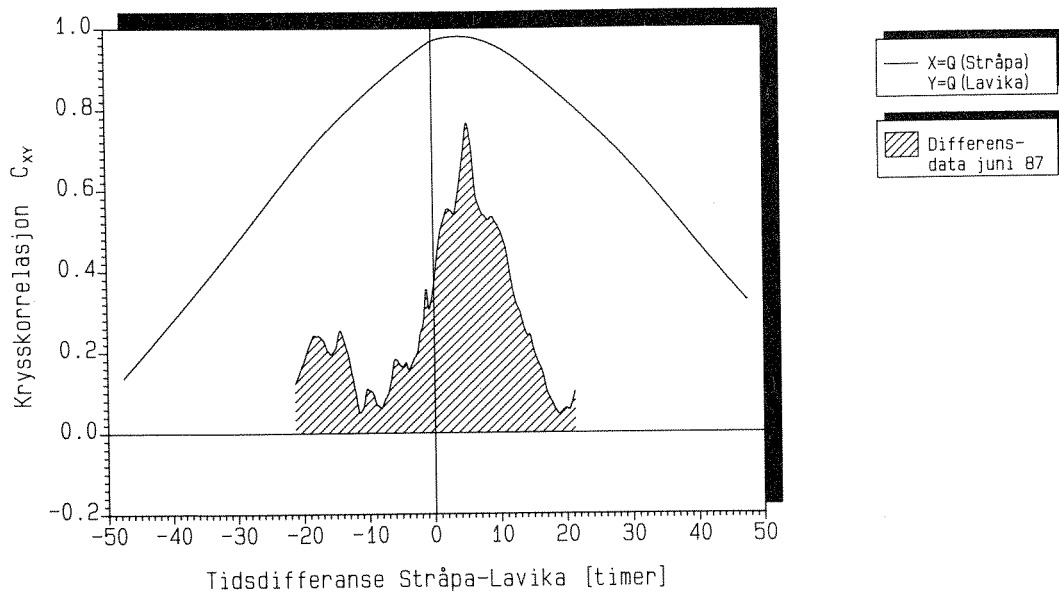


Fig. 6.2. Krysskorrelasjon mellom vannføring ved Stråpa (X) og Lavika (Y) for flomeepisoden juni 1987. Tidsoppløsning i vannføringsdata er 5 min. og seriene er tatt fra NVE's arkiv "FINDATA".

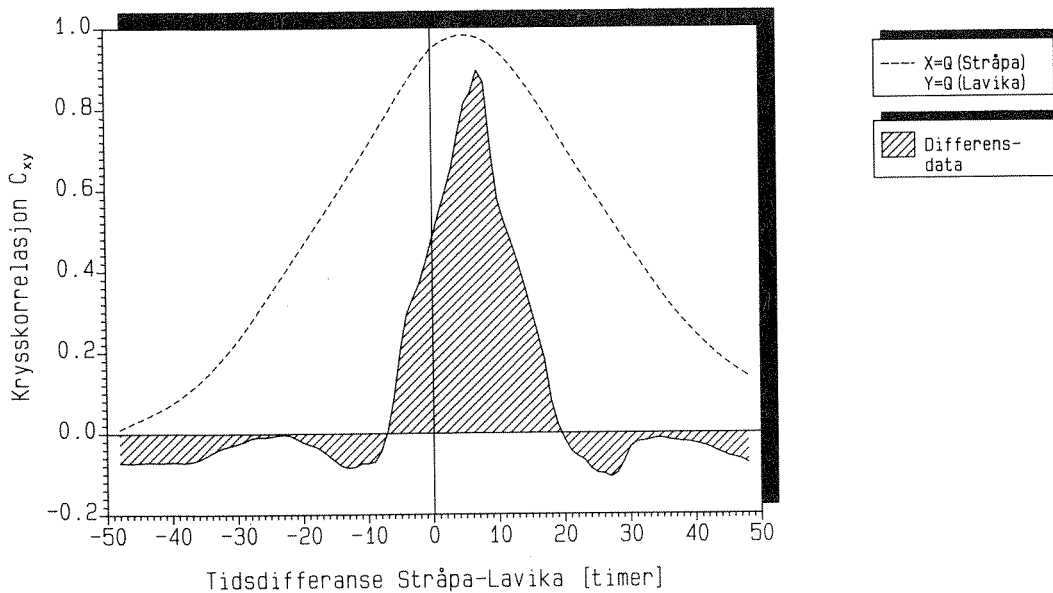


Fig. 6.3. Krysskorrelasjon mellom vannføring ved Stråpa (X) og Lavika (Y) for flomeepisoden juni 1988. Vannføringsdata her er timemidler tatt fra de respektive limnigrafene.

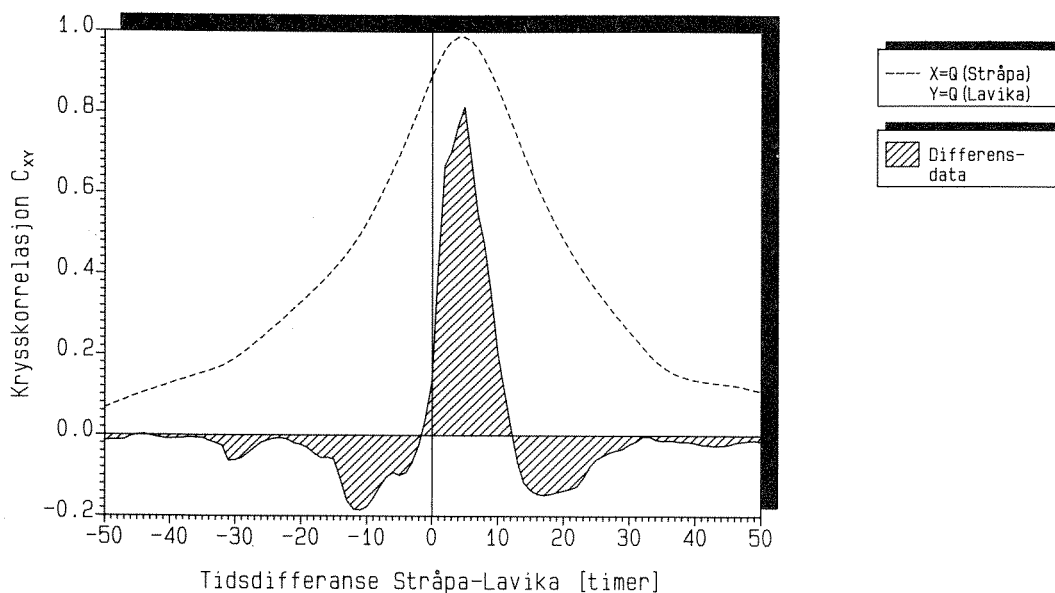


Fig. 6.4. Krysskorrelasjon mellom vannføring ved Stråpa (X) og Lavika (Y) for flomepisoden oktober 1988. Vannføringsdata her er timemidler tatt fra de respektive limnigrafene.

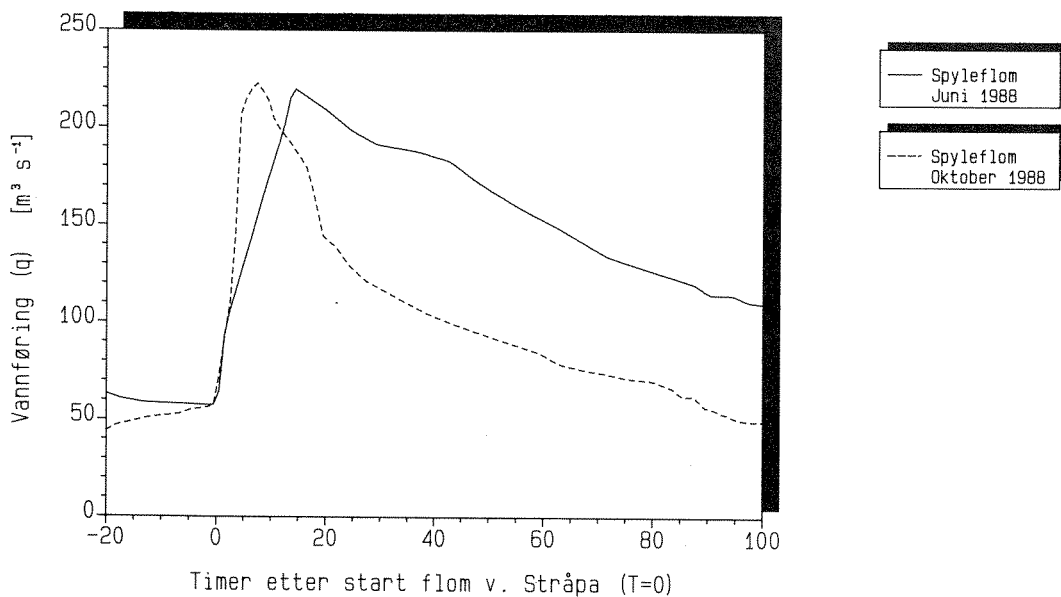


Fig. 6.5. Forløpet av spyleflommene i 1988, vist som vannføring ved Stråpa.

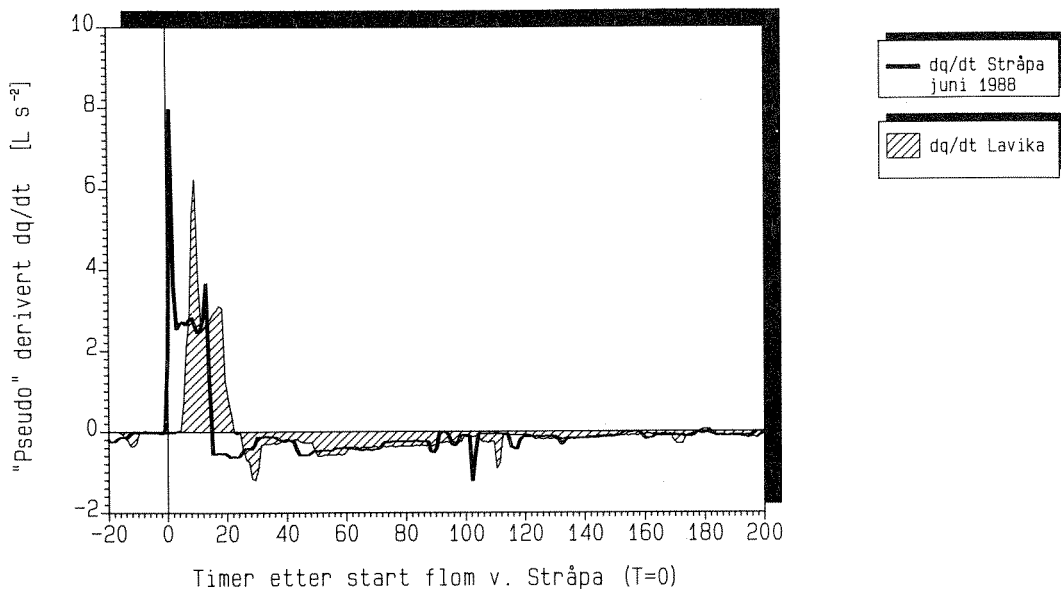


Fig. 6.6. Flombølgens formendring under spyleflommen juni 1988. Data er vannføringsendring pr. tidsenhet (dq/dt) målt ved henholdsvis Stråpa (fet linje) og Lavika (skravert felt).

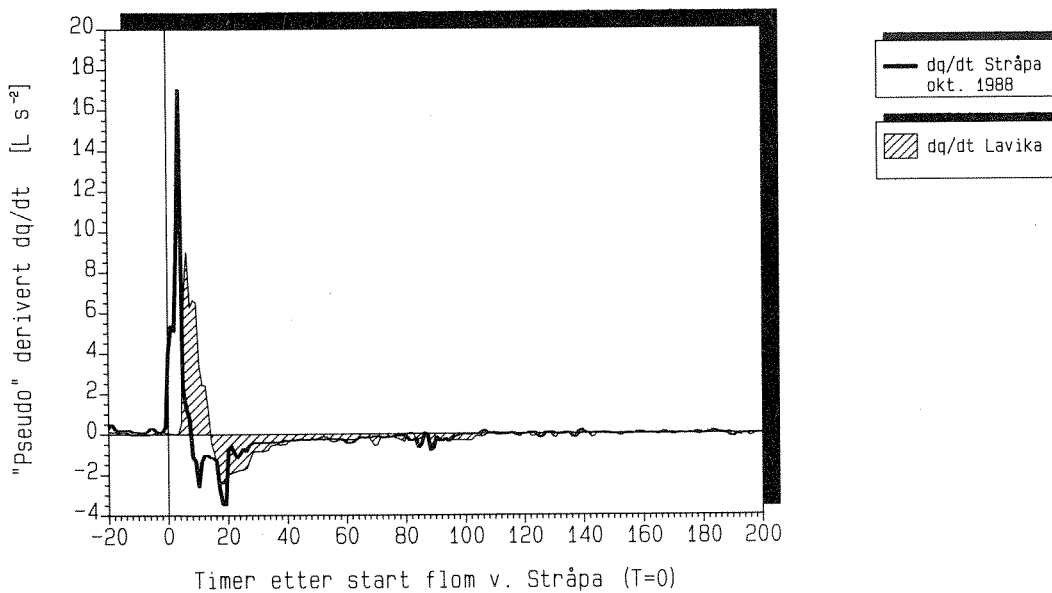


Fig. 6.7. Flombølgens formendring under spyleflommen oktober 1988. Data er vannføringsendring pr. tidsenhet (dq/dt) målt ved henholdsvis Stråpa (fet linje) og Lavika (skravert felt).

6.5 Massetransport under spyleflommen

Transporten av organisk og uorganisk materiale under spyleflommene kan beregnes ved hjelp av de kontinuerlige målingene av vannføring under flommene og tette prøveserier av de forskjellige materialfraksjoner. Det ble foretatt særskilte bestemmelser av uorganisk materiale (PUM), organisk finpartikulært materiale (POM) samt mose- og algedriv (dette tilsvarer \approx CPOM fraksjonen). Summen av POM og PUM utgjør seston slik begrepet er anvendt tidligere i forbindelse med undersøkelser i vassdraget (bl.a. Skulberg & Kotai 1984, Skulberg 1986).

Den "grove" fraksjonen med mose- og algedriv ble målt direkte i felt under flommen i oktober 1988, og estimert ved en regresjonsmetode for flommen i juni da man bare noterte tidspunktene for fylling av rista i laksetrappa i Sandsfossen. Det var et meget klart samband mellom turbiditet, seston og mosekvantitet i september i henhold til følgende regresjonsmodell ($r^2=93.4\%$, $p < 0.001$),

$$\text{Mosedriv} = -12.3 + 45.0 \text{ Sest} + 91.6 (\text{Turb}-0.22) \quad (6.1)$$

[mg/m³]

[g/m³]

[FTU]

Fordi flommene i juni og oktober var relativt sett like store og omtrentlig like bråe, antas at man kunne anslå mosefraksjonen ved flommen i juni ut i fra (6.1). I overensstemmelse med denne antagelsen viste forløpet av moseoppfylling på rista i laksetrappa (et kvalitativt mål for mosedriv) seg å være lik den beregnede utviklingen i henhold til regresjonsmodellen gitt ovenfor.

Transport av masse kan beskrives ut ifra tre ulike aspekter; (1) som konsentrasjon (dimensjon $M L^{-3}$); (2) som massefluks ($M T^{-1} L^{-3}$; fluks gjennom et volumelement i elvetverrsnittet); eller som (3), transportrate ved et gitt elvetverrsnitt ($M T^{-1}$), alternativt som akkumulert transportert masse i en gitt tidsperiode (dimensjon $M T^{-1} T$).

Målingene forelå opprinnelig som konsentrasjonsmål og ble ved hjelp av vannføringsdata konvertert til respektive transportrate og kumulativt transportert masse (alt. 3).

Transportintensiteten, m , varierer med tid t og er gitt ved følgende uttrykk,

$$m(t) = \alpha c(t) \cdot q(t) \quad (6.2)$$

hvor: c = massekonsentrasjon [g/m³ \equiv mg/L]
 q = vannføring [m³/s]
 α = skaleringsfaktor [g/s : $\alpha = 1$]
[kg/t \rightarrow g/s : $\alpha = 0.278$]
[g/s \rightarrow kg/t: $\alpha = 3.6$]

Resultatene presenteres her som kg (transportert materiale)/time pga. størrelsesorden av $m(t)$.

Den kumulative transporten, dvs. massen som er transportert gjennom vassdraget fra flomstart til et gitt tidspunkt T , finnes ved å integrere transportintensiteten over tid, dvs. som integralet

$$M = \int_0^T m(t) dt \quad (6.3)$$

M kan hensiktsmessig uttrykkes i enheten tonn.

6.6 Resultater fra spyleflommene i 1988

Tabell 6.6 og fig. 6.8-14 sammenstiller resultatene fra flomepisodene i 1988. Til tross for like høy maksimumsvannføring og omlag det samme forbrukte vannvolum ga flommene klart ulike tall for massetransport. Derimot viste målingene av kjemiske vannkvalitetsparametre at endringene både under og mellom flommene var helt ubetydelig (fig. 6.14).

Sammensetningen av massetransporten indikerer at flommene har vært svært like når det gjelder andel av materiale som transporteres - men mengdene er åpenbart forskjellige. Dette kan tyde på at utspylingen har to adskilte aspekter: (1) mobilisering av materiale, noe som betinges av hurtig økning i vannføring (egentlig, hurtig økning i vannhastighet), og (2) vannmassenes vedvarende evne til å frakte med seg suspendert materiale.

Tabell 6.6. Oppsummering av massetransport ved spyleflommene i 1988.

Fraksjon transportert	Transportrate (kg/t) gj.sn.		Massetransport (tonn)		% av total	
	juni	okt.	juni	okt.	juni	okt.
Uorganisk materiale (PUM)	1300	590	78.3	49.5	69.0	65.5
Finpartikulært organisk materiale (POM)	490	260	29.6	22.0	26.1	29.2
Mosedriv (\approx CPOM)	110	65	5.5	4.0	4.9	5.4
-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
Alle fraksjoner	1900	910	113.4	75.5	100.0	100.0

Den mer kortvarige oktoberflommen i 1988 hadde mindre transportevne enn juniflommen samme år, trass i en brattere oppstarting av flommen som medførte høyere konsentrasjoner i begynnelsen av flomepisoden. Dette tyder på at såvel bratthet (\rightarrow mobilisering av sediment og begroing) som flomvarighet (\rightarrow transport) må tas med i betraktning når flommene skal optimaliseres for rensking i vassdraget. Den signifikante vannføringen (q_*) kan anvendes som "målestokk" i denne sammenheng siden denne parametren klart var forskjellig mellom vår og høstflommene. Det synes ønskelig å få signifikant vannføring under en flom som kommer opp mot det nivå man hadde opprinnelig i uregulert vassdrag ($\approx 200 \text{ m}^3/\text{s}$); med det vannvolum som står til rådighet ved spyleflommene kan man neppe oppnå mer enn ca 90% av q_* (uregulert).

Vannkjemiske data indikerte ingen særlige forskjeller gjennom hver enkelt flomepisode (fig. 6.14). Dette viser klart at flommene bare gir transport av partikulært materiale.

Med utgangspunkt i tab. 6.6 kan man stille spørsmålet: hvor effektive har egentlig spyleflommene i 1988 vært? Anslått biomasse av moser i Suldalslågen er ca 450 tonn (tab. 5.6). Av dette fjernes bare omlag 1% ved en flomepisode. Dette resultatet, som nok er noe i strid med det subjektive inntrykket man har av elva i flom, bekreftes imidlertid av de visuelle registreringene som ble gjort på oppmerkede felter før og etter spyleflommene (s. 126 - 130). Det transporteres langt større mengder av POM som stort sett representerer løsrevet algebiomasse. Antas algefraksjonen å være 10% av den totale begroingsbiomassen (antakelig et maksimumsanslag), tilsvarer POM-transporten en fjerning av omlag 50% av algesamfunnets biomasse. Dersom en i tillegg tar med

den del av CPOM-fraksjonen som besto av større algefilamenter som vanskelig lot seg skille ut fra mosematerialet, øker fjerningsprosenten for algebiomassen ytterligere. Dette indikerer at spyleflommene kan fjerne betydelige deler av algesamfunnet. Til gjengjeld vil disse organismene relativt raskt kunne re-etablere seg etter en flomepisode. Flere spyleflommer (eller naturlige flommer) synes å være nødvendig skal algedelen av begroingsamfunnet holdes på et lavt nivå.

Massetransporten av uorganisk materiale (PUM-fraksjonen) tilsvarte utspyling av 4-6 mg/cm² elvebunn (eller 40-60 g/m²) i hver av spyleflommene. Antas utspylingen bare å omfatte ikke-begrodd elvebunn, øker utspylingen på arealbasis til 19-29 mg/cm² (eller 190-290 g/m²), som grovt sett representerer et sedimentlag av tykkelse ≈ 1 mm. Spyleflommene kan derfor ha bidratt, sammen med øvrig flomaktivitet i vassdraget, til elvebunnens rene og ikke nedslammede preg.

6.7 Hva er den minste varighet som spyleflommen må ha?

Et annet nærliggende spørsmål er hvor lang spyleflom som er nødvendig dersom definerte mål for virkning skal oppnås.

Flombølgens gangtid var gjennomsnittlig ca 5 timer. Selve flomflanken bevegde seg hurtigere, på omkring 3 timer for de krappeste oktoberflommene. Dette tilsvarer gjennomsnittlige hastigheter på henholdsvis 1.2 og 2.0 m/s.

Den minste nødvendige varigheten av flommen kan finnes ved følgende formel utviklet av Einstein (1968), som beskriver "halveringstiden" for finpartikulært materiale:

$$T_{\min} = \frac{0.692 \cdot d}{w \cdot \eta} \quad (6.4)$$

hvor: d = partikkelfallhastighet
w = gjennomsnittsdyp (satt til 1m)
η = "kanaleffektivitet" (for Suldalslågen=1)

For det finpartikulære materialet i Suldalslågen blir T_{min} omkring 40 minutter. Når vannhastigheten under flom tas i betraktning vil finmaterialet i løpet av denne tidsperioden vandre omkring 2.9 km (gj.snittlig ≈ 1.5 km). Minste varighet av en flom ifølge denne betraktning måten blir derfor omlag 15 timer (=22.0/1.5).

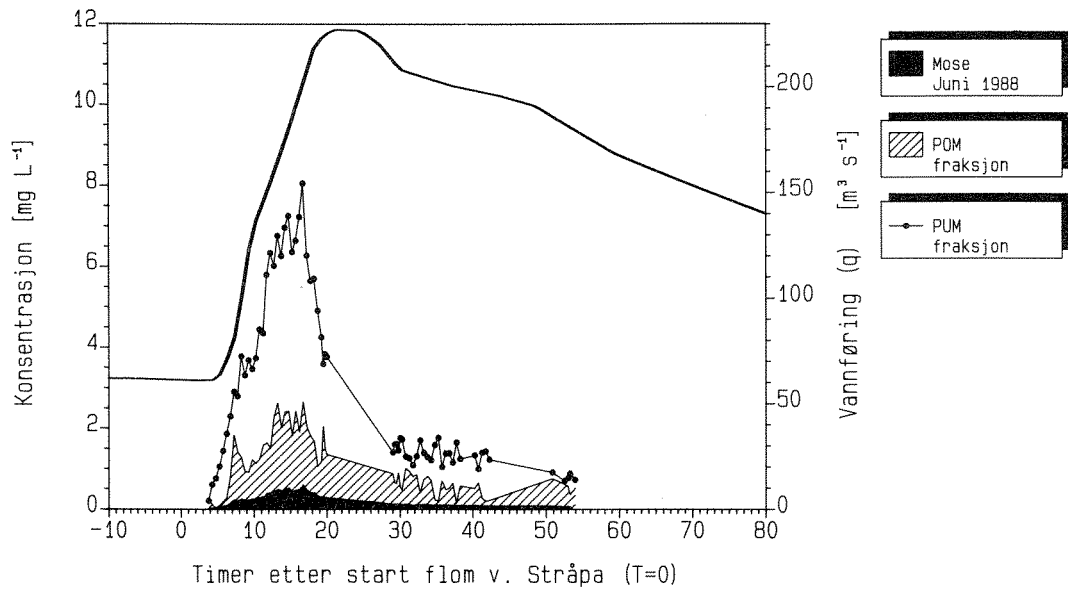


Fig. 6.8. Volumkonsentrasjoner av de ulike fraksjonene (POM, PUM og mosedriv \approx CPOM) under spyleflommen i juni 1988. Vannføringen ved Lavika vist ved heltrukket linje.

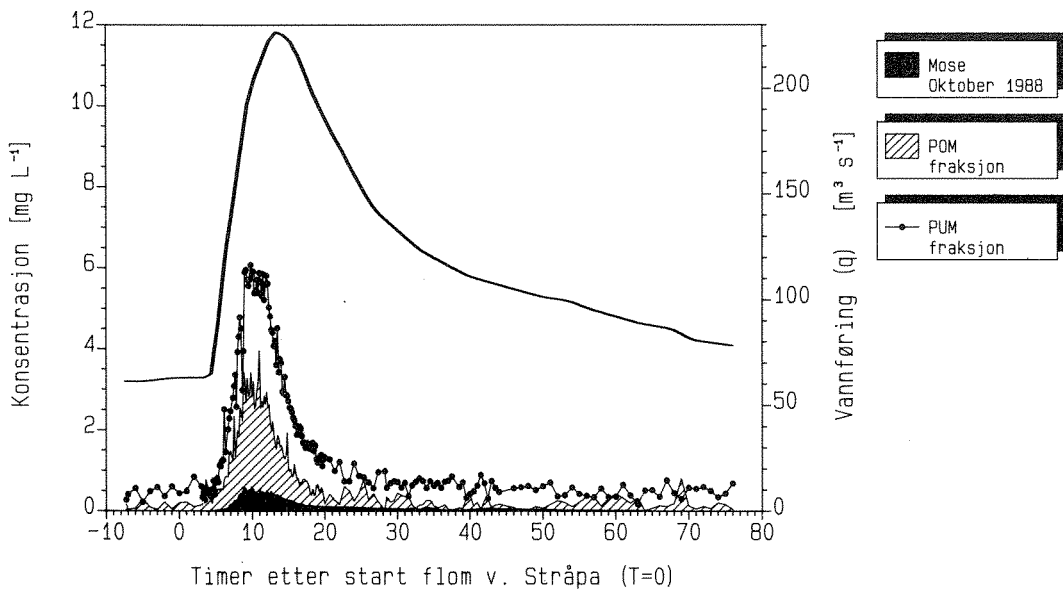


Fig. 6.9. Volumkonsentrasjoner av de ulike fraksjonene (POM, PUM og mosedriv \approx CPOM) under spyleflommen i oktober 1988. Vannføringen ved Lavika indikert.

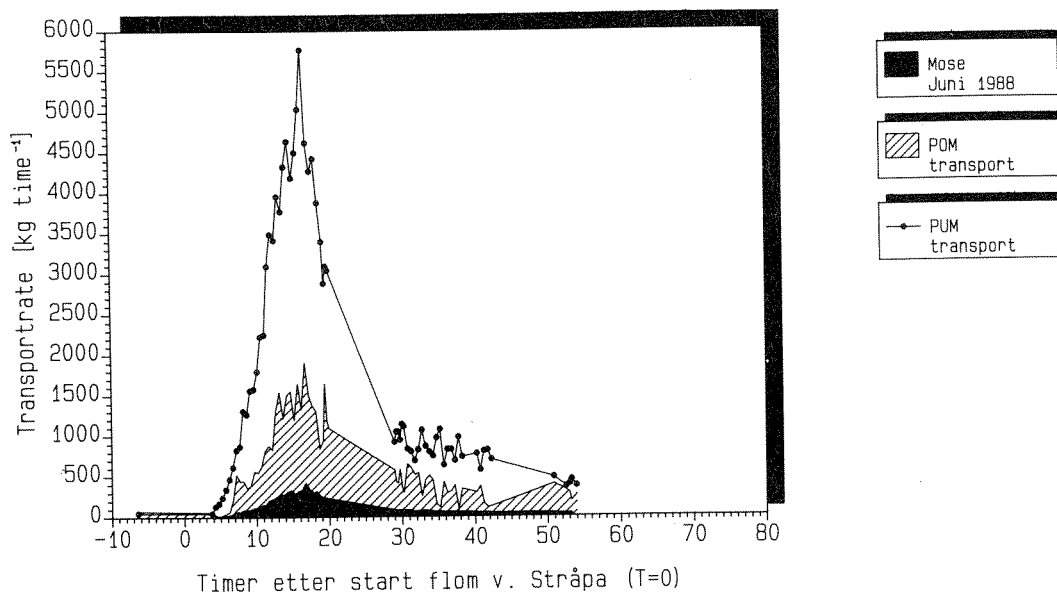


Fig. 6.10. Transportrater av de ulike fraksjonene (POM, PUM og mosedriv \approx CPOM) ved spyleflommen i juni 1988.

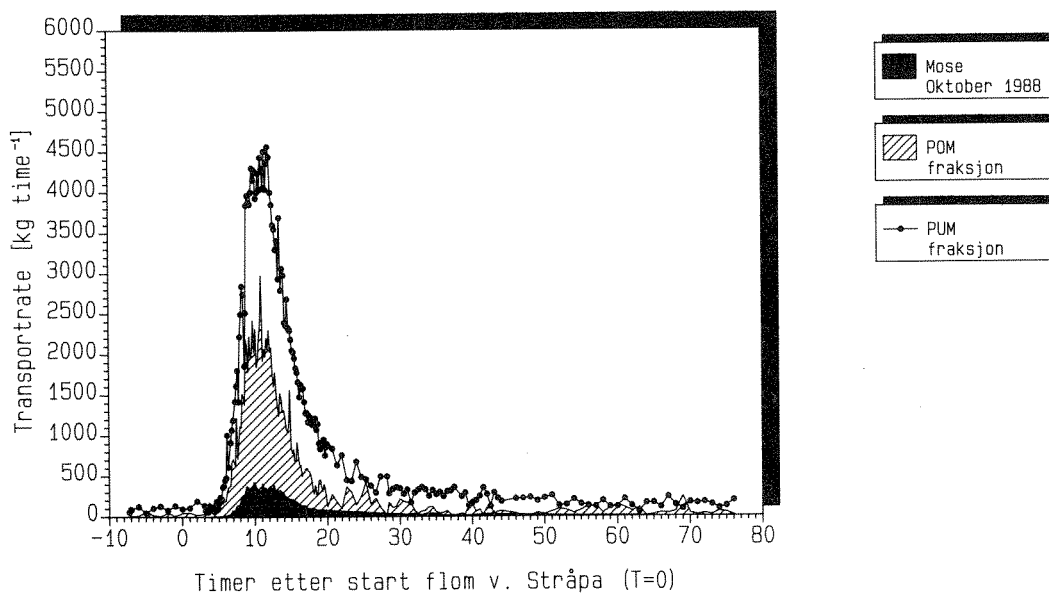


Fig. 6.11. Transportrater av de ulike fraksjonene (POM, PUM og mosedriv \approx CPOM) ved spyleflommen i oktober 1988.

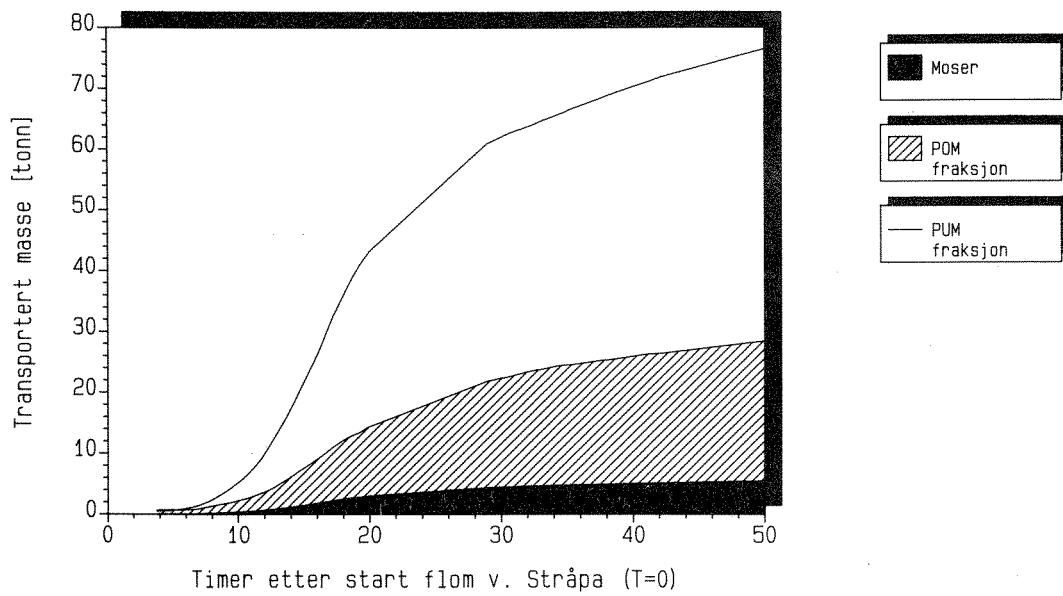


Fig. 6.12. Massetransport (M, tonn) mot tid (t) etter start av flom ved Stråpa. Juni 1988.

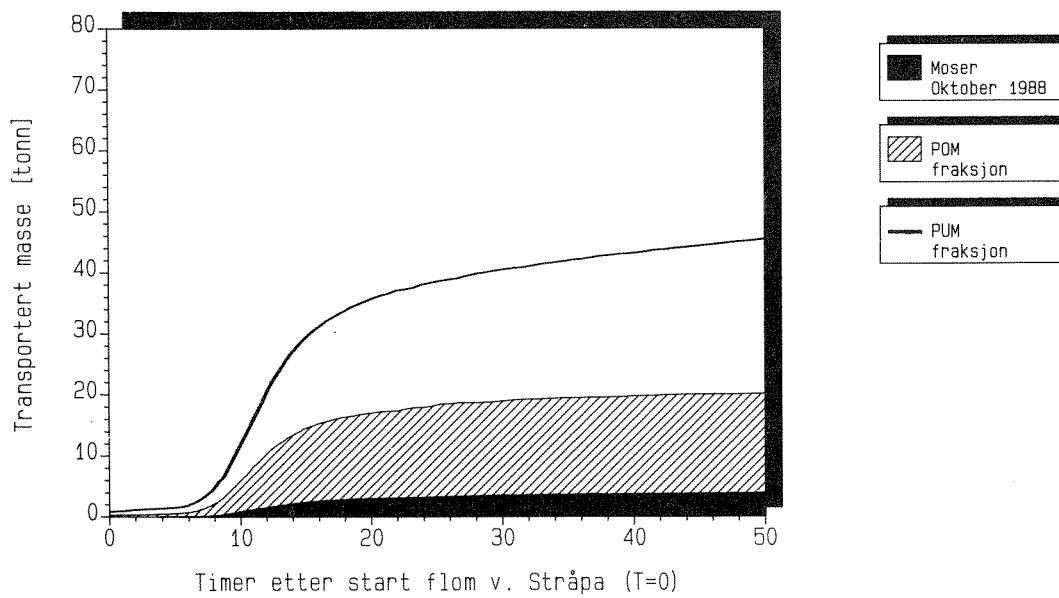


Fig. 6.13. Massetransport (M, tonn) mot tid (t) etter start av flom ved Stråpa. Oktober 1988.

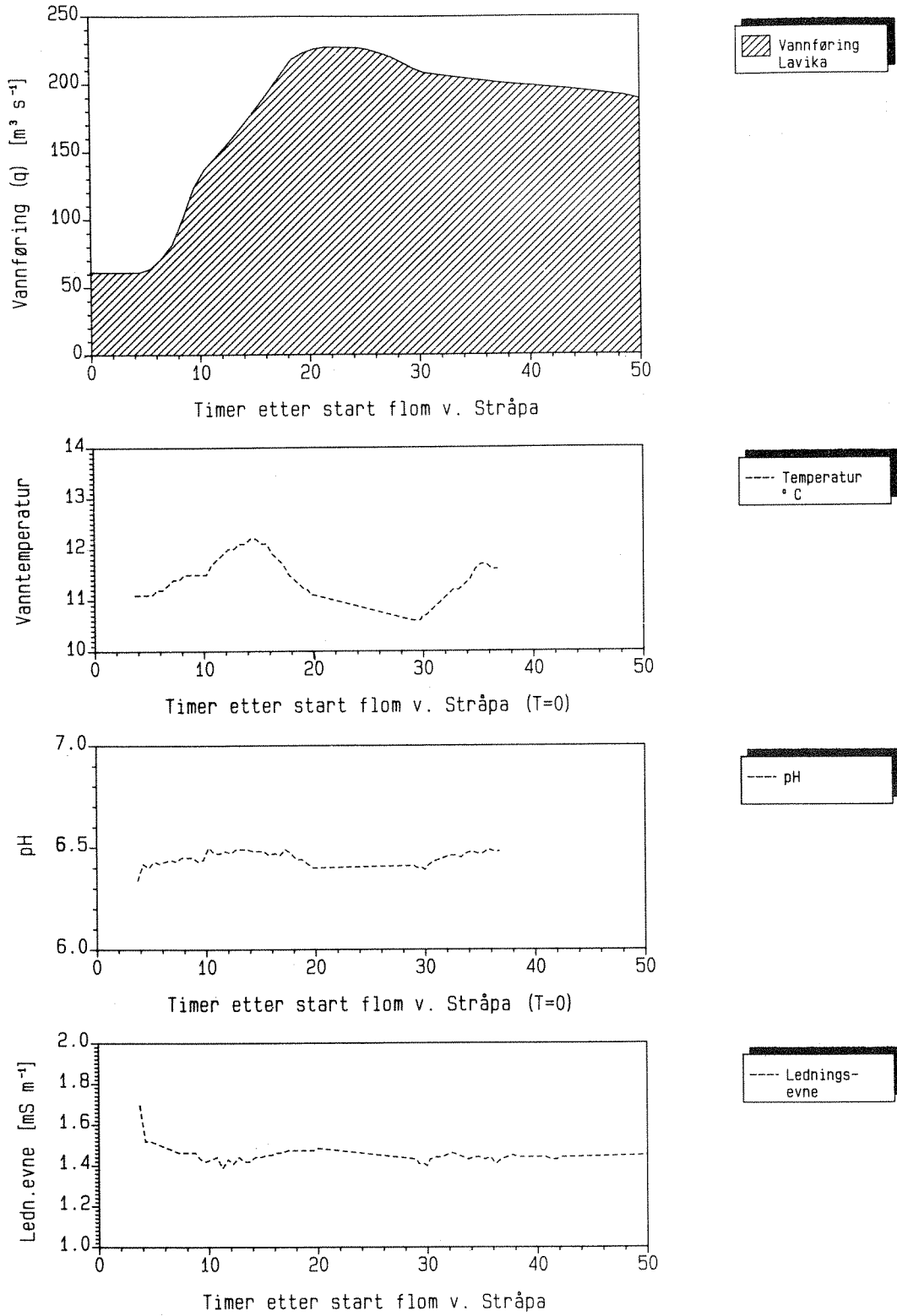


Fig.6.14. Tidsendringer i vanntemperatur, pH og konduktivitet under flømeepisoden i juni 1988.

7 MULIGE TILTAK MOT BEGROING I VASSDRAG

Dette kapitlet vil kortfattet omtale noen mulige fremgangsmåter for å redusere eller eliminere uønsket vegetasjon i vassdrag. Hensikten er å belyse det spekter av alternativer som man kan vurdere brukt i Suldalslågen.

7.1 Mekanisk fjerning

Fjerning av vegetasjon ved mekanisk rydding anvendes internasjonalt som én viktig fremgangsmåte (Berge 1984, Newroth & Soar 1986). I Norge brukes mekanisk fjerning i noe grad i samband med særlig verneverdige lokaliteter (Berge 1984). Mekaniske metoder omfatter et spekter av teknikker, hvor man dels kutter plantene (og i noen tilfeller frakter materialet vekk), dels river opp eller endevender bunnlagene der de uønskede plantene vokser (BCME 1978, Newroth 1979, Berge 1984).

I dype elver eller i kulper vil det være forbundet med store praktiske problemer å bruke dagens tilgjengelig utstyr for mekanisk fjerning, som er utviklet for bruk på mindre og grunne innsjøer. Derimot kan det være noe lettere å rydde elvebunnen på grunne strekninger, helst under perioder med lavvannføring i vassdraget. Til dette formålet kan vanlig maskinell rydderedskap anvendes. Denne fremgangsmåten er noe "røff" og heller lite skånsom mot såvel bunnsstrat som de biologiske samfunnene i elva.

7.2 Biokontroll og sprøyting

I motsetning til de mekaniske fjerningsmetodene anvender man her teknikker som direkte er rettet mot organismene og deres livssyklus. Slike metoder omfatter bl.a.

- tildekking
- bruk av herbicider
- bruk av ultralyd
- biologisk "krigføring"

Tildekking med finmasket duk på bunnen ("bottom barriers") anvendes bl.a. i Kanada (Newroth 1979). Metoden er utprøvd i Steinsfjorden med godt resultat (Berge 1987). Plasering av "Terrafix"™ duk på is om vinteren førte til at duken senere la seg jevnt utover på bunnen og ga reduksjon i biomasse av vasspest og takrør på henholdsvis 68-73% og

100%. Alternative løsninger, f.eks. bruk av sekkestrie (Truelson 1986) er til nå ikke forsøkt anvendt i Norge. Felles for tildekkingsmetodene er deres kortvarige virkning, i beste fall 2-3 år (Truelson 1986, Berge 1987) for undervannsvegetasjon.

Herbicider ansees generelt ikke å være noe gangbart alternativ under norske forhold: sprøyting av slike midler vil negativt påvirke vannkvalitet og øvrige interesser, bl.a. fiske og vannforsyning, tilknyttet almenhetens bruk av vassdraget (Rørslett 1987d). Det er også betydelige praktiske problemer forbundet med bruk av herbicider i akvatiske systemer (Spencer-Jones 1986). Virkningene kan være sterkt artsspesifikke - ofte vil f.eks. karplanter bli redusert mens trådformede alger kan overleve (Fox *et al.* 1986). Det er betydelige kommersielle interesser tilknyttet såvel produksjon som bruk av herbicider, og det bør kanskje utvises varsomhet med å signalisere for stor "interesse" for slike produkter. Herbicider kan imidlertid være et mulig alternativ anvendt lokalt på mindre felter og under betryggende kontroll. Potensielle konflikter med fiskeinteressene må i så fall vurderes.

Ultralyd-transducere med frekvens opp til 200 MHz har eksperimentelt vist seg å være til dels svært effektive mot undervannsvegetasjon (Newroth & Soar 1986). Denne teknikken er foreløpig ikke kommersielt tilgjengelig men virker etter alt å dømme uhyre lovende bl.a. fordi sidevirkninger og miljøforstyrrelser antakelig er beskjedne. Prismessig vil metoden sannsynligvis falle svært kostbart.

Biologisk "krigføring" er med stort hell anvendt mot enkelte planter (Room 1986) men vil kreve et innsiktsnivå i akvatiske planters økologi som til nå ikke er realisert i Norge.

7.3 Hydrologiske endringer

7.3.1 Vannstand

Redusert vintervannstand kombinert med innfrysning og is-skuring er den viktigste faktoren for minsket forekomst av makrovegetasjon i norske reguleringsmagasin (Rørslett 1980, 1984, 1988b). På elvestrekninger med økt vintervannføring, ofte med tapping fra et ovenforliggende magasin, blir isdekket sterkt redusert eller manglende (Rørslett, 1987d). Dette kan indirekte bidra til økt vekst av undervannsplanter fordi vekstperioden forlenges og plantebiomassen ikke ødelegges av is- og frostpåvirkninger.

Kontroll med uønsket vannvegetasjon i utenlandske vannkraft-prosjekter

skjer ofte ved hjelp av redusert vannstand, og da helst når plantene er mest sårbare (hvileperioder; i tempererte strøk:vinter) (Sculthorpe 1967, Hutchinson 1975, Goldsby et al. 1978, Johnstone 1986). En lav vintervannføring tilsvarer den naturlige, uregulerte situasjon i våre vassdrag og kan oppnås ved driftsstans på et magasinverk. Fra kraftproduksjonsmessig synspunkt er neppe slike tiltak særlig ønskelige, i alle fall ikke dersom disse skal skje hyppig.

Driftsstans, med varighet 3 døgn ved lufttemperatur -10°C og lavere, er planlagt om vinteren ved Brokke-anlegget i Otra. Hensikten er å redusere omfanget av krypsiv-bestandene nedstrøms kraftverket. Åpenbart krever denne metoden at man kan få en skikkelig bunnfrysning i plantebestandene. Dette kan neppe oppnås uten en samtidig senking av vannstanden. Ikke alle regulerte elvestrekninger vil egne seg i denne forbindelse. Igjen vil man også ha en mulig konflikt mellom bekjemping av begroing på den ene side og hensynet til fiskeinteressene på den annen side.

7.3.2 Spyleflommer

Flomvannføring medfører økt transport av sedimenter i vassdraget og vil ha en viss eroderende virkning på begroingen (Haslam 1979, 1986; Petts 1984). Erfaringer fra norske vassdrag viser at man må opp i svært store flommer før undervannsvegetasjon av karplanter og moser blir nevneverdig påvirket. Bestandene blir "tynnet" og bare i liten grad eliminert. Det kan nevnes at flommer i størrelsesorden 5-10 ganger større enn normalvannføring i deler av Otra i 1987 ikke maktet å påvirke bestandene av krypsiv (Juncus bulbosus) på noen vesentlig måte.

Når det gjelder algebegroing er den generelt betydelig mer sårbar for endringer i vannføring pga. den mer skjøre struktur og konsistens og dårlig utviklede festeordninger til substratet. Det finnes imidlertid store forskjeller mellom de ulike algetyper som også er funnet å dekke ulike strømnisjer i elvesystemet (Traaen et al. 1983; Traaen & Lindstrøm 1983; Lindstrøm & Traaen 1984). Ulike alger etablerer seg m.a.o. ved forskjellige strømhastigheter. Eksperimentelle undersøkelser på utspyling av algebegroing i renner (analog til spyleflom) har vist at effektiv utspylingshastighet økte med den hastigheten algene var etablert ved (Traaen og Romstad 1987). Anslagsvis måtte hastigheten økes 2-3 ganger for å få en effektiv utspyling av begroingen. Nødvendig hyppighet av spyleflommer vil være avhengig av algenes veksthastighet, som igjen er avhengig av temperatur, lys, strømhastighet og vannets næringsrikhet, samt hvilken akkumulert biomasse man tolererer.

Målinger i Suldalslågen har vist at hoveddel av løsrevet plante-
materiale transporteres på stigende flom opp til kuliminering (se s.
125-143). Dette kan dreie seg om tidsrom på bare få timer. Skal
spyleflommer ha hensikt ser det ut til at hurtig vannføringsendring er
viktigere enn selve flommens størrelse. Større innsikt i samspillet
mellom manøvrering og biologisk respons vil kunne legge grunnlaget for
en forbedret vannusholdning og dermed gi en mer fornuftig disponering
av vannressursene.

8 SAMMENFATTENDE DISKUSJON

8.1 Hva vet man om begroingsproblemer i norske vassdrag?

Kunnskapen om begroingsproblemer i regulerte elver er generelt nokså liten, spesielt når det gjelder vegetasjon av karplanter og moser. Dette har flere årsaker - én viktig grunn er at problemrettede etterundersøkelser med vekt på begroing er sjeldne, en annen er trolig at det fokuseres for lite på å beskrive vegetasjonsforholdene i vassdragenes naturtilstand. Man vet simpelthen ikke nok om hvordan tilstanden i vassdraget var før regulering: dette gjør det vanskelig å relatere begroingsfenomener til et foretatt inngrep.

Alge- og mosebegroing i norske vassdrag er stadig lite undersøkt i kvantitativt henseende. Det finnes endel gode oversikter over f.eks. moseutvikling i særskilte elver (Ballestad 1981, Næss 1983) med hovedvekt på samfunnsstruktur og artsforekomst. Moser er også forsøkt innarbeidet i overvåkningssammenheng sammen med tradisjonelle biologiske undersøkelser i Gudbrandsdalslågen og Otta (Kjellberg et al. 1988). Algedelen av begroingssamfunnet beskrives tradisjonelt med fokus på kvalitative aspekter (Lindstrøm et al. 1979, Skulberg 1984, Lindstrøm 1987, Grande og Romstad 1988, Kjellberg et al. 1988), men det finnes også noen mer kvantitative arbeider (f.eks. Traaen & Lindstrøm 1983, Skotvold 1983, Fagernæs 1987). Det finnes et omfattende materiale om algesamfunnenes utvikling og artsinnhold i samband med ulike regulerte vassdrag, selv om endel av disse undersøkelsene refererer forhold som gjelder før utbyggingen fant sted (f.eks. Skulberg 1972, 1984).

Nyere rettspraksis i skjønnsaker pålegger regulanten et overordnet ansvar for sekundære virkninger ved et reguleringsinngrep. Her kommer åpenbart også tilgroingsproblematikken inn. Ansvarsforholdet i slike situasjoner har klare økonomiske konsekvenser. Fra et faglig, hydrobotanisk synspunkt er det viktig å forstå hvorfor og hvordan slike vegetasjonsproblemer oppstår. NVE-Vassdragsdirektoratet har i det reviderte rundskriv nr 36 (1986) gitt retningslinjer for botaniske undersøkelser i samband med konsesjonssøknader etter §5 i Vassdragsreguleringsloven av 1917 med senere endringer. Det heter her (NVE 1986) at slike undersøkelser i "**arealer som neddemmes, ..., [og] elver med endringet vannføring**" faller inn under søkerens ansvarsområde. **Vurdering av begroingsforhold i elvene tas med der det er "overveiende sannsynlig at disse forhold vil endres vesentlig."** (pkt. 17b). I tillegg nevnes undersøkelser av vannvegetasjon i samband med ferskvannsbiologiske undersøkelser (pkt. 17d).

Konsesjonsbetingede undersøkelser har dessverre ikke resultert i noe særlig innsikt i vegetasjonsforhold i norske vassdrag og er

"lite utfyllende når det gjelder vegetasjonsforholdene helt ut mot vannkanten, som enten blir neglisjert eller bare beskrevet i nokså generelle vendinger og med til dels vag omtale av såvel vegetasjonstyper som økologiske forhold" (Andersen & Fremstad 1986: 41).

Også internasjonalt er studiet av elvevegetasjon i samband med vannkraftutbygging og elvereguleringer kommet relativt kort (Baxter 1977, Petts 1984, Canter 1985) selv om man vet relativt mye når det gjelder samspillet mellom makrovegetasjon og miljøendringer (Haslam 1979, Davis & Brinson 1980, Nilsson 1978, 1979, 1984, Johnstone 1987).

Strandvegetasjonens respons på vassdragsutbygging er beskrevet kvalitativt av flere forfattere (Andersen 1983, Andersen & Fremstad 1986, Østerbrøt 1986). Studier av undervannsvegetasjon i samband med vassdragsutbygging er hovedsaklig foretatt i regulerte innsjøer (f.eks. Rørslett 1980, 1984, 1985a,b,c, 1988c); endel elver er også undersøkt i samband med masseutvikling av makrovegetasjon (Rørslett 1986, 1987d).

Vannmoser tilhørende slekten Fontinalis kan i éndel situasjoner forekomme i tilstrekkelige mengder til å skape alvorlige driftsproblemer for kraftproduksjon i norske vassdrag. Det er ikke funnet indikasjoner på næringstilgang i samband med noen av de rapporterte problemforekomstene, som alle er lokalisert til svakt sure og klart næringsfattige elver (Rørslett 1989b). Vekst av trådformede alger forekommer ofte også i helt upåvirkede elver under svært næringsfattige forhold (Lindstrøm 1983, Petts 1984).

Vi vet at tilgroing med strandvegetasjon kan skje under betingelser der utjevnet eller redusert vannføring er fremtredende (jfr. Rørslett 1976, Hvoslef & Mjelde 1983, Andersen & Fremstad 1986, Mjelde 1987). Årsak til en økende vekst med vannvegetasjon er ikke alltid like åpenbar. Næringstilførsel regnes for å være én mulig årsak til masseforekomst av vegetasjon (Johnstone 1986) - men mange situasjoner i norske vassdrag passer ikke med en slik hypotese (Rørslett 1988a, Rørslett et al. 1989). Mer oppmerksomhet er i senere tid rettet mot miljøendringer, f.eks. endringer i hydrologi (Rørslett 1988a, 1988c). Det ser ut til at vannplanter med stor evne til å skape masseforekomster gjennomgående tilhører CS- eller CD-strategiene (Brewer & Rørslett 1987, Murphy et al. 1989, Rørslett 1989b) og er typiske "opportuniste" som drar nytte av en middels grad av miljøforstyrrelse (Huston 1979, Rykiel 1985).

Vår viten om utløsende årsaker til en økt forekomst av makrovegetasjon i regulerte vassdrag er til nå temmelig mangelfull. Økt forekomst av krypsiv (Juncus bulbosus) er koblet sammen med forsurening (f.eks. Halvorsen 1977, Nilssen 1980, Roelofs 1983, Svedäng 1988), men gode, holdbare data for dette mangler stadig. I mange tilfelle studeres vegetasjonen enten før eller etter reguleringsinngrepet; f.eks. fant Rørslett et al. (1989) at bare 4 av 31 lokaliteter hadde fått undersøkt vannvegetasjonen såvel før som etter reguleringen, mens 19 elvestrekninger ble botanisk undersøkt først etter gjennomført regulering. Dette understreker igjen hvor lite tilfredsstillende norske regulerte vassdrag er undersøkt fra et botanisk synspunkt.

Stor tilgang på næringsstoffer synes heller ikke å være noen avgjørende faktor for vekst av karplanter, alger og moser. Det er registrert masseforekomster f.eks. av elvemoser (Fontinalis) ved fosfor-nivåer godt under $2 \mu\text{g P L}^{-1}$ i flere regulerte vassdrag (Rørslett 1989b). Noen indikasjoner på økt forekomst av algevegetasjon ved slamtilførsel finnes (Berge & Källqvist 1988). Renneforsøk hvor det ble studert effekter av ulike typer erosjonsmateriale på algebegroing og biomasseutvikling har vist klare virkninger (Berge 1989 pers.med.). Etter en forsøksperiode på 3 uker fikk man til eksempel en biomasseøkning på 700% sammenlignet med kontrollen. Erosjonsmateriale fra jorder på Østlandet gav 3-4 ganger så stor respons som ugjødslet erosjonsmateriale fra isbreskuring. Disse resultatene støtter opp om tidligere antagelser om erosjonsmaterialets betydning for eutrofiering og algevekst i norske vassdrag (Erlandsen og Lingsten 1987). Hvorvidt man kan overføre slike eksperimentelle data til et natursystem preget av skiftende vannføring er mer usikkert.

Når det gjelder hydrologiske endringer er bildet noe anderledes. Det er klare indikasjoner på betydningen av økt vintervannføring, i kombinasjon med utjevnet/reduisert sommervannføring, for økt forekomst av undervannsplanter. Naturforholdene (bunnslag, vannkvalitet) må i tillegg være gunstige for at slik vegetasjon skal kunne øke til problemskapende nivå. Det er mange norske elver som i utgangspunktet ikke kan gi grunnlag for særlig vekst av karplantevegetasjon - i slike elver vil neppe en regulering føre til store endringer i omfang av vegetasjon, med mindre vannføringen totalt reduseres så mye at landvegetasjon og småskog kan etableres. Redusert vannføring betyr også lavere strømhastighet og dermed mindre mekanisk belastning på planteveksten ute i elva. Sammen med redusert flomfrekvens kan slike endringer skape gunstige forhold for vekst av alger og moser.

Økt vintervannføring gir planteveksten mulighet for å forlenge

vekstsesongen i betydelig grad. Nedstrøms magasinverk som vesentlig kjøres som grunnlastverk kan man, under uheldige sammentreff av omstendigheter (vann- og bunnkvalitet), dermed skape grunnlag for bekymringsfull stor vekst av vannvegetasjon.

8.2 Endringer i temperatur- og isforhold ved reguleringene

Temperaturen i Suldalslågen er av fundamental betydning for all biologisk aktivitet og utvikling i elva. Dette gjelder såvel klekking og vekst av fiskeyngel og deres næringsdyr som utvikling av det viktige begroingssamfunnet som utgjør primærprodusentene i elva. Når det gjelder temperatur og begroing vil generelt økende temperatur opp til et visst nivå medføre økende vekst og biomasse av både alger og moser dersom andre miljøfaktorer samtidig er optimale. Suldalslågen har alltid vært en elv preget av lave sommertemperaturer. Følgelig finner en arter i begroingssamfunnet som vesentlig er tilpasset kaldt vann. For slike arter vil ofte små temperaturvariasjoner gi relativt store utslag i vekstforholdene.

Temperaturutviklingen i Suldalslågen kan naturlig deles inn i tre faser tilsvarende vannføringsregimene. Kanavin (1976) fant at gjennomsnittstemperaturen i elva hadde økt som følge av Røldal-Suldal regimet, mens Tvede (1987) etter en sammenligning av temperaturer i periodene 1973-77 og 1981-85 fant at elva var blitt kaldere igjen etter at Ulla-Førre utbyggingen begynte å påvirke elva og at vannets temperaturforhold grovt sett var nede på samme nivå som før Røldal-Suldal utbyggingen. Årene 1986-87 bekrefter denne tendensen, mens 1988 skiller seg ut som et ekstremår med en særdeles høy graddagsum. Etter disse betraktninger er det sannsynlig at perioden etter Røldal-Suldal utbyggingen har vært gunstig med tanke på en økende begroingsutvikling siden både generelt høyere temperatur og mer stabil vannføring gjennom året har virket samtidig. Perioden med Røldal-Suldal "effekten" var såvidt lang at mye av grunnlaget for dagens mosebegroing i elva kan ha utviklet seg i denne perioden. Etter at Ulla-Førre begynte å påvirke elva kan en lavere gjennomsnittstemperatur ha bremset utviklingen av begroingen, samtidig som nye vekststimulerende faktorer som økt næringsbelastning som følge av redusert fortynningseffekt og manglende opprenskningsflommer ble introdusert.

En annen viktig faktor i forbindelse med temperatur er isforholdene i elva. Tvede (1987) skriver bl. a. følgende:

"I Kanavins rapport fra 1971 er det slått fast at Suldalslågens nedre halvdel, dvs. fra Sandsfossen og opp til Mo kunne være helt eller delvis islagt før Røldal-Suldal utbyggingen. Observasjoner

viste at isleggingen først startet ved Førland og ved Tjelmane. Det kunne også danne seg en god del sarr og bunnis i og nedenfor strykene. Isen lå sjeldent lenger enn til slutten av mars. Den hardeste isvinteren i observasjonsperioden var 1962-63 da isen lå ved Tjelmane fra 1.januar til 12.april."

Isdannelse og påfølgende iserosjon er i begroingsammenheng en meget viktig faktor å ta hensyn til. Mulig iserosjon på elvebunnen er i stor grad med på å holde bunnen ren og kan i tilfellet Suldalslågen ha vært en medvirkende årsak til at de nedre deler av elva har hatt mindre begroing enn de øvre deler fra gammelt av. Med Røldal-Suldal utbyggingen falt denne mulighet for rensking av elvebunnen bort i og med at det sjeldent ble observert is i Suldalslågen i perioden 1967-80 (Tvede 1987). Fra og med 1981 er det igjen blitt mer vanlig med is i Suldalslågens nedre deler noe som kan være en medvirkende faktor til noe redusert biomasse nederst i elva i dag.

8.3 Vannføringsregimet i Suldalslågen

De hydrologiske endringene som stammer fra Røldal-Suldal og Ulla-Førre utbyggingene er omfattende i Suldalslågen. Det er mange aspekter ved vassdragets vannføring som er forandret, til dels i ulike retninger gjennom de to adskilte utbyggingene.

Volumreduksjonen i vannføring er markant for Ulla-Førre regimet, mens Røldal-Suldal regimet utmerket seg ved utjevningen av vannføringen over året i kombinasjon med en sterk økning av vintervannføringen. Begge regimer har medført klare endringer i flomfrekvens, flomvarighet og flomstørrelse. Alment kan sies at vannføringen ut fra Suldalsvatn er blitt mindre og jevnere på vinterstid sammenliknet med Røldal-Suldal perioden; at flomtoppene er sterkt redusert men mindre og brå endringer i vannføringen forekommer vanligere enn under uregulert tilstand.

Suldalslågens elveleie er utformet og dimensjonert etter ganske andre og større vannføringer enn de reguleringene gir. Gjennomnsittlig årsflom for perioden 1910-78 var $427 \text{ m}^3/\text{s}$; etter Ulla-Førre har årsflommen gjennomsnittlig ligget rundt $220 \text{ m}^3/\text{s}$. Den signifikante vannføringen er tilsvarende omlag halvert, fra rundt $200 \text{ m}^3/\text{s}$ (uregulert) til under $100 \text{ m}^3/\text{s}$ ved full drift av Ulla-Førre verkene 1987-88.

Etter Ulla-Førre utbyggingen er Suldalslågens transporterende evne ("competency") redusert i forhold til uregulert tilstand. Sammenliknet med forholdene etter Røldal-Suldal utbyggingen var elva imidlertid mer kapabel til å spyle ut slam i deler av perioden 1980-86. Først i hen-

hold til utviklingen 1987-88 kan man si at Suldalslågen kan stå i fare for en økende nedslamming i årene fremover. Kontrollerte flommer (lokke/"spyle"-flommer) vil derfor ha stor betydning i fremtiden skal elva ha en tilfredsstillende brukskvalitet, f.eks. til utøvelse av fiske.

Maksimal partikkeltransportevne i Suldalslågen ligger rundt 10-12 g (tørrestoff)/m³ for seston (PUM + POM). Slike verdier ble funnet av Gjessing & Nygård (1971) i flomepisoder under Røldal-Suldal regimet. Tilsvarende verdier ble også observert under spyleflommene i 1988. Disse observasjonene indikerer at vassdraget har en betydelig transportende evne når forholdene legges til rette mhp. vannføring.

8.4 Eldre beskrivelser av vassdragets begroing

Når det gjelder den kvalitative og kvantitative begroingsutvikling i Suldalslågen er det få tilgjengelige opplysninger av vitenskaplig karakter en har å holde seg til. Lillehammer (1964) som undersøkte bunn- og drivfaunaen i Suldalslågen i årene 1960-62 skriver bl. a.

"Gjuvefossen deler elven i øvre og nedre del. Den nedre del har litt ustabile bunnforhold og det er lite makrovegetasjon. Denne del utgjør ca. 1/3 av elvens lengde. Den øvre del, ca. 2/3 av elvens lengde, har mere stabile bunnforhold og på flere steder finner en ganske tett mosevegetasjon. Makrovegetasjonen på steingrunn består av mosene Fontinalis dalecarlica og Marsupella emarginata. Ellers var det alminnelig med algevegetasjon på en del stasjoner."*

* (Marsupella emarginata tilhører gruppen omkring M. aquatica)

Denne kvalitative beskrivelsen er fra perioden før Røldal-Suldal utbyggingen og må tolkes dithen at mose- og algebegroing allerede den gang var et vanlig innslag i Suldalslågen i uregulert tilstand. Hvor store mengder det var kan man imidlertid ikke regne seg tilbake til.

Ved en befaring 30. juli 1974 ble elva undersøkt mhp. høyere vegetasjon og eventuelle effekter av vassdragsregulering (Rørslett & Skulberg 1975). Vannstanden ved Stråpa var til sammenligning ca. 1 m høyere enn ved våre registreringer i april 1988. Det ble konstatert at Suldalslågen oppviste en artsfattig og sparsom høyere vegetasjon hvor Callitriche hamulata og Juncus bulbosus var dominerende i undervannsvegetasjonen. Dette er nøyaktig samme bilde som resultatet av undersøkelsen i 1988. Det ble registrert vannmosene Fontinalis sp. og Marsupella sp. på flere stasjoner og enkelte steder som "rik" fore-

komst. Det ble den gang spekulert i hvorvidt undervannsvegetasjonen hadde hatt en viss økning etter Røldal-Suldal reguleringen uten at sikre holdepunkter forelå for dette.

I 1981 ble det foretatt to befaringer i Suldalslågen i juni og juli hvor hensikten var å få holdepunkter om problemstillinger knyttet til begroingsutvikling (bunnvegetasjon) i vassdraget, og hvordan Ulla-Førre reguleringen påvirket disse forhold (Skulberg 1981). Observasjonene ble gjort ved en vannføring på rundt 100 m³/s, dvs. betydelig høyere vannstand i forhold til senere undersøkelser på minstevannføring i april og september-vannføringer. Likevel skulle disse observasjoner beskrive tilstanden i Suldalslågen før Ulla-Førre for alvor begynte å påvirke vassdraget og er i så henseende en meget viktig dokumentasjon. Rapporten inneholder i tillegg til en kvalitativ beskrivelse også de første kvantitative begroingsobservasjoner i Suldalslågen. I undersøkelsen heter det bl.a.:

"Gjennomgående var det liten forekomst av begroing i vassdraget, men på enkelte elveavsnitt var det frodig algevekst med stor biomasse. Dominerende arter i begroingssamfunnet var bl.a. Hydrurus foetidus, Microspora spp. og cf. Phormidium sp.. Disse trådformede alger - med brune, grønne og blågrønne fargepreg - kan forekomme i næringsfattige vann typer med klart og kaldt vann. De observerte algesamfunnene gir indikasjoner på at Suldalslågen reagerer ømfintlig på forholdsvis beskjedne påvirkninger med plantenæringsstoffer. Når det til dels utvikles stor forekomst av algebegroing under de rådende forhold i Suldalslågen, er dette sted- og tidsbegrenset. Det er et spørsmål om Ulla-Førre reguleringen vil lage nye forutsetninger for begroingsutvikling, om f.eks. forholdene endres slik at stor forekomst av begroingsalger eventuelt kommer til å bli en vedvarende tilstand i hele Suldalslågens utstrekning."

Det fremgår tydelig av denne rapporten at det har vært fokusert på algedelen av det eksisterende begroingssamfunn. Det er således algebegroingen som er kvantitativt fremstilt med verdier i området <0.1-12.4 mg organisk tørrvekt/cm². På flere stasjoner gjaldt dette algebegroing oppå moser uten at dette ble nevnt. Det skrives ikke noe om moser i den siterte rapporten, men tilgjengelige rådata viser en kvantitativ moseprøve på 46.9 mg/cm² (organisk tørrvekt) i området tilsvarende stasjon 3 (se fig.2.3). Dette er en enkelt prøve uten relasjon til dekningsgrad og er følgelig av liten verdi. Imidlertid kan det konstateres at moser også var til stede den gang med en uveid biomasse tilsvarende det som ble funnet for enkeltprøver i 1988. Når det gjelder den videre kvantitative begroingsutvikling i elva fra 1981 og frem til og med 1987 er den rapportert i følgende sammenhenger:

Skulberg (1986, 1987) og Johansen & Rørslett (1988). Tallene i disse rapportene representerer imidlertid uveide enkeltprøver og er derfor ikke direkte sammenlignbare med resultatene for undersøkelsen i 1988. Det vises forøvrig til en kritisk gjennomgang av de eldre data på s. 118.

Det ble funnet såvel Fontinalis sp. som levermosene Scapania undulata og Marsupella cf. emarginata i drivmateriale ved Tjelmene bru ved befaringen i 1981. Dette bekrefter tilstedeværelsen av vannmosesamfunnet som Lillehammer beskrev allerede i 1964 og som nøye er dokumentert i undersøkelsen for 1988. Når det gjelder den kvalitative algebegroing i elva i 1988 så synes den å være tilnærmet uendret i forhold til 1981-undersøkelsen.

8.5 Hva skjedde i Suldalsvatn ved Ulla-Førre utbyggingen?

Suldalsvatn er i samband med Ulla-Førre utbyggingen blitt en regulert innsjø, riktignok med en beskjedne reguleringshøyde (nominelt 1.5m). Innsjøen oppviser likevel klart de hydrologiske særtrekk som utmerker regulerte vannforekomster (Rørslett 1988b). Det må antas at dette igjen bidrar til å fremme forekomsten av forstyrrelses-tolerante organismer ("D"-strateger), slik som er vist fra andre regulerte innsjøer i Norge (Rørslett 1989a). I Suldalsvatn synes trådformede grønnalger (Microspora-arter) å profitere på reguleringen.

I Suldalsvatn må man påregne en viss erosjonsaktivitet betinget av innsjøens effektive heving; denne hevingen er imidlertid nokså liten (omkring 0.6m) og påvirker stort sett strandavsnitt som allerede har vel utviklet erosjonshud. På noe dypere vann kan det imidlertid foregå en viss omflytning av bunnlagene. Fotografisk dokumentasjon bestyrker denne antakelsen.

Utviklingen i Suldalsvatn er best kjent fordi påvirkningene her lar seg lettest tidfeste. Det kan slås fast at innsjøen bare i ubetydelig grad ble påvirket av tilslammingsepisoden 1982-83. Alle målte parametre som refererer seg til de frie vannmassene viser at innsjøen er svært næringsfattig og har normalt utviklede biologiske samfunn. Spesielt gjelder at lysforholdene under vann bestyrker inntrykket av Suldalsvatnet som en utpreget klarvannssjø. Således trenger undervannsvegetasjonen ned til betydelige vanddyp, noe som henger sammen med de gode lysforholdene (Spence 1982, Rørslett 1987b). Suldalsvatn har nokså lave sommertemperaturer og dette kan bidra til å prege produksjonsforholdene i innsjøen. Særlig kan temperaturforholdene ha bidratt til karplantenes beskjedne utvikling i Suldalsvatn.

Det kan nevnes at siktedyp bare er et velegnet mål for lysforhold når vannmassenes evne til å spre lys ("scatttering") er omlag uforandret. Dette var åpenbart ikke tilfelle i perioden med grumset vann 1982-83. På denne bakgrunn er det lite overraskende at tidligere konklusjoner om redusert undervannslysklima i Suldalsvatn som følge av tilslammingen ikke kan opprettholdes.

8.6 Biologisk respons: Hva skjedde i Suldalslågen?

Hendelsesforløpet i Suldalslågen kan ikke tidfestes like entydig som tilfelle var for Suldalsvatn. Det kan heller ikke utelukkes at såvel Røldal-Suldal som Ulla-Førre utbyggingene har bidratt til å legge grunnlag for den biologiske situasjonen man i dag har i Suldalslågen.

Samfunnene i Suldalslågen viser at det er de bakenforliggende miljøfaktorene - f.eks. hydrologi, lav temperatur, moderat strømhastighet og steinete bunnlag - som utformer begroingens strukturelle oppbygging og produksjon. Tilførsler av slam fra Suldalsvatn og fra avrenning i samband med dyrket mark nær elvestrengen kan nok ha gitt seg utslag i lokalt større produksjon. Men denne effekten "drukner" i den kontroll som det fysiske miljøet har over de biologiske forholdene i elva. Dette forholdet vises bl.a. tydelig ved den kvantitative fordelingen av begroing langs vassdraget. Lite "slitesterke" alger reduseres raskt i omfang nedover i elva. På den nederste strekningen reduseres i tillegg moseforekomstene vesentlig.

Den samlede arealdekningen (projeksjonsarealet) av alle begroingskomponenter ble bestemt til omlag 79% av elvebunnen. Dette er sannsynligvis en meget høy verdi, selv om det finnes få norske undersøkelser med data som direkte kan sammenliknes. Resultater for makrovegetasjon (hhv. Juncus og Elodea) i noen overgrodde norske lokaliteter har ligget omkring 30-55 % dekningsgrad (Rørslett 1986, 1987d, Rørslett et al. 1986). De bare forekomst innenfor koloniserbart habitat med (som virker mest relevant for samfunnene i Suldalslågen) kan f.eks. Suldalslågen sammenliknes med den vasspest-overgrodde del av Steinsfjorden (Rørslett & Berge 1986).

Biomassen av begroingssamfunnet i Suldalslågen må betegnes som relativt høy. Nivået på ca 35 mg/cm² (350 g/m²) av mosebiomasse er omtrent lik det Johnson (1978) rapporterte for Fontinalis-dominert vegetasjon i den nordsvenske elva Rickleån; topp Fontinalis-biomasse (770 g/m²) angis for "areas with a stable bottom of boulders, or on sandy bottoms where the moss can bind the sand" (Johnson 1978: 1472). Denne beskrivelsen passer fortreffelig forholdene i Suldalslågen.

Selv om biomassen av mose er høy, kan man ikke av dette slutte at produktiviteten (=produksjon pr. tidsenhet) er særlig høy i Suldalslågen. Veksthastigheten for de akvatiske mosene som preger begroingen i Suldalslågen er meget lav sammenliknet med landvegetasjon og øvrige akvatiske karplanter (Johnson 1978, Kelly & Whitton 1987).

Den kvantitative utviklingen av begroingen i Suldalslågen er ikke enkel å bestemme, vesentlig fordi samfunnet har så mosaikkartet forekomst, og dessuten viser deler av samfunnet (alger) tendens til store skiftninger gjennom året. Det opplegget som ble fulgt for undersøkelsen i 1988 virket imidlertid tilfredsstillende slik at den statistiske usikkerheten i anslagene ble brakt ned til et rimelig nivå; en variasjonskoeffisient i underkant av 20% må anses å være god når det gjelder biomassebestemmelser. Det er derfor overveiende sannsynlig at de (veide) tallene fremlagt her avspeiler den reelle situasjonen i vassdraget. Dette bestyrkes ved at biomassetallene er på linje med verdier rapportert i litteraturen for denne type samfunn (Saunders & Eaton 1976, Johnson 1978, Biggs 1985). Spesielt er våre verdier for algekomponenten i begroingen, $0.7 - 3 \text{ mg/cm}^2$ ($< 30 \text{ g/m}^2$) i bra samsvar med verdier rapportert for næringsfattige elver der man har middels til betydelig forekomst av trådformede alger (Biggs 1985, Biggs & Price 1987).

8.7 Nedslamming i Suldalslågen - faktisk forløp

Tilslammingen i Suldalslågen har vist seg å være et kortvarig overgangsfenomen, konsentrert til 1981-83. Nå transporteres finmateriale aktivt ut av elva. Målingene av turbiditet antyder at vesentlige deler av denne transporten finner sted i korte episoder. Dette kan bl.a. skyldes at sidevassdragene kan grave seg ned i forhold til hovedelveleiet ("rejuvenation"). Det er også tenkelig at elvefuren ikke har stabilisert seg etter de omfattende reguleringsinngrepene i området. Petts (1984) påpeker at hydraulisk stabilisering etter regulering kan ta lang tid, og inntil stabilisering er oppnådd vil det skje såvel graving som sedimentakkumulering i det opprinnelige elveleiet.

En viktig grunn til at man har kommet frem til motstridende konklusjon om tilslammingsprosessen i vassdraget kan ligge i den metodikk som er anvendt. Uorganiske tørrstoffmengder på elvebunnen ("slam") representerer hovedsaklig materiale akkumulert i begroingen, og dette lar seg ikke tilfredsstillende avgrense mot det opprinnelige bunnssubstratet. Dette forholdet kommer tydelig til uttrykk gjennom den meget skjeve statistiske fordelingen som "slam"prøvene hadde, og det positive sambandet mellom begroingsmengde og "slam". De rapporterte "slam"mengdene på enkelte av stasjonene ville, dersom de var uttrykk for nedslamming,

tilsvare et sedimentlag på opptil 1.3 cm tykkelse, hvilket står i sterk motsetning til elvebunnens renskurte utseende på disse stasjonene. Derimot ble det innsamlet betydelige mengder sand og mo inne i selve moseputene. Med den flekkvise fordelingen av begroing som preger Suldalslågen sier det seg selv at kvantifisering av "slam" inne i begroingen blir beheftet med en meget stor statistisk usikkerhet. I tillegg demonstrerer sammensetningen av "slammet" at det utelukkende dreier seg om fluviale sedimenter, som er stedeegne for Suldalslågen og ikke kan ha blitt transportert inn fra Suldalsvatn. Hvor det er blitt av det finpartikulære slammet som beskrives i Skulberg & Kotai (1984) og Skulberg (1986) er ikke avklart. Mest sannsynlig er finmaterialet vasket ut av vassdraget. Alternativt kan finmaterialet ha penetrert det grove substratet i Suldalslågen og konsolidert dette i et dypere-liggende nivå. Økning i andel av finpartikulært materiale er ansett å være negativ for fisk, særlig i samband med gyting (Reiser et al. 1985). Dette tilsier at man går mer aktivt inn på disse aspektene av tilslammingsproblemet i fremtiden.

Uklarhetene omkring nedslammingsproblematikken i Suldalslågen viser at det er et stort behov for å komme fram til bedre og mer velegnede metoder for å karakterisere sedimenteringsforholdene i vassdraget. Dette blir en viktig oppgave for videre arbeid i Suldalslågen, særlig i samband med evaluering av spyleflommer.

8.8 Behov for spyleflommer og optimalt flomforløp

Flomregimet i Suldalslågen står sentralt i en videre diskusjon om hvorledes vassdraget skal/bør utvikle seg i en biologisk sammenheng. Skal styrt utvikling ved hjelp av spyleflommer finne sted, bør det finne sted en kritisk evaluering av målsetning for spyleflommene før tiltaket iverksettes:

"Fundamental in the evaluation process is an initial determination of the need for a flushing flow. An unsubstantiated 'blind' recommendation and implementation of a flushing flow may actually be detrimental to the aquatic resource" (Reiser et al. 1985)

Flom"bølgen" som skapes ved spyleflommene beveger seg nedover vassdraget uten store endringer i kurveform. Målingene av massetransport viste at høyest massekonsentrasjon, og i tillegg størst transportrate, ble oppnådd i et kort tidsrom på 1-2 timer ved oppstartning av spyleflommen. Allerede før flommen når kulminasjon er utspylingen blitt sterkt redusert. Derfor er det ikke nødvendig å ha høy vannføring gjennom et lengre tidsrom for å oppnå en god utspylende virkning i et vassdrag som Suldalslågen, hvor gangtiden for flommen er svært kort

(bare 4-6 timer). Man må imidlertid ha tilstrekkelig vannføring i et tidsrom på 15-16 timer slik at det mobiliserte materialet også transporteres helt ut av vassdraget.

Finpartikkeltransporten vil initieres når de grovere lagene i elvebunnen mobiliseres under flommen. Undersøkelser viser at de ulike partikkelstørrelsene begynner å bevege seg innenfor et smalt område av vannføringer (Andrews 1983, Reiser et al. 1985). Observasjonene ved spyleflommene 1988 indikerer at vannføringen må overstige $100 \text{ m}^3/\text{s}$ i Suldalslågen før særlig massetransport av uorganiske fraksjoner forekommer. Krappheten som flombølgen har synes dessuten å være viktig. Massetransport under spyleflommene ble initiert når den (pseudo-)deriverte av vannføringskurven var ≈ 5 eller større for et tidsrom på minst 1 time. Dette betyr at vannføringen bør øke svært raskt, helst 5 ganger utgangsnivået i løpet av 1-2 timer (f.eks. fra 30 til $150 \text{ m}^3/\text{s}$). Tidspunktene for flomepisodene forøvrig synes å være velvalgte.

Den "idéelle" spyleflommen skal oppfylle flere motstridende krav. Vannmengden som slippes bør være så liten som mulig siden det ellers kan bli behov for å ta i bruk et stort magasinivolum i ovenforliggende magasiner, og dette kan i seg selv være uforénlig med krav om å overholde HRV særlig i Suldalsvatnet. Samtidig bør ikke flomvannføringen være så stor at utspyling skjer fra områder som normalt ikke står under vann. Dette kravet betyr at man bør holde seg godt under den uregulerte dimensjonerende vannføringen, og også ikke bør komme over ca. median-vannstands nivå langs elvestrengen. De forskjellige kravene bør evalueres mot hverandre slik at man kommer fram til mer optimale flomforløp enn det som er i dag. Den signifikante vannføringen i flomepisoden kan være et nyttig hjelpemiddel for å beregne hvor effektiv flommen kan bli.

Direkte målinger av massetransporten (se kap. 6, særlig s. 139) reiser noe tvil om det flomforløpet som hittil er anvendt har vært optimalt.

Oppkjøring fra f.eks. 50 til $200 \text{ m}^3/\text{s}$ på 1 time og påfølgende jevn nedtrapping til $50 \text{ m}^3/\text{s}$ igjen innenfor et tidsrom av 24 timer vil forbruke mindre enn 7 mill. m^3 men samtidig få en signifikant vannføring på omkring $175 \text{ m}^3/\text{s}$. Denne type flommer kan antas å ha en maksimal utspylende effekt på algesamfunnet, og kan også renske opp i mosebestandene. Ønsker man å ha en noe større transportevne kan flommen trappes ned over f.eks. den dobbelte tidsperiode. Slike hurtige flommer kan iverksettes opp til 5 ggr/år innenfor rammen av den vannmengden som står til disposisjon (ca 50 mill. m^3).

Spyleflommene må gjennomføres slik at fiske- og faunainteresser ikke

unødig påvirkes. En langsom nedtrapping av flomvannføringen kan i denne sammenheng prioriteres annerledes enn hva man ville gjøre ut ifra et "renske"perspektiv. Det bør også vurderes om flommene skal todeles med en kort og mindre "varsel"flom først, slik at bunndyr kan reagere på øket vannføring før en eventuell hovedflom begynner. Utenlandske erfaringer viser at tapet av bunndyr i driften kan reduseres dersom det går mer enn 24 timer mellom første og andre flomtopp (Irvine & Scott 1988).

8.9 Hva kan vi konkludere om utviklingen i vassdraget?

De sentrale problemstillingene ved NIVAs prosjekt i 1988 fokuserte på samspillet mellom hydrologi, slamtransport og begroing og hvordan disse forholdene hadde endret seg som følge av reguleringsinngrepene i Suldalsvassdraget.

Når det gjelder forekomst av begroingssamfunn og eventuelle endringer av disse er den historiske utviklingen i vassdraget nesten umulig å rekonstruere i dag. Dette skyldes i stor grad at datagrunnlaget fra situasjonen før Ulla-Førre utbyggingen er meget ufullstendig eller simpelthen ikke eksisterer. Situasjonen før Røldal-Suldal prosjektet ble gjennomført er ikke beskrevet med ett unntak for bunnfauna (Lillehammer 1964). I tillegg viste en gjennomgang av primærdata fra de tidligere NIVA-undersøkelser at man hadde blandet sammen ulike komponenter i begroingssamfunnene. F.eks. var algebegroing skilt ut og rapportert som "begroing" i noen tilfelle, mens alger og moser var slått sammen til én kategori ved andre anledninger. Dette beklagelige forholdet svekker selvsagt konklusjoner som kan trekkes ut ifra dagens situasjon.

Endel konklusjoner kan imidlertid trekkes i henhold til de data som nå foreligger. Det er nokså påfallende at flere av disse konklusjonene står i skarp motsetning til tidligere fremsatte vurderinger såvel av tilstand som utvikling i vassdraget (f.eks. Skulberg 1986); siden den foreliggende rapporten bygger på de beste og mest omfattende data-serier som finnes fra vassdraget antas det at de reviderte konklusjonene er mer dekkende for den faktiske situasjonen:

- Suldalsvatn endret seg lite som følge av tilslammingsepisoden 1982-83. Både når det gjelder biologiske samfunn i de frie vannmasser som lys- og turbiditetsforhold har innsjøen sin naturgitte, lavproduktive status intakt. Bare i deler av bunnvegetasjonen kan tilslammingsepisoden fortsatt spores, men også her er tilstanden i ferd med å normaliseres.
- Suldalslågen er p.t. lite nedslammet. Finmateriale transporteres

nå aktivt ut av vassdraget. Dette kan bl.a. skyldes at hurtige endringer i vannføring er mer fremtredende under de regulerte forholdene selv om vassdragets totale kapasitet til å transportere partikulært materiale kan ha blitt redusert, pga. en mindre gjennomsnittlig vannføring.

- Begroingen i Suldalslågen domineres av moser. Algene utgjør en liten andel (<10%) av begroingsmengden; målt som dekningsgrad kan algekomponenten i begroingssamfunnet være av betydelig omfang øverst i elva.
- Begroingssamfunnet i Suldalslågen er kvalitativt sett uendret siden tidlig på 1960-tallet. Det er sannsynlig at elva understøtter en kvantitativt forøket begroing (større biomasse) i regulert sammenliknet med uregulert tilstand, men sikre data mangler for å kvantifisere dette forholdet.

Disse konklusjonene betyr ikke at de biologiske forholdene i vassdraget er uendret fra uregulert tilstand og fram til dagens sterkt reguleringspåvirkede vannføringsregime. Problemet her går heller på at man ikke éntydig kan bestemme når begroingen økte og hvor store endringer som faktisk har funnet sted. Sammenlikner man beskrivelser gitt f.eks. av Lillehammer (1964), Lillehammer & Saltveit (1979) og Rørslett & Skulberg (1975) med dagens situasjon, er inntrykket at det har vært en viss økning i såvel arealdekning som kvantitet av begroing.

Disse konklusjonene understøtter igjen behovet for å foreta faglig forsvarlige undersøkelser før utbygging i et vassdrag, skal betydningen av kraftutbyggingen kunne belyses på en fyldestgjørende måte.

REFERANSER

- Abrahamsen, H. & Skogheim, O.K. 1981. Virkning av Ulla/Førre-reguleringen på vannkvalitet i Suldalslågen - en foreløpig prognose. DVF-Fiskeforskn. rapport 1981(7), 47 pp.
- Abry, T. & Skogheim, O.K. 1983. Virkning av Ulla/Førre-reguleringen på vannkvaliteten i Suldalslågen. DVF-Fiskeforskn. rapport 1983(3).
- Andersen, K.M. 1983. Strandvegetasjonen og dens forandringer i det regulerte Nea-vassdraget, Sør-Trøndelag. Hovedfagsoppg. botanikk, Universitetet i Trondheim, 226 pp.
- Andersen, K.M. & Fremstad, E. 1986. Vassdragsreguleringer og botanikk. En oversikt over kunnskapsnivået. Økoforsk rapport 1986(2), 90 pp.
- Andrews, E.D. 1983. Entrainment of gravel from natural solid riverbed material. Bull. Geo. Soc. Am. **94**: 1225-1231.
- Ballestad, M. 1981. Økologiske studier av mosevegetasjonen i Vosse-vassdraget, Hordaland. Hovedfagsoppg. botanikk, Universitetet i Oslo, 240 pp.
- Barko, J.W., Adams, M.S. & Clesceri, N.L. 1986. Environmental factors and their consideration in the management of submersed aquatic vegetation: a Review. J. Aquat. Plant Manage. **24**:1-10.
- Baxter, R.M. 1977. Environmental effects of dams and impoundments. Ann. Rev. Ecol. Syst., **8**: 255-283.
- Bay, H.A. 1987. Renskeflaumar i Suldalslågen 1987. Notat Suldal Elveigarlag, Sand 22.12.1987.
- BCME (British Columbia Ministry of Environment and Parks) 1978. A review of mechanical devices used in the control of Eurasian water milfoil in British Columbia. BCME, Water Investigations Branch, Vancouver, BC, 17 pp.
- Berge, D. 1984. Vasspest i Steinsfjorden. Utredning omkring utstyr som kan nyttes til den forestående prøvehøstingen av vasspest i Steinsfjorden høsten 1984. Norsk institutt for vannforskning, notat 0-82132, 17 pp.
- Berge, D. 1987. Vegetasjonskontroll i vann ved tildekking. Norsk inst. vannforskning, rapport 0-87129/E-86652, 19 pp.
- Berge, D. & Källqvist, T. 1988. Algetilgjengelighet av fosfor i jordbruksavrenning sammenlignet med andre forurensningskilder. Vekstforsøk med ferskvannsalgen Selenastrum capricornutum - Fremdriftsrapport. Norsk institutt for vannforskning, rapport 0-87079/0-87064/E-88431, 25 pp.
- Biggs, B. 1985. Algae: a blooming nuisance in rivers. Soil Water **21**:27-31.
- Biggs, B. & Price, G.M. 1987. A survey of filamentous algal proliferations in New Zealand rivers. N.Z. J. Marine Freshw. Res. **21**:175-191.

- Blakar, I.A., Digernes, I. & Hølsdal, R.E. 1989. Vannkvalitet i Ulla/Førre og Suldalsområdet 1986-88. NINA rapport (under trykking).
- Blakar, I.A. & Pedersen, R.E. 1986. Vannkvalitet i Ulla/Førre- og Suldalsområdet 1983-84. DN - Fiskeforsk., rapport 1986(4), 70 pp.
- Blakar, I.A. & Pedersen, R.E. 1987. Vannkvalitet i Ulla/Førre- og Suldalsområdet 1985-86. DN - Fiskeforsk. rapport 1987(3), 89 pp.
- Brewer, C.A. & Rørslett, B. 1987. Norwegian macrophyte models applied to an American reservoir. K. Norske Vidensk. Akad. Mus. Rapp. Bot. Ser., 1987(1): 7-17.
- Canter, L.W. 1985. Environmental Impact of Water Resources Projects. Lewis Publ., Chelsea, Michigan, 352 pp.
- Carignan, R. & Kalff, J. 1982. Phosphorus release by submerged macrophytes: Significance to epiphyton and phytoplankton. *Limnol. Oceanogr.*, **27**:419-427.
- Davis, J. & Brinson, M.M. 1980. Responses of submersed vascular plant communities to environmental change. Report FWS/OBS-79/33, U.S. Department of Interior, Washington D.C., 79 pp.
- Duarte, C.M. & Kalff, J. 1987. Weight-density relationships in submerged macrophytes. The importance of light and plant geometry. *Oecologia (Berl.)* 72: 612-617.
- Du Rietz, G.E. 1921. Zur Methodologischen Grundlage der modernen Pflanzensoziologie. Wien.
- Einstein, H.A. 1968. Deposition of suspended particles on a gravel bed. *Proc. ASCE J. Hydraul. Div.* 94(HY5): 1197-1205.
- Erlandsen, A.H. & Lingsten, L. 1987. Fosfortilførsler fra landbruk og betydningen for eutrofiering i norske vassdrag. Norsk institutt for vannforskning, rapport 0-85170, 95 pp.
- Fagernæs, K.E. 1987. Begreingsundersøkelser i Åbjøra/Tisleia og Reina-vassdragene, Oppland og Buskerud fylker. Vassdragsforsk rapport 118, 29 pp.
- Fox, A.M., Murphy, K.J. & Westlake, D.F. 1986. Effects of diquat alginate and cutting on the submerged macrophyte community of a Ranunculus stream in northern England. *Proc. 7th Symp. EWRS/AAB, Loughborough* 1986: 105-112.
- Gerloff, G.C. & Krumholz, P.H. 1966. Tissue analysis as a measure of nutrient availability for the growth of aquatic plants. *Limnol. Oceanogr.* **11**: 529-537.
- Gjessing, E.T. & Nygård, J.K. 1971. Analyse av vannprøver fra Røldalsdal for perioden 4/7 1966 til 21/8 1971. Norsk institutt for vannforskning rapport 0-63/66, 50 pp.
- Goldman, J.C., McCarthy, J.J. & Peavey, D.G. 1979. Growth rate influence on the chemical composition of phytoplankton in oceanic waters. *Nature*, 279: 210-215.

- Goldsby, T.L., Bates, A.L. & Stanley, R.A. 1978. Effect of water level fluctuation and herbicide on Eurasian watermilfoil in Melton Hill Reservoir. *J. Aquat. Pl. Manage.* **16**: 34-38.
- Grande, M. & Romstad, R. 1988. Tiltaksorientert overvåkning i Orkla, 1987. Statlig program for forurensningsovervåkning (SFT), rapport nr. 326/88. Norsk institutt for vannforskning, rapport 0-8000210, 66 pp.
- Grime, J.P. 1979. Plant Strategies and Vegetation Processes. Wiley, Chichester, 222 pp.
- Halvorsen, K. 1977. Makrofyttvegetasjonen i endel vann på Agder. SNSF-TN 36/77, 154 pp. Oslo-Ås.
- Hanlon, R.D.G. 1982. The breakdown and decomposition of allochthonous and autochthonous plant litter in an oligotrophic lake (Llyn Frongoch). *Hydrobiologia* **88**: 281-288.
- Harper, J.L. 1977. The Population Biology of Plants. Academic Press, London.
- Haslam, S. 1979. River Plants. Cambridge University Press, Cambridge, 396 pp.
- Haslam, S.M. 1986. Causes of changes in river vegetation giving rise to complaints. Proc. 7th Symp. EWRS/AAB, Loughborough 1986: 151-156.
- Hetager, S.E. 1985a. En sammenfatning av de hydrologiske forholdene i Suldaalslågen og Suldaalsvatnet. Ulla-Førreutbyggingen. Skjønn-sesjon VIII. Oslo, mai 1985.
- Hetager, S.E. 1985b. De hydrologiske forhold i Suldaalslågen. Tillegg til Statkraftverkernes notat av mai 1985. Ulla-Førreutbyggingen. Skjønn-sesjon VIII. Oslo, september 1985.
- Horner, R.R., Welch, E.B. & Veenstra, R.B. 1983. Development of nuisance periphytic algae in laboratory streams in relation to enrichment and velocity. I: Wetzel, R.G.(ed.). Periphyton of Freshwater Ecosystems. Dr. W. Junk Publishers, The Hague: 121-134.
- Huston, M. 1979. A general hypothesis of species diversity. *Am. Naturalist* **113**: 81-101.
- Hutchinson, G.E. 1975. A Treatise on Limnology. III. Limnological Botany. Wiley, New York, 660 pp.
- Hvoslef, S. & Mjelde, M. 1983. Strandvegetasjon i Vansjø. Fagrapport om vannstandsvekslinger betydning for strandvegetasjonen. Statlig program for forurensningsovervåking/ Norsk inst. vannforskning, SFT/NIVA overvåkingsrapport 124/84.
- Hvoslef, S. & Rørslett, B. 1986. Makrovegetasjon i norske innsjøer. I. Avgrensning av vannvegetasjon og regional forekomst. *K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapp. Bot. Ser.* 1986,2: 60-75.
- Irvine, J.R. & Scott, D. 1988. Impacts on drifting invertebrates of stream flow changes occurring in the afternoon and morning. *Verh. int. Verein. Limnol.* **23**: 1432-1436.

- Israelson, G. 1949. On some attached Zygnemales and their significance in classifying streams. *Bot. Not.* **4**: 313-358.
- Jenkins, G.M. & Watts, D.G. 1968. Spectral analysis and its Applications. Holden-Day, San Francisco, 525 pp.
- Johansen, S.W. 1987. Elodea canadensis i Steinsfjorden. En undersøkelse av plantens vekst og livssyklus i relasjon til de fysiske og kjemiske forhold i littoralsonen. Hovedfagsoppg. limnologi, Universitetet i Oslo, 197 pp.
- Johansen, S.W. & Rørslett, B. 1988. Begroing og tilslamming i Suldalsvassdraget. Rapport for virksomhet i 1987. Norsk institutt for vannforskning, rapport E-87712, 6 pp.
- Johnson, T. 1978. Aquatic mosses and stream metabolism in a North Swedish river. *Verh. internat. Verein. Limnol.* **20**: 1471-1477.
- Johnstone, I.M. 1986. Macrophyte management: an integrated perspective. *New Zeal. J. Mar. Freshwat. Res.*, **20**: 599-614.
- Johnstone, I.M. 1987. Aquatic weed problems. I: Henriques, P.R. (Ed), Aquatic Biology and Hydroelectric Power Development in New Zealand, Oxford University Press, Auckland: 124-137.
- Kanavin, E.V. 1976. Temperaturforhold i Suldalslågen. En uttalelse om reguleringens innvirkning. Rapport NVE-Iskontoret, 5 pp. + vedl.
- Kautsky, L. 1988. Life strategies of soft bottom macrophytes. *Oikos*, **53**: 126-135.
- Kelly, M.G. & Whitton, B.A. 1987. Growth rate of the aquatic moss Rhynchostegium riparioides in Northern England. *Freshwat. Biol.* **18**: 461-468.
- Kirk, J.T.O. 1983. Light and Photosynthesis in Aquatic Ecosystems. Cambridge University Press, Cambridge, 401 pp.
- Kjellberg, G., Hvoslef, S., Lindstrøm, E.-A., Mjelde, M. & Aanes, K.J. 1988. Tiltaksorientert overvåking i Gudbrandsdalslågen og Otta i perioden 1985-87. Basert på biologiske undersøkelser. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT), rapport nr. 319/88. Norsk institutt for vannforskning, rapport O-8000218, 203 pp.
- Lien, L. & Lindstrøm, E.-A. 1987. Tiltaksorientert overvåking av Hunnselva 1985-1987. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT), rapport nr. 302/88. Norsk institutt for vannforskning, rapport O-8000224, 99 pp.
- Lillehammer, A. 1964. Bunn- og drivfaunaen, dens betydning som føde for yngel av laks og ørret i Suldalslågen og Storelva. Hovedfagsoppg. i zoologi, Universitetet i Oslo, 75 pp.
- Lillehammer, A. 1986. Skjønn Ulla-Førre. Fiskerisakkyndig vurdering av reguleringenes virkning på laks- og ørretunger og produksjonsgrunnlaget i Suldalslågen. Rapport Zoologisk Museum, A.L. 1986-2, 21 pp.

- Lillehammer, A. & Saltveit, S.J. 1979. Stream regulation in Norway. In Ward, J.V. and Stanford, J.A. (eds.). The Ecology of Regulated Streams. Plenum Press, New York and London, pp. 201-213.
- Lillehammer, A. & Saltveit, S.J. 1984. The effect of the regulation on the aquatic macroinvertebrate fauna of the River Suldalslågen, western Norway.
I: Lillehammer, A. & Saltveit, S.J., Regulated Rivers. Universitetsforlaget, Oslo: 201-210.
- Lindstrøm, E.-A. 1983. Biologisk begrunnet vurdering av saprobiering/eutrofiering i elver. Norsk institutt for vannforskning, rapport 0-800702, 62 pp.
- Lindstrøm, E.-A. 1984. Biologisk begrunnet vannkvalitetsvurdering. Begreingsobservasjoner i Ellingsrudelva, Losbyelva, Fjellhamarelva, Sveeselva, Nitelva 1982 og Leira, Rømua 1983. Norsk institutt for vannforskning, rapport 0-82104, 35 pp.
- Lindstrøm, E.-A. 1987. Reguleringsvirkninger i Numedalslågen ved Pikerfoss kraftverk og I/S Skollenborg kraftverk. Etterundersøkelse av begreingssamfunnet i 1985. Norsk institutt for vannforskning, rapport 0-84132, 31 pp.
- Lindstrøm, E.-A., Brettum, P. & Traaen, T. 1979. Begreing i rennende vann. Beskrivelse av metoder og utredning av forskningsbehov. Norsk institutt for vannforskning, rapport A1-21, 36 pp.
- Lindstrøm, E.-A. & Traaen, T.S. 1984. Influence of current velocity on periphyton distribution and succession in a Norwegian soft water river. Verh. Internat. Verein. Limnol. **22**: 1965-1972.
- Lingsten, L. 1984. Moser som metallindikatorer i noen norske ferskvannsförekomster. Norsk institutt for vannforskning, rapport 0-8007602, 37 pp.
- Lingsten, L. 1985. "Bakgrunnsnivåer" av utvalgte metaller i ferskvannsmoser og mulighet for bruk av moser som indikator på organiske miljøgifter. Norsk institutt for vannforskning, rapport 0-85167, 15 pp.
- Maberly, S.C. 1985a. Photosynthesis by Fontinalis antipyretica. I. Interaction between photon irradiance, concentration of carbon dioxide and temperature. New. Phytol. **100**: 127-140.
- Maberly, S.C. 1985b. Photosynthesis by Fontinalis antipyretica. II. Assessment of environmental factors limiting photosynthesis and production. New. Phytol. **100**: 141-155.
- Mjelde, M. 1987. Tilgroing med høyere vegetasjon i Børselva, Ballangen kommune, 1986. Norsk institutt for vannforskning, rapport 0-86142, 25 pp.
- Molværsmyr, Å. & Fagernæs, K. 1989. Prosjekt Kobberbergselva. Fagrapport om vannkvalitet og vannforurensing. Fylkesmannen i Buskerud, Miljøvern avdelingen Vannanalyselaboratoriet, Drammen, 41 pp.

- Murphy, K.J., Rørslett, B. & Springuel, I. 1989. Strategy analysis of submerged lake macrophyte communities: an international example. *Aquat. Bot.* (subm.)
- Newroth, P.R. 1979. British Columbia aquatic plant management program. *J. Aquat. Plant Manage.* **17**: 12-19.
- Newroth, P.R. & Soar, R.J. 1986. Eurasian watermilfoil management using newly developed technologies. I: Lake and Reservoir Management, Vol. III. North American Lake Management Society: 252-257.
- Nicholls, M. 1984. Lys, siktedyp, turbiditet og farge. I Vennerød, K. (red.): Vassdragsundersøkelser. En metodebok i limnologi. Universitetsforlaget, Oslo, pp. 46-57.
- Nilssen, J.P. 1980. Acidification of a small watershed in southern Norway and some characteristics of acidic aquatic environments. *Int. Rev. ges. Hydrobiol.* **65**: 177-207.
- Nilsson, C. 1978. Changes in the aquatic flora along a stretch of the river Umeälven, N. Sweden, following hydro-electric exploitation. *Hydrobiologia* **61**: 229-236.
- Nilsson, C. 1979. Vegetationsförhållanden i kraftverksälvar. *Svensk Bot. Tidskr.* **73**: 257-265.
- Nilsson, C. 1984. Effect of stream regulation on riparian vegetation. I: Lillehammer, A. & Saltveit, S.J., Regulated Rivers. Universitetsforlaget, Oslo: 93-106.
- NVE 1986. "Nytt rundskriv 36". Vassdragsreguleringsloven - krav til søknader. Norges Vassdrags- og Energiverk, Vassdragsdirektoratet 1986.
- Næss, I.G. 1983. Økologiske studier av mosevegetasjonen i rennende vann i Gjerstad- og Tovdalsvassdraget, Aust-Agder fylke. Hovedfagsoppg. botanikk, Universitetet i Oslo, 149 pp.
- Otnes, J. & Ræstad, E. 1978. Hydrologi i praksis. Annen utg. Ingeniørforlaget, Oslo, 314 pp.
- Pettersson, S. 1984. Mikronäringsämnen ur växtfysiologisk synpunkt - upptagning, funktion och samspel. K. Skogs- o. Lantbr. akad. tidskr. Suppl. **16**: 7-20.
- Petts, G.E. 1984. Impounded Rivers: Perspectives for Ecological Management. Wiley, Chichester, 326 pp.
- Reiser, D.W., Ramey, M.P. & Lambert, T.R. 1985. Review of flushing flow flow requirements in regulated streams. Pacific Gas & Electric Co., Contract Report Z19-5-120-84.
- Reith, W.J. 1985. Die Restwasserfrage bei der Wasserkraftnutzung - zur aktuellen Diskussion in der Schweiz und in Österreich aus der Sicht des Landschafts- und Umweltschutzes. *Z.f. Kulturtechn. Flurberein.* **26**: 22-34.
- Roelofs, J.G.M. 1983. Impact of acidification and eutrophication on macrophyte communities in soft waters in the Netherlands. *Aquat. Bot.*, **17**: 139-155.

- Room, P.M. 1986. Biological control is solving the world's Salvinia molesta problems.
Proc. 7th Symp. EWRS/AAB, Loughborough 1986: 271-276.
- Rykiel, E.J. 1985. Towards a definition of ecological disturbance.
Austr. J. Ecol., **10**: 361-365.
- Rørslett, B. 1976. Tilgroing med høyere vegetasjon - omfang, hastighet og årsaker. Norsk inst. vannforskning Årbok 1975: 47-52.
- Rørslett, B. 1980. Reguleringsvirkninger på høyere vegetasjon i norske innsjøer. Norsk inst. vannforskning Årbok 1979: 27-31.
- Rørslett, B. 1984. Environmental factors and aquatic macrophyte response in regulated lakes - a statistical approach. Aquat. Bot., **19**: 199-220.
- Rørslett, B. 1985a. Death of submerged macrophytes - actual field observations and some implications. Aquat. Bot. **22**: 7-19.
- Rørslett, B. 1985b. Regulation impact on submerged macrophytes in the oligotrophic lakes of Setesdal, South Norway. Verh. Internat. Verein. Limnol. **22**: 2927-2936.
- Rørslett, B. 1985c. Vannvegetasjon og vassdragsreguleringer. K. norske Vidensk.Selsk. Rapp. Bot. Ser. 1985,2: 109-124.
- Rørslett, B. 1986. Vannvegetasjon i Venneslafjorden. Foreløpig vurdering av tilgroing, 1986. Norsk inst. vannforskning, rapport 0-86094, 25 s.
- Rørslett, B. 1987a. Statistics of the underwater light field: an empirical model. Internat. Rev. ges. Hydrobiol. **72**: 1-25.
- Rørslett, B. 1987b. A generalized spatial niche model for aquatic macrophytes. Aquat. Bot., **29**: 63-81.
- Rørslett, B. 1987c. Niche statistics of submerged macrophytes in Tyrifjord, a large oligotrophic Norwegian lake. Arch. Hydrobiol. **111**: 283-308.
- Rørslett, B. 1987d. Tilgroing i Otra nedstrøms Brokke. Problem-analyse og forslag om tiltak. - Norsk inst. vannforskning, rapport 0-86130, 40 s.
- Rørslett, B. 1988a. Aquatic weed problems in a hydroelectric river: the R. Otra Norway. Regulated Rivers, **2**: 25-37.
- Rørslett, B. 1988b. An integrated approach to hydropower impact assessment. I. Environmental features of some Norwegian hydro-electric lakes. Hydrobiologia, **164**: 39-66.
- Rørslett, B. 1988c. Niche extension of aquatic macrophytes in hydrolakes: predictive assessment of environmental impacts. Int. Revue ges. Hydrobiol., **73**: 129-143.
- Rørslett, B. 1989a. An integrated approach to hydropower impact assessment. II. Submerged macrophytes in some Norwegian hydro-electric lakes. Hydrobiologia, (in press)

- Rørslett, B. 1989b. Forekomst av vegetasjon i regulerte vassdrag. Problemidentifisering og omfang. Norsk institutt for vannforskning rapport 0-88003, 41 pp.
- Rørslett, B. & Agami, M. 1987. Downslope limits of aquatic macrophytes: a test of the transient niche hypothesis. *Aquat. Bot.*, **29**: 83-95.
- Rørslett, B. & Berge, D. 1986. Vasspest (*Elodea canadensis*) i 1980-åra. *Blyttia* **444**: 119-125.
- Rørslett, B., Berge, D. & Johansen, S.W. 1986. Lake enrichment by submersed macrophytes: a Norwegian whole-lake experience with *Elodea canadensis*. *Aquat. Bot.*, **26**: 325-340.
- Rørslett, B. & Brettum, P. 1989. The genus *Isoetes* in Scandinavia: an ecological review and perspectives. *Aquat. Bot.* (in press)
- Rørslett, B., Green, N.W. & Kvalvågnes, K. 1978. Stereophotography as a tool in aquatic biology. *Aquat. Bot.* **4**: 73-81.
- Rørslett, B. & Johansen, S.W. 1984. Makrovegetasjon. I Vennerød, K. (red.): Vassdragsundersøkelser. En metodebok i limnologi. Universitetsforlaget, Oslo: 155-166.
- Rørslett, B., Mjelde, M. & Johansen, S.W. 1989. Effects of hydropower development on aquatic macrophytes in Norwegian rivers: present state of knowledge and some case studies. *Regul. Rivers*, **3**: 19-28.
- Rørslett, B. & Skulberg, O.M. 1975. Høyere vegetasjon og vassdragsregulering i Suldalslågen. Norsk institutt for vannforskning, rapport 0-181/71, 16 pp.
- Saunders, M.J. & Eaton, J.W. 1976. A method for estimating the standing crop and nutrient content of the phytobenthos of stony rivers. *Arch. Hydrobiol.* **78**: 86-101.
- Sculthorpe, C.D. 1967. The Biology of Aquatic Vascular Plants. Arnolds, London, 610 pp.
- Sivertsen, A. & Skogheim, O.K. 1981. Datarapport: Kjemiske analyseresultater fra Suldalslågen - Ulla/Førrereguleringen (1980). DVF-Fiskeforsk. rapport 1981(3).
- Sivertsen, A., Skogheim, O.K. & Snekvik, E. 1980. Datarapport: Kjemiske analyseresultater fra DVFs elveserie (12. årgang). DVF-Fiskeforsk. rapport 1980(3).
- Skotvold, T. 1983. Begroing, vannkjemi og endogene C/P- C/N-forhold i alger som mål for nærings saltbelastning i vassdrag. Hovedfagsoppg. botanikk, Universitetet i Trondheim, 97 pp.
- Skulberg, O.M. 1972. Undersøkelse av begroing i regulerte og uregulerte vassdrag. Norsk institutt for vannforskning, rapport B-13/69, 0-113/65.
- Skulberg, O.M. 1980. Algebegroing i Surnavassdraget, Møre og Romsdal. Invirkning av vassdragsreguleringen på algeutvikling og vannkvalitet. Norsk institutt for vannforskning, rapport 0-75032, 54 s.

- Skulberg, O.M. 1981. Foreløpige observasjoner av begroingsforhold i Suldalslågen 1981. Ulla-Førre regulerings skjønn. Norsk institutt for vannforskning, rapport 0-80114, 16 pp.
- Skulberg, O.M. 1984. Effects of stream regulation on algal vegetation. I: Lillehammer, A. & Saltveit, S.J., Regulated Rivers. Universitetsforlaget, Oslo: 107-124.
- Skulberg, O.M. 1986. Ulla-Førre regulerings skjønn. Sakkyndig uttalelse om begroingsforhold og vannkvalitet i Suldalslågen. Norsk institutt for vannforskning, rapport 0-80114, 59 pp.
- Skulberg, O.M. 1987. Suldalslågen 1986. Norsk institutt for vannforskning, notat 2+8 pp.
- Skulberg, O.M. & Kotai, J. 1984. Undersøkelse av partikkelforurensning i Suldalslågen 1981-1983. Norsk institutt for vannforskning, rapport 0-82070, 75 pp.
- Spence, D.H.N. 1982. The zonation of plants in freshwater lakes. *Adv. Ecol. Res.*, **12**: 37-125.
- Spencer-Jones, D.H. 1986. Some problems facing the manufacturers and users of aquatic herbicides in Britain. *Proc. 7th Symp. EWRS/AAB, Loughborough 1986*: 327-332.
- Svedäng, M. 1988. Ecological studies on Juncus bulbosus - a macrophyte expanding in acidified lakes. Fil.kand avh., Uppsala Universitet.
- Sælthun, N.R. 1987. Nødvendig vannslipping i Suldalslågen for å opprettholde minstevassføring. Dokument i: ULLA-FØRRE, SULDALS-LÅGEN. Søknad om endring av manøvreringsreglement, Statkraft 1988.
- Truelson, R.L. 1986. Use of bottom barriers to control nuisance aquatic plants. Ministry of Environment and Parks, Victoria, BC, Canada, 6 pp.
- Traaen, T.S. & Lindstrøm, E.-A. 1983. Influence of current velocity on periphyton distribution. I: Wetzel, R.G.(ed.). Periphyton of Freshwater Ecosystems. Dr. W. Junk Publishers, The Hague: 97-99.
- Traaen, T., Lindstrøm, E.-A. & Johannson, C. 1983. Typifisering av lokaliteter i rennende vann. Norsk institutt for vannforskning, rapport 0-8007601, 68 pp.
- Traaen, T.S. & Romstad, R. 1987. Eksperimentelle undersøkelser for manøvreringsrettet kunnskap. Begroing og strømhastighet. Fremdriftsrapport for 1986. Norsk institutt for vannforskning, rapport E-86647/0-8406407, 26 pp.
- Tvede, A.M. 1987. Vanntemperatur og isforhold i Suldalsvatn og Suldalslågen 1973-1985. Norges Vassdrags- og Energiverk, Vassdragsdirektoratet, Hydrologisk avdeling, oppdragsrapport 13-87, 80 pp.
- Vogt, F. & Solem, A. 1966. Suldalsvassdraget. I: Norske Kraftverker, bind II. Teknisk ukeblads forlag, Oslo, 303 pp.
- Westoby, M. 1984. The self-thinning rule. *Adv. Ecol. Res.* **14**: 167-225.

- Williams, C.S. 1986. Designing Digital Filters. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ., 349 pp.
- Østerbrøt, A. 1986. Strandvegetasjonen og effekt av vassdragsregulering i Nidelva og nedre Nea, Sør-Trøndelag. Hovedfagsoppgave botanikk, Universitetet i Trondheim, 219 s.
- Østrem, G., Flakstad, N. & Santha, J.M. 1984. Dybdekart over norske innsjøer. Et utvalg av innsjøkart utarbeidet ved Hydrologisk avdeling. Meddelelse nr.48 fra Hydrologisk avdeling, NVE, Oslo, 128 pp.