

NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Hovedkontor
Postboks 69, Korsvoll
0808 Oslo 8
Telefon (02) 23 52 80
Telefax (02) 39 41 89

Sørlandsavdelingen
Televeien 1
4890 Grimstad
Telefon (041) 43 033
Telefax (041) 43 033

Østlandsavdelingen
Rute 866
2312 Ottestad
Telefon (065) 76 752
Telefax (065) 78 402

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

Prosjektnr.:
0-88033.

Undernummer:

Løpenummer:
2442

Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel: Tilgroing i terskelbasseng i Otra ved Valle. Problemanalyse og forslag om tiltak.	Dato: 30. juni 1990.
	Prosjektnummer: 0-88033.
Forfatter (e): Bjørn Rørslett Tor Erik Brandrud Stein W. Johansen	Faggruppe: Vassdrag.
	Geografisk område: Setesdal.
	Antall sider (inkl. bilag): 117

Oppdragsgiver: I/S Øvre Otra.	Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.):
----------------------------------	----------------------------------

Ekstrakt: Terskelbassengene i Otra ved Valle er tildels sterkt begrodde med krypsiv og andre vannplanter. Undersøkelsen viser at begroingen har sannsynlig opphav i miljøendringer etter vannkraftutbygging.

Ulike tiltak mot begroingen diskuteres.

4 emneord, norske:

1. Otra
2. Makrovegetasjon
3. Krypsiv
4. Vassdragsregulering

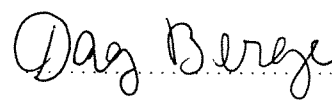
4 emneord, engelske:

- 1.
- 2.
- 3.
- 4.

Prosjektleder:


Bjørn Rørslett

For administrasjonen:


Dag Berge

ISBN 82-577-1750-9

0-88033

TILGROING I TERSKELBASSENG I ØTRA VED VALLE

Problemanalyse og forslag om tiltak

Saksbehandler: Bjørn Rørslett
Medarbeidere : Tor Erik Brandrud
Stein W. Johansen
Marit Mjelde
For administrasjonen: Dag Berge

FORORD

Norsk institutt for vannforskning (NIVA) har i lang tid vært opptatt av Otra og de mange problemer som bl.a. forurensninger, sur nedbør og vassdragsreguleringer har skapt og kan skape i dette vassdraget. Den foreliggende undersøkelse av tilgroingsproblemene i Otra oppstrøms Brokke kraftverk føyer seg således inn i en rekke problemorienterte studier foretatt av NIVA.

I den aktuelle sak er fokus satt på omfang og årsak til en sjenerende tilgroing med vannvegetasjon. Et vidt spektrum av metoder og angrepsmåter er brukt for å komme fram til svar på dette. NIVAs saksbehandler har vært fil.dr. Bjørn Rørslett. Feltarbeidet er utført i hovedsak av cand.scient. Tor Erik Brandrud og DH-kand. Marit Mjelde, som også har utført målinger av plantevekst på flybilder og laget vegetasjonskart. Cand. scient. Stein W. Johansen deltok i feltarbeidet i 1989, bl.a. ved etablering av vannstandsmåler, og har utført kjemiske analyser av plantemateriale. Rapporten er utarbeidet av Bjørn Rørslett med bidrag fra Tor Erik Brandrud (vegetasjonsbeskrivelse og studie av krypsiv) og Stein W. Johansen (vannkvalitet og analyse av næringsinnhold i vegetasjon).

I/S Øvre Otra har vært oppdragsgiver for undersøkelsen og har bidratt vesentlig til å sikre gjennomføringen bl.a. ved å stille mannskap til disposisjon når det trengtes. Alle i I/S Øvre Otra og på Brokke driftsentral takkes for stor hjelpsomhet og velvilje til å svare på spørsmål og løse problemer i løpet av undersøkelsen. Det samme gjelder Valle kommune og deres representanter. Hydrologisk avdeling, NVE, har skaffet tilveie det hydrologiske grunnlagsmaterialet.

I en så omfattende rapport er det vanskelig å unngå "fagspråk" helt. Resultatkapitlene har et frittstående sammendrag som kan leses av den som ikke ønsker å trenge så dypt inn i stoffet. Bakerst i rapporten finnes det også en liste med ordforklaringer som jeg håper kan være til nytte.

Bjørn Rørslett

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

Avsnitt	Side
KONKLUSJONER	1
SAMMENDRAG	3
1 INNLEDNING	5
2 OMRÅDEBESKRIVELSE OG FORETATTE REGULERINGSINNGREP	9
2.1 Generelt	9
2.2 Terskelbygging	9
2.3 Reguleringer	12
2.4 Planlagte utbygginger	12
3 HYDROLOGISKE FORHOLD	13
3.1 Grunnlagsdata	13
3.2 Vannføring	14
3.2.1 Generelt	14
3.2.2 Vannføring før og etter Brokke-utbyggingen	16
3.2.3 Endringer i flomfrekvens og -størrelse	20
3.3 Vannstandsvariasjoner	23
3.3.1 Generelt	23
3.3.2 Terskelbassengene - "uregulert" tilstand	25
3.3.3 Forholdene etter 1964	29
4 VANNKVALITET	33
4.1 Generell tilstand	33
4.2 Tidsendringer i vannkjemi	34
4.3 Forsuring	35
4.4 "Øyeblikksserie" av vannkjemi	36
4.4.1 Opplegg for prøvetakingen	36
4.4.2 Resultater fra øyeblikksserien	39
4.5 Is- og temperaturforhold	40
4.6 Sediment- og bunnforhold	43
4.7 Optiske forhold i vannmassene	44
4.7.1 Begrep og metodikk	44
4.7.2 Resultat fra lysmålinger i 1989	46

Avsnitt	Side
5 VANNVEGETASJON	49
5.1 Feltobservasjoner	50
5.1.1 Tidligere undersøkelser (1976)	50
5.1.2 Dagens situasjon	53
5.2 Kvantitative undersøkelser av vegetasjonsutvikling	54
5.3 Nisjeromsanalyse	55
5.4 Utvikling gjennom tid	58
5.5 Kjemisk analyse av næringsstoffer i plantevev	63
5.5.1 Materiale og metoder	63
5.5.2 Resultater	64
5.6 Krypsivets vekstformer og økologi	70
5.6.1 Generelt	70
5.6.2 Ulike vekstformer av krypsiv i terskelbassengene	71
5.6.3 Genetisk betinget variasjon av krypsiv i terskelbassengene	77
5.6.4 Viktige miljøfaktorer for kraftig vekst av krypsiv	78
6 PROBLEMANALYSE OG MULIGE TILTAK	83
6.1 Utløsende årsaker - sammenfattende diskusjon	83
6.2 Mulige tiltak	89
6.3 Oppsummering	94
REFERANSER	97
ORDFORKLARINGER	101
APPENDIKS: VEGETASJONSBESKRIVELSER	105

KONKLUSJONER

- *Vannføringen i Otra på strekningen oppstrøms Brokke er redusert til 1/5. Variasjoner i vannføring er dempet og flommer forekommer sjeldnere enn før Brokke-utbyggingen.*
- *Vannstanden i Otra er gjennomgående hevet i samband med terskelutbyggingen. Dette har ført til at vannspeilet endres lite ved skiftende vannføring i elva.*
- *Terskelbassengene er til dels sterkt begrodd med vannvegetasjon. Ulike vekstformer av krypsiv danner sammen med éndel andre vannplanter en frodig undervannsvegetasjon.*
- *Begroingen har økt i omfang etter at Brokke ble satt i drift. Undersøkelsen viser at begrodde områder f.eks. i terskelbassenget ved Valle har økt fra 24 til 77% av vanndekket areal.*
- *Planteveksten på den undersøkte strekningen har litt høyere innhold av næringsstoffer enn nedstrøms Brokke, men forskjellen ligger innenfor normal variasjonsbredde. Lokal næringstilførsel er ikke en sannsynlig årsak til økt vekst av vannplanter i området.*
- *Vannkjemisk sett er Otra forbi Valle preget av noe mindre surt vann enn nedstrøms Brokke, og innholdet av løste salter og næringsstoffer er noe høyere enn lengre ned i Otra. Forskjellen i vannkemi er så liten at den neppe kan forklare planteveksten ved Valle.*
- *En øyeblikksserie av vannkemi viste bare spor av lokale utslipp på restvannsstrekningen oppstrøms Brokke.*
- *Det er en sannsynlig sammenheng mellom regulering av Otra, terskelbygging, og de begroingsproblemer man nå opplever. Ingen enkeltstående faktor gir alene opphav til de dokumenterte endringene i vannvegetasjonen.*
- *Foreslåtte tiltak inkluderer: bruk av herbicider, lokal mekanisk fjerning og utlegging av fiberduk.*

KONKLUSJONER

- Den viktigste i forbindelse med opplysningene er at undersøke i hvilken grad de forskjellige faktorer som er nevnt i rapporten har innvirkning på utviklingen av sykdommer og på dødeligheten.
- Undersøkelser i Øst og gjennomgående hoved i samme område viser forskjellene. Dette har ført til at vannkvaliteten er bedre i de skitne vannføring i øst.
- Forskjellene er til dels sterkt begrenset med vann-vegetasjon. Like vekstformer av krypplante og sammensatte med andre vannplanter en frodig undervegetasjon.
- Begrepet har et i omfang etter at Brokna ble sett i drift. Undersøkelser viser at bevarde områder i Øst og i vest har et til dels forskjellig vannkvalitet.
- Planteveksten på den undersøkte strekningen har blitt høyere innhold av næringsstoffer enn tidligere. Men forskjellen ligger innenfor normale variasjonsbredder. Lokal næringsstoffrihet er ikke en sannsynlig årsak til økt vekst av vannplanter i området.
- Vannkvalitet sett ut fra ferdig Valtre prøver av den mindre sult vann enn nedstrøms Brokna, og innholdet av fosfor og næringsstoffer er noe høyere enn tidligere med i Øst. Forskjellen i vannkvalitet er så liten at den neppe kan forklare plantevæksten ved Valtre.
- En øyeblikksbilde av vannkvalitet viste bare spor av lokale utslipp på vestkanten av oppstrøms Brokna.
- Det er en sannsynlig sammenheng mellom reduksjon av Øst, vannkvalitet og de begrensningene som nå opplever. Ingen enkeltstående faktor gir slike effekter. Til de dokumenterte endringene i vannkvaliteten.
- Foreløpig tilleggs inkluderer: bruk av hender, lokal mekanisk jerning og utslipp av fiberduk.

SAMMENDRAG

Norsk institutt for vannforskning (NIVA) har undersøkt tilgroing av Otra, konsentrert om forholdene oppstrøms Brokke kraftverk, på strekningen Flåren - Bjørnarå. Oppdragsgiver for undersøkelsen var I/S Øvre Otra.

NIVAs undersøkelse tok sikte på å finne årsaken(e) til økte vekst av vannplanter i denne delen av Otra, som etter at Brokke kraftverk kom i drift 1964-65 har fått sterkt redusert vannføring. Denne veksten oppgis å medføre betydelige ulemper og sjenanse ved bruk av vassdraget til fiske, bading og fritidsaktiviteter.

Undersøkelsen har vist at det er etablert omfattende bestander med vann- og sumpvegetasjon på terskelstrekningen oppstrøms Brokke. Selv om man finner relativt sett artsrike vegetasjonstyper i dette området, sammenliknet med forholdene nedstrøms Brokke, er det likevel planten krypsiv (*Juncus bulbosus*) som oppviser særlig kraftig vekst i denne del av Otra. I likhet med Otra nedstrøms Brokke oppviser én av krypsivets ulike vekstformer en særskilt kraftig vekst og høy stoffproduksjon ("sanddyne-planter"), men ulikt andre deler av Otra er det de øvrige vekstformene av krypsivet som dominéerer i terskelbassengene. Disse formene er antakelig adskillig mer kortlivede og vokser muligens bare 1-2 vekstsesonger. I tillegg til krypsiv forekommer også andre arter, vesentlig flytebladsplanten flótgras (*Sparganium angustifolium*), i tildels store mengder.

Vegetasjonsdekket område ligger mellom 48% og 77% av terskelbassenges overflateareal. Dette er usedvanlig høye verdier for prosentvis dekning av vannvegetasjon, selv om dekingen innenfor de begrodede flatene gjennomgående er bare ca 2/3 av det koloniserte bunnområdet. Bildestudier viser at det vegetasjonsdekkede arealet har økt betydelig etter at Brokke-utbyggingen ble iverksatt på 1960-tallet.

Alternative forklaringer til økt vekst av vannvegetasjon kan være f.eks. endringer i forsuringsgrad, næringstilgang og temperatur. Tilgjengelige data på vannkjemi viser imidlertid klart at denne delen av Otra ikke har gjennomgått noen signifikant forsurening de siste ti-årene. Heller ikke næringsnivået kan sies å være spesielt høyt, og det kan ikke dokumenteres at tilførselene av næringsstoffer har økt siden tidlig på 1970-tallet. Økt sommertemperatur i terskelområdene kan ha begunstiget vekst av vegetasjon, og vil i alle fall bidra til en hurtigere nedbrytning av organisk materiale. Dette kan forklare at bunnlagene i de fleste terskelbassengene er mindre preget av organisk stoff enn tidligere antatt.

Etter en gjennomgang av de observerte økologiske forhold og kjente endringer i disse kan det konkluderes at hydrologiske faktorer og de forandringer som har skjedd i vannstandsregimet har stor betydning for utvikling av vannvegetasjon på strekningen Bjørnarå til Flåren. Reguleringene i Otra og driften av Brokke er en sannsynlig utløsende årsak til de oppståtte problemene på terskelstrekningen Bjørnarå - Flåren.

Årsaksforholdet og tidsendringene i vegetasjonsforekomst er godt dokumentert bl.a. ved analyse av flybilder før og etter utbygging av Brokke kraftverk, hydrologisk analyser, og måling av næringsstoffmengder i plantene. Det er også foretatt sammenlikninger med andre vassdrag og innsjøer med krypsiv, hvor regulering og/eller forsurening ikke gjør seg gjeldende.

Ved kraftproduksjonen i vassdraget skapes det en ikke naturlig forekommende miljøkombinasjon, kjennetegnet ved mindre omskiftelig vannføring og et stabilisert vannspeil i terskelbassengene. Strømhastigheten og evnen til materialtransport blir redusert slik at det skapes mer organisk preget bunnlag i terskelområdene. Krypsiv, en art med svært fleksible vekstkrav, kan klare seg under disse nyskapte forholdene. Arten fantes fra før i Otra-vassdraget, men har nå fått helt uvanlig gunstige vekstvilkår. Aller best trives arten riktignok der strømhastigheten er størst, slik at man får de langstrakte, flerårige "tjafsene" av sammenfiltrede planter, slik man kjenner situasjonen nedstrøms Brokke. Det er også slike bestand som oppviser klart den største plantebiomassen i området.

Tiltak mot den økende vekst av krypsiv må sikte på å endre de gunstige vekstvilkårene planten nå har. Skal dette være mulig samtidig med at full kraftproduksjon opprettholdes, må nye og til dels uprøvde metoder tas i bruk. Det er ikke tilrådelig å initiere slike tiltak uten å ha et bedre kunnskapsgrunnlag. Derfor bør det startes et forsknings- og utredningsprosjekt med siktemål å prøve ut bekjempingsmetoder i stor skala.

1 INNLEDNING

Norsk institutt for vannforskning (NIVA) ble i 1987/88 bedt om å foreta en etterundersøkelse av tilgroingsforhold i Otra fra Bykil og ned til Brokke kraftverk. Undersøkelsen inngår i et program på sedimenttransport, vannkvalitet og vegetasjon som ledes av et programstyre med deltakere fra NIVA, Norges Vassdrags- og Energiverk (NVE), Miljøavdelingen i Aust-Agder, Valle kommune og I/S Øvre Otra. Vårt programforslag ble utarbeidet i samsvar med brev av 15. februar 1988 fra NVE-Vassdragsdirektoratet (NVE-V).

Ved gjennomføring av undersøkelsen har NIVA konsentrert arbeidet om strekningen fra Flåren til Bjørnarå. Oppdragsgiver for prosjektet var I/S Øvre Otra. Feltarbeidet ble utført 1988-89.

Problemstilling

Undersøkelsen springer ut av tilsvarende studier utført på den regulerte strekningen av Otra nedstrøms Brokke kraftverk, som er blant de største kraftverk i Norge med en installert effekt på 330 MW og en nåværende årsproduksjon omkring 1.5 TWh. Nedstrøms Brokke har det utviklet seg betydelige begroinger med planten krypsiv (*Juncus bulbosus*) (Rørslett 1986).

På lokalt hold gjør det seg også gjeldende en utstrakt bekymring for stor tilgroing i terskelbassengene omkring Valle. Otra renner her med pålagt minstevannføring, henholdsvis 3 m³/s (sommer) og 2 m³/s (vinter). Leilighetsvis kan Otra ha betydelige vannføringer også på denne strekningen. Terskelbassengene hevdes å bli fylt igjen med slam og plantemateriale.

NIVAs undersøkelse hadde følgende målsetninger:

- karakterisere type begroing og makrovegetasjon i Otra fra Flåren til Bjørnarå
- klarlegge omfanget av en eventuell tidsutvikling, spesielt å fastslå hvorvidt en tilgroing har gjort seg gjeldende
- avgjøre om en eventuell øket forekomst av vegetasjon kan skyldes virkninger fra vassdragsreguleringer, næringstilførsel, forsurening, eller naturlige økologiske prosesser
- foreslå eventuelle tiltak for å motvirke ulemper ved en uakseptabel tilgroing

Disse målene er i samsvar med synspunkter og diskusjoner på et møte i Valle 10. desember 1987 hvor representanter fra kommunale og fylkeskommunale myndigheter, I/S Øvre Otra, NVE og NIVA deltok.

Tovdalsvassdraget kunne brukes som referanselokalitet for begroing i Otra, siden dette vassdraget er upåvirket av reguleringer og klimatisk/geologisk sett tilhører en region som ikke er vesensforskjellig fra Setesdal. Flyfotografering av den aktuelle elvestrekningen ble foreslått for å dokumentere omfang av vegetasjonsdekkede områder, samt å gi grunnlag for sammenlikning med allerede eksisterende bildemateriale.

NIVAs erfaringer fra andre vegetasjonsundersøkelser i Otra-vassdraget er trukket inn ved bearbeiding av datamaterialet. Slike undersøkelser er utført i de fleste innsjøer og reguleringsmagasin tilknyttet hovedvassdraget. Det meste av det tidligere materialet stammer fra midten av 1970-åra og er rapportert av f.eks. Hvoslef (1985), Rørslett & medarb. (1978, 1981) og Rørslett (1984, 1985, 1986, 1987c). Den tidligste undersøkelsen er fra Kilefjord på 1960-tallet (Rørslett 1967).

Hva undersøkelsen omfattet

Vannkvalitet ble vurdert ved en kritisk gjennomgang av alt tilgjengelig datamateriale fra denne del av Otra. Data om vannkjemi i området ble innhentet fra pågående undersøkelser, spesielt Statlig program for forurensningsovervåking (SFT). Opplysninger om vannkjemi fra andre tilgjengelige kilder, spesielt eldre NIVA-rapporter, ble sammenstilt. For vurdering av biologiske forhold er det særlig viktig å få gode data om næringstilførsel.

Stasjoner for prøvetaking innen de enkelte fagområdene ble bestemt ved en innledende befaring av området på forsommeren 1988. Det ble søkt å samordne stasjonene med tidligere brukte plasseringer.

Som ved tidligere undersøkelser ville man se på vannkvalitet og regulerings effekter i et bredt, biologisk orientert perspektiv. Dette vil gi et bedre grunnlag for å vurdere om tiltak på vegetasjonssiden er nødvendige; og i så fall, foreslå hva som kan og bør gjøres i henhold til en definert målsetning for bruk av vannressursene i området.

Det hydrologiske regimet på elvestrekningene forbi Valle ble karakterisert ved et sett av metoder, ved å ta i bruk vannføringsdata fra NVE og det lokale kraftverket, sammen med måledata fra en kontinuerlig registrerende vannstandsmåler. Denne måleren ga opplysninger om korttidsvariasjoner i vannstand. Bearbeidingen av data skjedde i

henhold til datarutiner og hydrologiske modeller utviklet ved NIVA. I denne sammenheng bør det presiseres at vannføring ikke er den primære variabelen av interesse for botaniske undersøkelser - den primære variabel her er vannstand.

Lysmålinger ble foretatt i noen terskelbasseng for å karakterisere lysklimaet vegetasjonen forekommer under. For å lokalisere eventuelle punktkilder til næringstilførsel ble det gjort en simultanprøvetaking av vannkjemi langs terskelstrekningen.

Omfanget og sammensetningen av vegetasjon på strekningen Flåren (nedstrøms Valle) til Bjørnarå (oppstrøms Valle) ble kartlagt ved botaniske registreringer i felt sammenholdt med studier av flybilder. Utbredelsen av vannvegetasjon ble deretter kvantifisert med utgangspunkt i denne kartleggingen. Betydningen av næringstilførsel ble belyst bl.a. ved kjemiske analyser av næringsstoffkonsentrasjoner i plantevev for de mest framtrædende artene i vegetasjonen. Målinger av biomasse kvantifiserte mengde av plantevekst i området. For å kunne identifisere naturlige variasjoner i forhold til effekter av reguleringene, næringstilførsel m.v. var det påkrevd med feltarbeid mer enn én sesong. Faste transekter ble etablert i noen terskelområder og data herfra samlet inn over to sesonger. I tillegg er det gjort en morfologisk/økologisk karakterisering av krypsiv-planter fra området. Oss bekjent er det første gang noe slikt er foretatt med basis i nordisk plantemateriale av krypsiv.

behandl. til differentiering og hydrologiske modeller udviklet ved WVA. I denne sammenhæng har det præciseret at vandspring ikke er den primære kilde til vand til de fleste vandløb. Ved interesse for botaniske undersøgelser - den primære kilde til vand til de fleste vandløb.

Indenfor de to første i den danske vandløbsundersøgelse er der foretaget undersøgelser af vandløbskarakteristik og vandføringsevne. I forbindelse med vandløbsundersøgelsen foretages undersøgelser af vandløbskarakteristik og vandføringsevne. I forbindelse med vandløbsundersøgelsen foretages undersøgelser af vandløbskarakteristik og vandføringsevne.

Undersøgelser af sammensætningen af vegetation på strekningen i den nordlige del af Vestsjælland (Vejle) og i den sydlige del af Vestsjælland (Vejle) er foretaget. I forbindelse med disse undersøgelser er der foretaget undersøgelser af sammensætningen af vegetation på strekningen i den nordlige del af Vestsjælland (Vejle) og i den sydlige del af Vestsjælland (Vejle). I forbindelse med disse undersøgelser er der foretaget undersøgelser af sammensætningen af vegetation på strekningen i den nordlige del af Vestsjælland (Vejle) og i den sydlige del af Vestsjælland (Vejle).

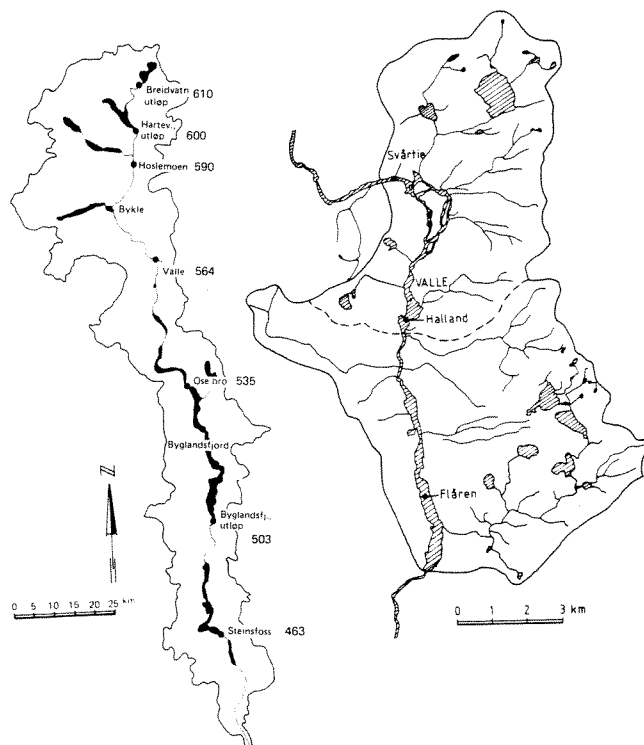
2 OMRÅDEBESKRIVELSE OG FORETATTE REGULERINGSINNGREP

2.1 Generelt

NIVAs undersøkelse er konsentrert om Otra på strekningen fra Flåren (oppstrøms Brokke kraftverk) til Bjørnarå. En kartskisse over området er vist på fig. 2.1. Elva faller omkring 225m på en strekning som er omtrent 30 km lang i luftlinje, mens elvestrengen er omlag 47 km lang.

2.2 Terskelbygging

Det er bygd et 20-talls terskelanlegg på denne strekningen (tab. 2.1); de fleste ble anlagt i slutten av 1960-åra. Betongkonstruksjoner er vanligst.



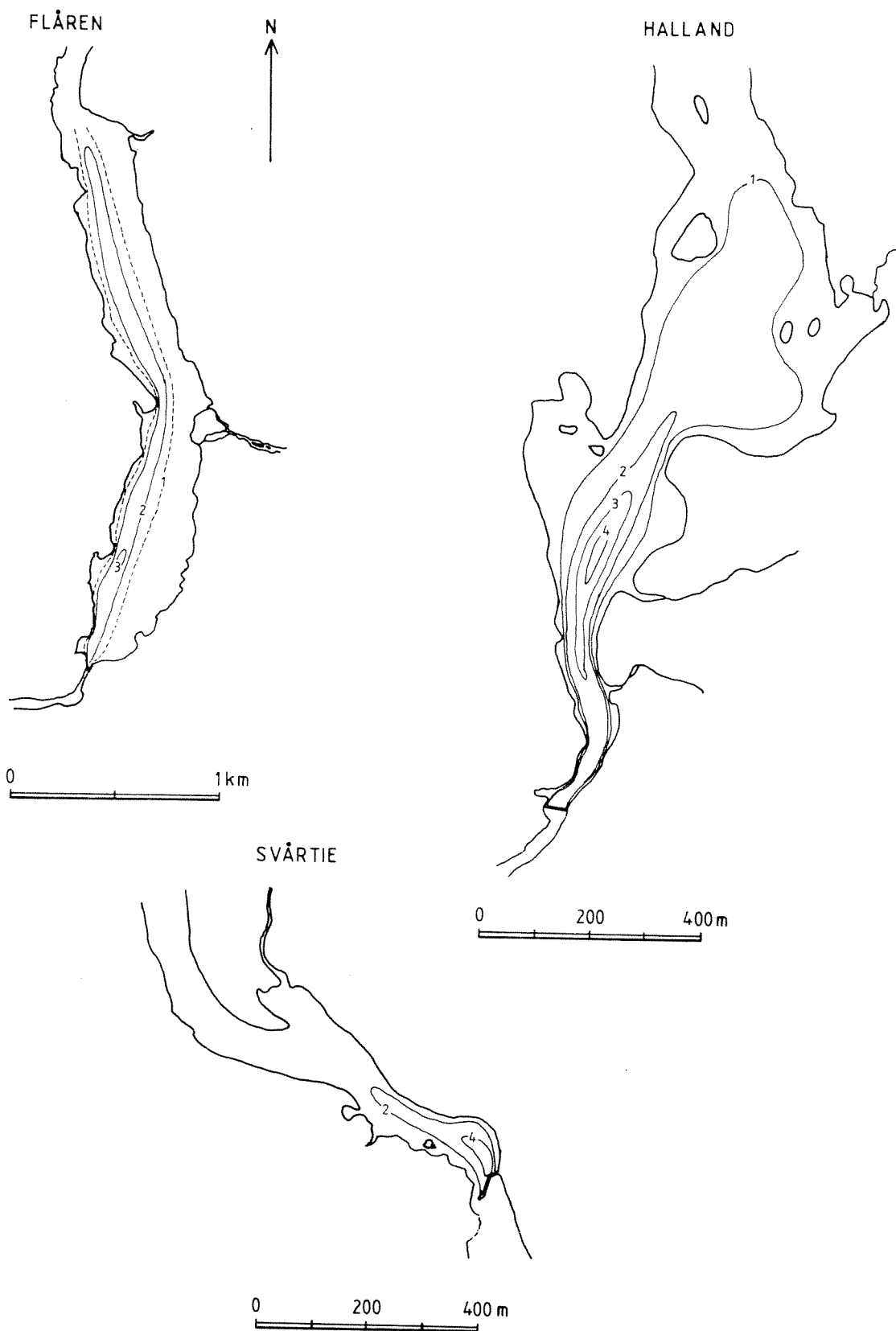
Figur 2.1. Undersøkel sesområdet.

Tabell 2.1. Terskler bygd i Otra på strekningen Flåren - Bjørnarå.
(kilde: I/S Øvre Otra). Nummereringen blir brukt gjennom hele rapporten for å betegne gitte terskelbasseng.

Nr.	Navn	Konstruksjon	Vannspeil kote NVE	Vannspeil lengde m.	Byggeår
1	Bjørnarå	Betong	401.4	400	1969
2	Reimarmoen I	Løsmasse	377.4	700	1983
3	Reimarmoen II	Løsmasse	375.8	370	1983
4	Edanfossen (5 stk.)	Betong	374.0	300	1983
5	Vormeviki	Betong	367.5	640	1964
6	Sandens Åre	Betong	366.0	520	1964
7	Brokka	Betong	356.5	300	1969
8	Hagefoss (3 stk.)	Betong	353.1	1100	1964
9	Løyland II	Løsmasse	343.7	650	1983
10	Løyland I	Løsmasse	343.3	450	1983
11	Svortie	Betong	341.8	900	1964
12	Kallefoss (3 stk.)	Betong	338.5	340	1969
13	Einangmoen	Løsmasse	334.5	1800	1968
14	Homme-Dale vest	Betong	333.5	800	1969
15	Homme-Dale øst*	Betong	333.5	800	1969
16	Grimestrond	Betong	325.4	330	1969
17	Skjenøy nord	Betong	323.6	50	1968
18	Jore	Løsmasse	-	250	1977
19	Skjenøy sør	Betong	-	70	-
20	Deknøy	Løsmasse	-	50	-
21	Prestefoss*	Betong	307.1	800	1968
22	Valle (øvre)	Løsmasse	302.6	400	1968
23	Harstad	Betong	301.7	1800	1969
24	Hallandsfoss**	Betong	295.4	200	1982
25	Flåren*	Betong	274.7	5200	1964

* fisketrapp

** måleterskel og ny plassering av VM 536-0 Valle



Figur 2.2. Dybdekart for terskelbassengene Svortie, Harstad (Hallandsbassenget) og Flåren. Etter Boman & medarb. (1984).

2.3 Reguleringer

Brokke kraftverk utnytter magasiner høyere opp i Setesdal. Magasinert vann tas inn i tunnel ved Botsvatn ca 30km lenger opp i dalen. Fra Bykil (ved Bykle) og forbi Valle renner Otra med pålagt minstevannføring. Ved Valle VM er denne 3 m³/s om sommeren og 2 m³/s om vinteren, mens pålagt minsteslipp fra Bykil er 0.2 m³/s. Midlere vannføring ved Brokke er oppgitt til omkring 85 m³/s (Egerhei, 1984: 84 m³/s; AAK, 1985: 85.1m³/s). Tidsperioden som denne midlere vannføringen er beregnet for, framgår imidlertid ikke av de tilgjengelige kildene.

Otra har blitt utbygd over en lengre tidsperiode, slik at man ikke kan snakke om noen "uregulert" tilstand iallefall etter 1919. De første reguleringene av øvre Otra (Hartevatn, Breidvatn/Sæsvatn, Vatnedalsvatn, Botsvatn m.fl.) ble hjemlet i kgl.res. av 22. november 1912 og reguleringsanleggene ble bygd i perioden 1915 (Hartevatn) til 1921 (første dam i Vatnedalsvatn).

Brokke kraftverk har gått gjennom 3 større utbyggingsfaser. Aggregat 1 og 2 i Brokke ble startet i 1964, mens det tredje kom i drift i 1965. Årsproduksjonen var da beregnet til 1.05 TWh (KEV 1990). Stortinget ga 15. november 1974 konsesjon til ytterligere reguleringer bl.a. i Botsvatn og Vatnedalsvatn, sammen med overføringer av Otra fra Hovden til Vatnedalen. Opprinnelig var denne overføringen tenkt å skje direkte fra Hartevatn. Ved en planendring i 1979 ble Breivevatn valgt som alternativ og overføring skjedde ved hjelp av et tunnelsystem fra Lislevatn til Vatnedalen hvor Breivevatn er tilkoblet via en pumpestasjon. Byggetrinn 3 til I/S Øvre Otra ble satt i gang i 1977 og avsluttet i 1983. Aggregat 4 i Brokke kom i drift i 1977 og produksjonen økte til 1.47 TWh etter at også Faråi ble ført til Brokke, og Storevatn-feltet ble ført bort fra Setesdal (i 1978, KEV 1990).

2.4 Planlagte utbygginger

Flere planer for videre utbygging av vannkraftressurser i området finnes. Brokke Sør og Nord er beskrevet i Egerhei (1984) og Holtan & Lingsten (1986). Disse prosjektene, som er innbyrdes uavhengige, vil bety overføring av vann fra Setesdalsheiene sør for Brokke og lenger nord-nordøst inn til Brokke-anlegget. Nedstrøms Brokke betyr Brokke Sør en svak økning av midlere vannføring (ca 2m³/s), mens Brokke Nord ventes ikke å bety noen endring hydrologisk sett (Holtan & Lingsten 1986). Ingen av prosjektene influerer på konsesjonsgitt minstevannføring ved Valle.

3 HYDROLOGISKE FORHOLD

- *Ved fullført utbygging av Brokke ble midlere vannføring ved Valle redusert til 1/5 og medianvannføring til 1/10 i forhold til perioden 1919-63. Midlere vannføring etter Brokke ligger lavere enn årlig lavvannføring før Brokke-utbyggingen.*
- *Flomvannføringer inntreffer sjeldnere enn før men kan nå opp på tilsvarende nivå som før Brokke-utbyggingen.*
- *Den pålagte minstevannføringen ble underskredet 14.4% av tiden i årene 1965-89. Det virker som det er problematisk å opprettholde pålagt minstevannføring om vinteren og i varme sommerperioder. Underskridelsene var mest hyppige til omkring 1980 og forekommer langt sjeldnere etter dette.*
- *Vannstanden er effektivt hevet omkring 1m i terskelbassengene og variasjonen i vannstand er betydelig redusert. I Flåren kan vannstanden ha blitt noe redusert etter at Brokke ble ferdigstilt.*
- *Stressbelastning på biologiske samfunn som følge av variasjoner i vannføring/vannstand er redusert etter Brokke.*

3.1 Grunnlagsdata

Hydrologiske data er hentet fra NVE's vannmerke VM 536-0 Valle og ajourført med vannføringsdata fra driftssentralen på Brokke fram til og med 1989. Data fra dette vannmerket er regnet om til kotehøyde i henhold til vannmerkets kalibreringskurver som er oppgitt av NVE, Hydrologisk avdeling. Dataseriene omfatter perioden 1919-89. Fra og med 1985 måles vannføring med registrerende limnigraf montert ved måledam ca 200 m nedstrøms terskel ved Harstad. Det er antatt at disse vannføringene kan tilbakeregnes som vannstand ved det opprinnelige vannmerket noe høyere opp.

Det er valgt å bruke hovedsakelig vannstandsdata ved de hydrologiske analysene. Årsak til dette er at vannstandsvariasjoner (og vanndekket areal) er mer interessante for botaniske problemstillinger enn vannføring. Det kan vises (f.eks. Rørslett 1984) at median vannstand er grensen mellom land- og vannmiljøet.

Ved sørenden av Flåren ble det satt ut en vannstandsmåler med data-logger, type Aanderaa Water Level Sensor 3039. Måleren var i drift fra 8.juni til 17. november 1989. Bortsett fra noen episoder med sviktende strømforsyning i kaldt vær virket oppsettet meget tilfredsstillende. I alt ble det registrert 22615 enkeltmålinger i perioden.

På grunnlag av målingene i Flåren og vannføringsobservasjonene ved Valle vannmerke (VM 536-0) ble det opprettet en egen kalibreringskurve slik at vannstandene i Flåren kunne rekonstrueres for uregulert såvel som for regulert tilstand. Følgende samband ble funnet,

$$H_{\text{Flåren}} = 0.90 + 0.1047 \cdot Q_{\text{Valle}}^{0.557} \quad r^2 = 99.8 \% \quad (3.1)$$

Vannstandsforholdene i Flåren og i Harstadbassenget er beregnet på grunnlag av direkte målinger og vannføringsdata fra VM 536 Valle for ulike perioder. Det blir her antatt at bestemmende profil for Flåren-bassenget er uendret ved Brokke-reguleringen.

Ved behandlingen av de hydrologiske data er "regulert" periode (etter Brokke) gjennomgående satt til 1965 og fremover, siden 1964 representerte et overgangsåar med uregulert vannføring i første halvår. Det finnes derimot ikke noen sammenlikningsdata for "uregulert" periode siden vannføringen ved vannmerke 536 allerede i 1919 var påvirket av de foretatte inngrepene i øvre Otra og dens nedslagsfelt. Jfr. s.12.

3.2 Vannføring

3.2.1 Generelt

Flom- og vannføringsregimet i vassdraget kan beskrives på ulike måter (Otnæs & Ræstad 1975). For biologiske problemstillinger er ofte de dynamiske forholdene i vassdraget av interesse (Rørslett & medarb. 1989) og varighet av vannføring kan være nyttig opplysning i tillegg til de vanlige mål for volumtransport (gjennomsnittsvannføring osv.).

Til å beskrive det generelle mønstret ble det anvendt 10-, 50-(median) og 90-persentiler for vannføring, beregnet som gjennomsnitt for 7 døgn perioder (start av periode 1 satt til 1.januar hvert år). Slike "ukemiddel" data er følsomme for tidsforskyvninger i flomforløpene fra år til annet og viser et langt "glattere" tidsforløp enn det de enkelte hydrogrammene har.

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 (og vannhastighet) (jfr. s. 23 - 25), 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 vannføringsdatabasene. Disse begrepene blir kort gjennomgått i de neste avsnittene.

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

$$C_{XX}(k) = \frac{1}{N} \sum_{t=1}^{N-|k|} (X_{t+k} - \bar{X}) \cdot (X_t - \bar{X}) \quad (3.2)$$

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

$$T_c = \sum_{t=0}^{\infty} C_{XX}(t)/C_{XX}(0) \quad (3.3)$$

Når tidsserien består av daglige målinger blir benevnningen av T_c døgn. T_c er en indikasjon på systemets "hukommelse" eller tidshorizont; utover en periode på T_c er det ingen vesentlig sammenheng mellom vannføringene.

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

$$q_* = \frac{3}{N} \sum_{k=2N/3}^N q'_k \quad (3.4)$$

hvor: q' er den sorterte rekke av vannføringer

Den signifikante vannføringen har ofte en god korrelasjon med tidsseriens varians, dvs. $C_{xx}(0)$ (Rørslett & medarb. 1989) og er et indirekte mål for elvas "transportevne" når det gjelder suspendert materiale.

Variansen til den differensierte tidsserien, s^2_{dq} , er en indeks for hvor stor grad av høyfrekvent variabilitet serien har. Sammen med T_c beskriver s^2_{dq} to viktige aspekter ved en skiftende vannføring, "varighet" og "stress".

Ekstremverdi-analyse belyser hyppigheten av flomvannføringer, evt. også lavvannføringer (Gumbel 1958). Man ser her på sannsynligheten P for at en viss vannføring q overskrides. Det er hensiktsmessig å innføre begrepet gjentakelsestid ("return period"; det gjennomsnittlige tidsintervall mellom to flomvannføringer av samme størrelse), T , slik at,

$$T(q) = 1/P(q) \quad (3.5)$$

Det finnes mange modeller for sambandet mellom gjentakelsestid og ekstremverdi av vannføring. Her er det valgt én av de enkleste, den sk. Gumbel EV1 funksjonen. Ved denne funksjonen er sambandet mellom vannføring Q og gjentakelsestid T gitt som,

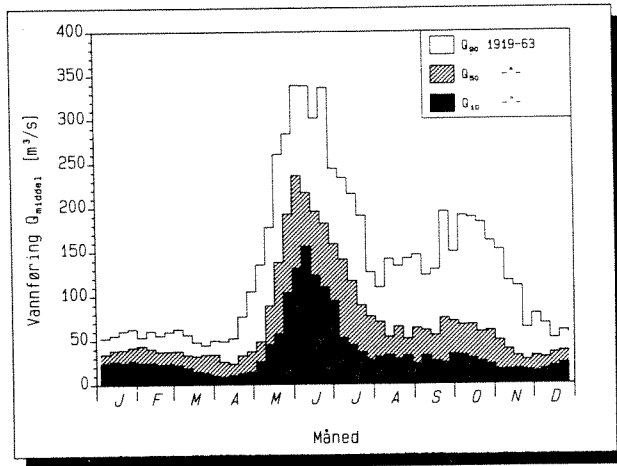
$$Q = u - a \ln [-\ln(1-1/T)] \quad (3.6)$$

hvor u og a er parametre som bestemmes f.eks. ved lineær regresjon, statistiske momenter eller liknende metoder. I denne rapporten er lineær regresjon brukt siden EDB-program for dette var tilgjengelig.

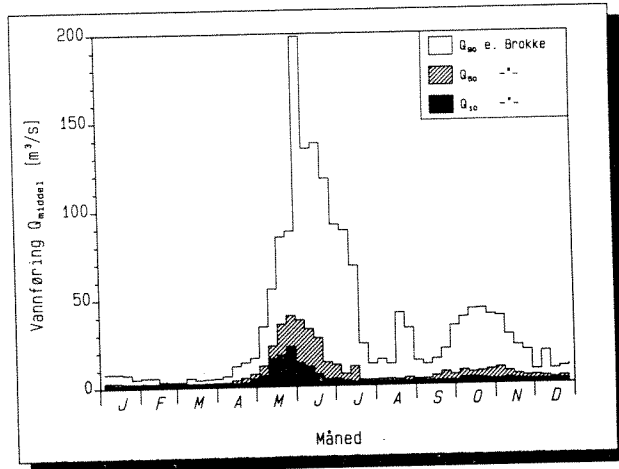
3.2.2 Vannføring før og etter Brokke-utbyggingen

Årshydrogrammet før Brokke-reguleringen (1919-63), beregnet som uke-midler, viste at Otra hadde to markerte flomperioder i hhv. juni og september-oktober, hvorav den siste var mindre utpreget enn vårflommen (fig. 3.1). Årlig medianvannføring på ukebasis nådde opp til ca 240 m³/s under vårflommen og ca 75 m³/s om høsten. Før vårflommens start, i første halvdel av april, gikk median vannføring ned til 23 - 25 m³/s.

Valle VM 536
Vannføring 1919-63 før Brokke

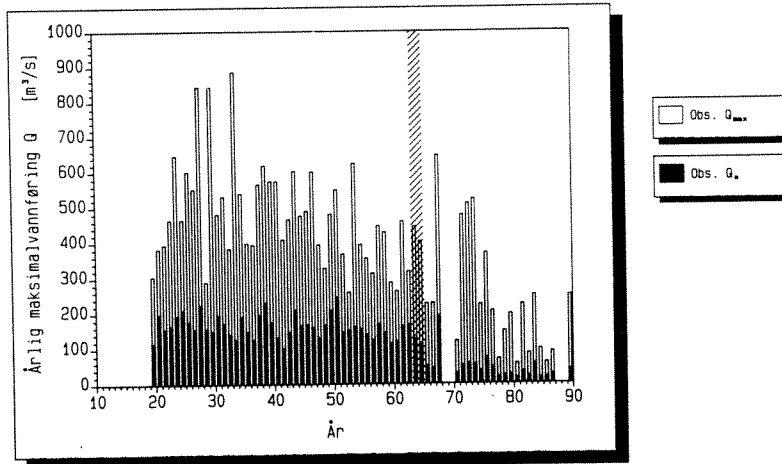


Valle VM 536
Vannføring 1965-89 etter Brokke

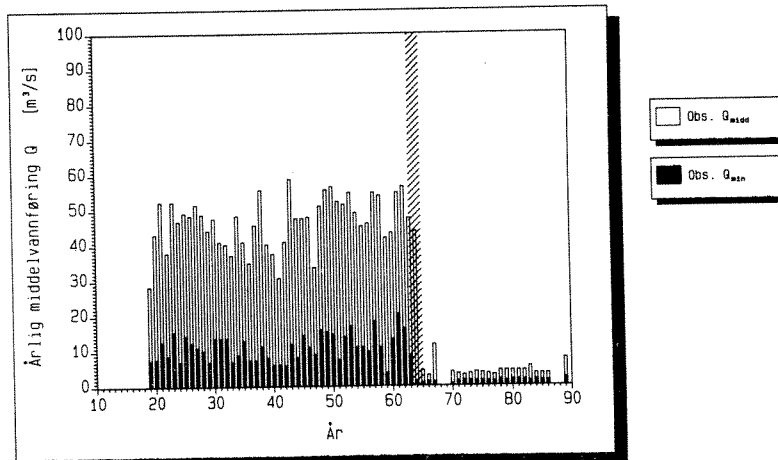


Figur 3.1. Persentilfordeling av vannføring ved VM 536-0 Valle for perioden 1919-63 (øverst) og 1965-89 (nederst). Bemerk endring i skala. Basert på ukemidler (median på ukemidler kan avviker noe fra median beregnet fra døgnverdier).

Valle VM 536
Vannføring 1919-89



Valle VM 536
Vannføring 1919-89



Figur 3.2. Vannføringer ved VM 536-0 Valle 1919-89. Brokke kraftverk kom i drift 1964-65 (markert som felt med åpen skravur).
Øverst : Årlig maksimalvannføring (q_{max} , åpne søyler) og signifikant vannføring (q_* , fylte søyler).
Nederst: Midlere vannføring (q , åpne søyler) og minste observerte vannføring pr. år (q_{min} , fylte søyler).

Når det gjelder lavvannføring lå 10-persentil ved Valle rundt 20-25 m³/s det meste av vinteren og sank til 8-9 m³/s tidlig i april før vårflommen. Midlere døgnvannføringer under 6 m³/s har bare forekommet 2 ganger i tidsrommet 1919-63, før Brokke ble satt i drift.

Den midlere vannføringen ved Valle ble betydelig redusert ved Brokke-utbyggingen (tab. 3.1), til omkring 1/5 av gjennomsnittet for 1919-63. Medianvannføringen ble tilsvarende redusert til 1/10, og den samme reduksjonen har gjort seg gjeldende for lavvannføringen. Mål for tidsvariasjonene i vannføring er vist på fig. 3.2 og Brokkes betydning for vannføringen ved Valle fremtrer klart.

Tabell 3.1. Karakteristiske vannføringer for Otra ved Valle VM 536 før og etter Brokke-utbyggingen. Beregnet fra døgnmidler.

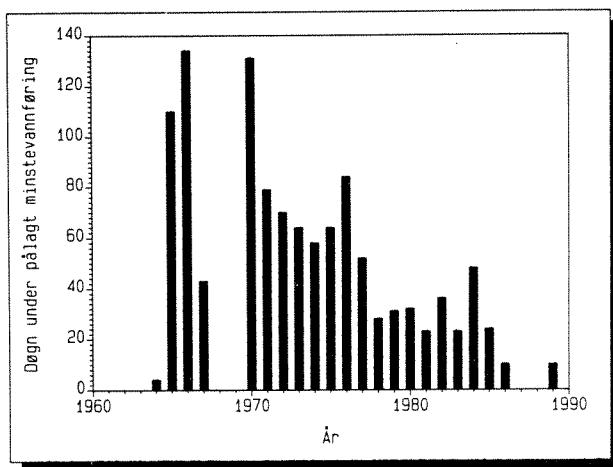
			Før Brokke 1919-63	Etter Brokke 1965-77 1978-89	
Midlere vannføring	\bar{q}	m ³ /s	78.3	24.1	11.0
Median vannføring	\tilde{q}	m ³ /s	46.9	4.0	4.4
Sign. vannføring	\bar{q}_*	m ³ /s	161.9	58.9	26.6
St. avvik vannf.	s_q	m ³ /s	79.9	45.3	18.3
Minste døgnverdi	q_{min}	m ³ /s	3.7	0.5	1.3
Største døgnverdi	q_{max}	m ³ /s	885.1	646.9	250.0

Midlere vannføring for 1965-89 er omkring 10% lavere enn verdiene i AAK (1985) og Holtan & Lingsten (1986), jfr. s.12. Medianverdien og standardavviket viser at den statistiske fordelingen av vannføringer er sterkt høyreskjev. Dette er normalt for slike data og gjorde seg gjeldende såvel før som etter at Brokke kom i drift.

Hele 14.4% av døgnmålingene i tidsrommet etter driftsstart ved Brokke (årene 1964-89) lå under den pålagte minstevannføring (sommer 3m³/s, vinter 2m³/s) i følge NVEs offisielle dataserier. Sett i sammenheng med en årlig medianvannføring på 4.4 m³/s antyder dette at Brokke-reguleringen er særdeles effektiv når det gjelder å føre vann utenom Valle-området. I følge tab. 3.1 fremgår også at perioden etter 1977 hadde betydelig lavere vannføringer enn tidligere.

For lave vannføringer forekommer gjennom hele perioden 1964-89 og er så hyppige at det er påfallende at ikke konsesjonsmyndighetene har reagert på forholdet. Forekomsten er vist i fig. 3.3. Enkelte år har vannføringen ligget under konsesjonsgrensene omkring 1/3 av tida. På 1980-tallet har pålagt minstevannføring blitt bedre overholdt, men det forekommer likevel for lav vannføring i opptil 30-40 døgn hvert år. Der konsesjonsvilkårene brytes ligger de aktuelle vannføringsverdiene mellom 25 og 95% av pålagt minstevannføring.

Underskridelse av pålagt minstevannføring
Valle VM 536-0 for årene 1964-89



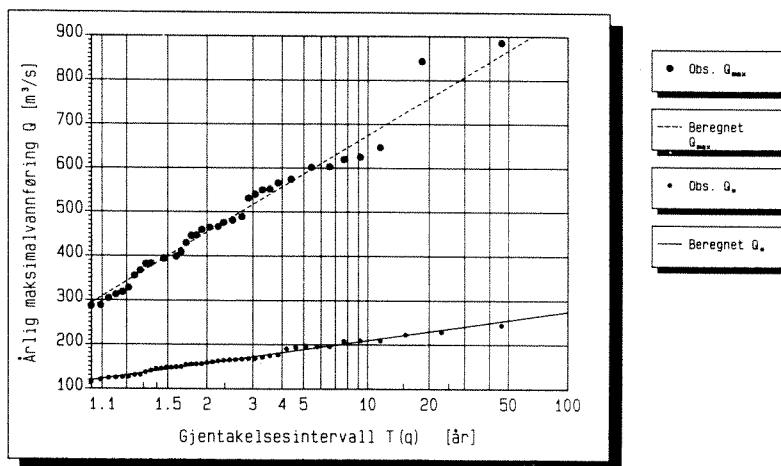
Figur 3.3. Antall døgn pr. år som vannføring ved Valle VM 536-0 har ligget under konsesjonsgitt minstevannføring (sommer 3m³/s, vinter 2m³/s). Ingen data for 1987-88.

3.2.3 Endringer i flomfrekvens og -størrelse

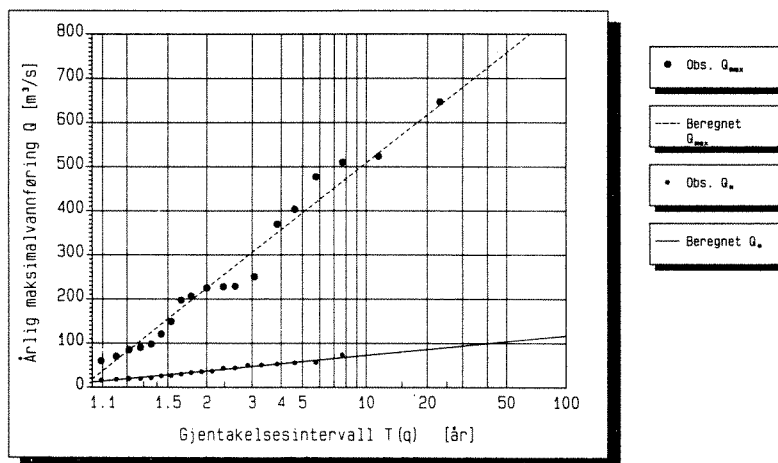
Den midlere vannføring ble sterkt redusert ved Brokke-reguleringen, men analyse av dynamikk i vannføringen antyder at reguleringen påvirker slike forhold i noe mindre grad.

Årlige flomvannføringer er redusert i omfang på den aktuelle delen av Otra, og gjentakelsestida er økt. F.eks. hadde en årsflom på 400 m³/s gjentakelsestid henholdsvis 1.5 og 5 år før og etter Brokke-utbyggingen (fig. 3.4). Basert på modellberegningene presentert i fig. 3.4 kan man anslå at flomstørrelsen er mer enn halvert ved Valle etter Brokke-reguleringen, mens den signifikante vannføringen er redusert med 3/4. Disse endringene antyder at vassdragets evne til å transportere finpartikulært materiale ble kraftig forringet ved vassdragets utbygging.

Valle VM 536
Vannføring 1919-63 før Brokke



Valle VM 536
Vannføring 1964-89 etter Brokke



Figur 3.4. Ekstremverdi-analyse av flomvannføringer i Otra ved Valle. Årlig maksimalvannføring vist ved stiplet linje og signifikant vannføring ved heltrukket linje. Observerte vannføringer vist ved punktsymboler.

Øverst : før Brokke (1919-63). Beregnede linjer:

$$Q_{max} = 409 - 125 \ln [-\ln(1-1/T)]$$

$$Q_* = 147 - 27.8 \ln [-\ln(1-1/T)]$$

Nederst: etter Brokke (1965-89). Beregnede linjer:

$$Q_{max} = 169 - 151 \ln [-\ln(1-1/T)]$$

$$Q_* = 31 - 21.0 \ln [-\ln(1-1/T)]$$

Den signifikante vannføringen q_* har et klart samband med tidsseriens variasjonsmønster, målt som varians (s^2). Følgende samband ble funnet,

$$\text{Før Brokke (1919-63): } q_* = 94.0 + 0.011 s^2 \quad (r^2 \text{ 74.7\%}) \quad (3.7a)$$

$$\text{Etter Brokke (1965-89): } q_* = 17.4 + 0.022 s^2 \quad (r^2 \text{ 83.8\%}) \quad (3.7b)$$

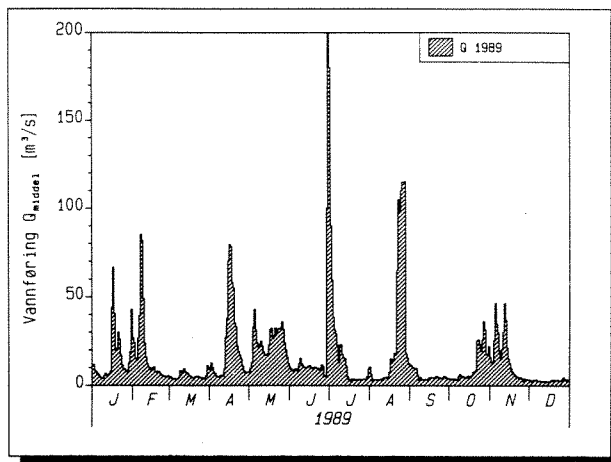
Liknende samband ble funnet for Suldalslågen (Rørslett & medarb. 1989). Som likn. (3.7a-b) viser har den signifikante vannføringen større avhengighet av varians i vannføring etter Brokke enn før. Dette vises også av tab. 3.2 hvor det fremgår at korttidsvariasjoner i vannføring (døgn-til-døgn variasjon) bidrar med 16% av total varians før Brokke (1919-63) mot 28% etter (1965-89). Derimot forandret ikke T_c (persistens i vannføring) seg særlig ved reguleringen. Tidsseriens variasjonskoeffisient økte sterkt etter regulering selv med redusert varians i vannføring, fordi midlere vannføring ble redusert i enda større grad (jfr. tab. 3.1).

Tabell 3.2. Mål for tidsdynamikk i vannføringen ved Valle VM 536 1919-63 (før Brokke) og 1965-89 (etter Brokke). For en beskrivelse av målene, se s. 15 -16.

	s_q --- m^3/s	s_{dq} ---	s_{dg}^2/s_q^2 (%)	CV^*	T_c (døgn)
Før Brokke	79.9	32.3	16.3	1.01	17.0
Etter --	39.7	21.1	28.2	2.35	20.3

* variasjonskoeffisient (s/\bar{X})

Vannføringen i tidsrommet hvor vegetasjonsundersøkelsene ble foretatt skiller seg ikke særlig ut fra det normale mønstret etter Brokke-reguleringen. Hydrogrammet for f.eks. 1989 (fig. 3.5) viser at Otra ved Valle dette året hadde gjennomgående større vannføring enn pålagt minstevannføring, og at brå flomtopper med vannføring 100 m^3/s eller mer forekom ikke sjelden. I korte tidsrom i vår- og sommermånedene lå likevel vannføringen lavere enn minstevannføring.



Figur 3.5. Hydrogram for Valle VM 536-0 1989. Døgnverdier av vannføring.

3.3 Vannstandsvariasjoner

3.3.1 Generelt

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, 1987a). For biologiske formål er en nivåangivelse i forhold til median vannstand det beste utgangspunktet når man skal vurdere betydningen av vannstandsendringer (Rørslett 1984, 1987b, 1988). 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, 1988) 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:

$$v(z,t) = dZ(t) - z \quad (3.8)$$

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

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).

I motsetning til hva tilfellet var for vannføring er det hensiktsmessig å bruke spektralanalyse til å uttrykke variasjonsmønsteret i vannstand. Følgende funksjon beregnes,

$$XX(f) = 2/T \left| \int_{-T/2}^{T/2} x(t)h(t) \exp(-i2\pi ft) dt \right|^2 \quad (3.9)$$

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 (eller $C_{xx}(0)$, dvs. tidsseriens varians). For å beregne spektraltetthet ble det anvendt en diskret FFT (Fast Fourier Transform) rutine FTFPS fra datapakken IMSL. Den ekvi-

valente variasjonsbredden $2A(f)$ (enhet m) beregnes deretter fra spektraltetthetsfunksjonen i henhold til likn. (3.10) og viser hvilken variasjon i vannstand man "gjennomsnittlig" har ved en viss frekvens,

$$2A(f) \approx \left\{ 8 \int_{f-\Delta f/2}^{f+\Delta f/2} XX(u) du \right\}^{1/2} \quad (3.10)$$

Uttrykket (3.10) skal bare betraktes som et "normalisert" grunnlag for sammenlikninger og har ingen direkte fysisk tolkning. Den gjennomsnittlige periodelengden \bar{T}_p finnes deretter fra

$$\bar{T}_p = \sigma^2 \left[\int_0^{\infty} f XX(f) df \right]^{-1} \quad (3.11)$$

3.3.2 Terskelbassengene - "uregulert" tilstand

Karakteristiske vannstander er satt opp i tab. 3.3. For Harstad-bassenget er det målte vannføringer som ligger til grunn og her omregnet til aktuell vannstand på VM 536, mens det for Flåren er anvendt beregnede vannstander basert på observerte daglige vannføringer ved Valle. Før Brokke-reguleringen i 1963-64 hadde Flåren og Harstad-bassenget begge en meget skjev frekvensfordeling av vannstander (fig. 3.6). Dette er normalt for "naturlige" vannforekomster med utløpsterskler og stor gjennomstrømming (Rørslett 1988).

Den totale variasjonsbredde i tidsrommet 1919-63 for Harstad-bassenget var 6.35m, mot 2.99m for perioden etter Brokke. De tilsvarende verdier for Flåren er beregnet til hhv. 4.32m og 3.78m. Generelt stiger den samlede variasjonsbredde med observasjonsseriens lengde men forskjellen før og etter Brokke beror på de endrede vannføringsforholdene. Resultatene indikerer også at dempingen av de ekstreme vannstandene har vært mer effektive i det "kunstige" Harstad-bassenget enn i Flåren som er en naturlig terskeldam. Dette kommer av ulike basseng-og utløpsprofiler (med et forbehold for Flåren hvor en endring i bestemmende profil kan ha forekommet ved etablering av fisketrapp).

En spektralanalyse på vannstandsserien 1919-63 viste at årssvingningen (frekvens $f_0 = 1 \text{ år}^{-1}$) var dominerende mens de høyere frekvenser ($f=2, 3$ osv.) var sterkt dempet (fig. 3.6). Dette er et normalt trekk for mange uregulerte vannforekomster (Rørslett 1988).

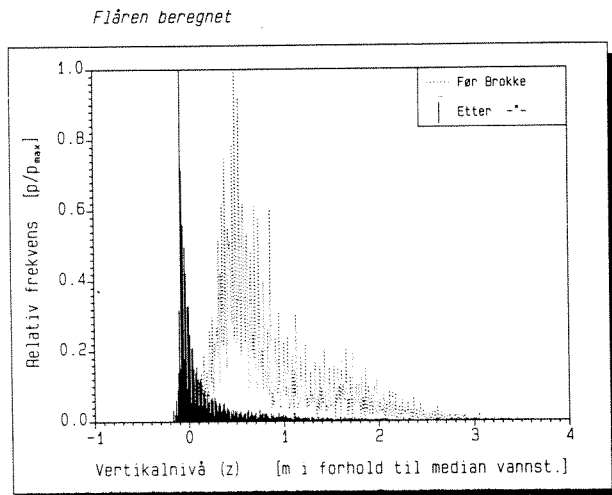
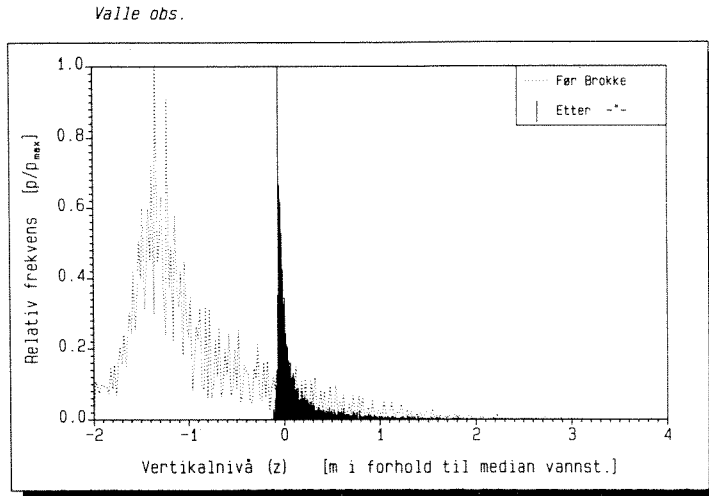
Tabell 3.3. Vannstandsdata for Valle VM 536, Harstad-bassenget (1965-89) sammenliknet med forholdene før Brokke-utbyggingen (1919-63). For Flåren er vannstandsdata tilbakeført i hht. kalibreringskurve funnet i 1989 (se s. 14).

<u>HARSTAD</u> Vannstands- parameter		W-skala* (kotehøyde m)			Vannstand etter Brokke i Z-skala (ref.1964-89) (m)
		Etter 1964- 89	Før 1919- 54	ΔW (m) etter -før	
Gjennomsnitt	\bar{W}	3.10	2.05	1.05	+0.13
Maksimum	W_{max}	5.84	7.30	-1.46	+2.87
Minimum	W_{min}	2.85	0.95	+1.90	-0.12
10-persentil	W_{10}	2.91	1.36	+1.55	-0.08
25-persentil	W_{25}	2.92	1.55	+1.37	-0.05
50-persentil**	W_{50}	2.97	1.79	+1.18	0.0
75-persentil	W_{75}	3.13	2.36	+0.77	+0.16
90-persentil	W_{90}	3.47	3.09	+0.38	+0.50

<u>FLÅREN</u> Vannstands- parameter		W-skala* (kotehøyde m)			Vannstand etter Brokke i Z-skala (ref.1965-89) (m)
		Etter 1965- 89	Før 1919- 54	ΔW (m) etter -før	
Gjennomsnitt	\bar{W}	1.30	1.98	-0.68	+0.16
Maksimum	W_{max}	4.75	5.50	-0.75	+3.61
Minimum	W_{min}	0.97	1.18	-0.21	-0.17
10-persentil	W_{10}	1.06	1.44	-0.38	-0.08
25-persentil	W_{25}	1.07	1.58	-0.51	-0.07
50-persentil**	W_{50}	1.14	1.76	-0.62	0.0
75-persentil	W_{75}	1.34	2.25	-0.91	+0.20
90-persentil	W_{90}	1.80	2.88	-1.08	+0.66

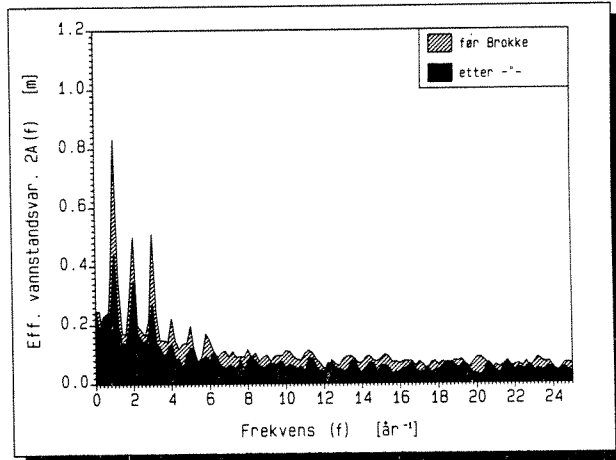
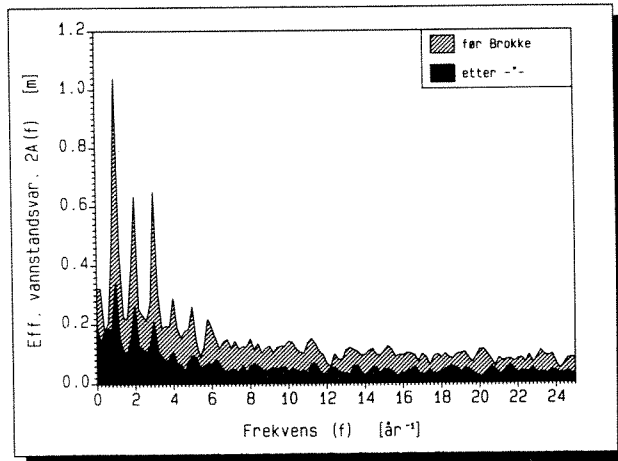
* beregnet i hht. vannføringskurvene for de aktuelle tidsperioder

** median vannstand utgjør referansepunkt for Z-skala



Figur 3.6. Vannstandsvariasjoner i Harstad-bassenget (øverst) og Flåren. Data gitt som den beregnede sannsynlighetsfordeling for hhv. før Brokke (1919-63; stiplet) og etter Brokke (1965-89; heltrukne søyler).

Vertikal koordinat $z=0$ er medianvannstand (+z er over, -z under dette referansenivået). Kurvene for 1965-89 er forskjøvet tilsvarende forskjell i median (se tab. 3.3) slik at nivåendringene blir synlige.



Figur 3.7. Vannstandsvariasjoner i Harstad-bassenget før regulering (1919-63: åpen skravur), og etter Brokke (1965-89: hel skravur). Data som ekvivalent variasjonsbredde $2A(f)$ mot frekvens (år^{-1}) med oppløsning $\Delta f = 0.2 \text{ år}^{-1}$.

3.3.3 Forholdene etter 1964

Relevante data for sammenlikning før/etter Brokke er stilt sammen i tab. 3.4. I 50% av tida (1965-89) lå vannstanden på Valle VM mellom 2.92m og 3.13m dvs. en variasjonsbredde som utgjør 0.2 m, mens i 80% av tida holdt vannstanden seg mellom 2.91m og 3.47m (variasjonsbredde 0.56m). Den samlede "ekvivalente" variasjonsbredden ($2\bar{A}_{\infty}$; Rørslett 1988) var 0.88 m i denne perioden. Generelt kan en si at vannstandsvariasjonene i terskelbassengene er redusert til 1/3 sammenliknet med forholdene før Brokke.

Resultatet av reguleringen er videre en tydelig heving av vannstanden i terskelbassenget ved Valle (Harstad-bassenget), og liknende forhold gjør seg også trolig gjeldende i de øvrige bassengene der terskler er anlagt. Settes grensen land/vann ved medianvannstand (Rørslett 1984) er f.eks. Harstad-bassenget effektivt hevet 1.18m sammenliknet med perioden 1919-63 (tab. 3.4, jfr. også fig. 3.6).

En spektralanalyse på vannstandsserien etter regulering viste at alle frekvenser var dempet med hensyn på bidrag til den samlede varians (fig. 3.2). Det er i første rekke årssvingningen (f_0) som er redusert etter regulering. Selv om variabiliteten i vannstand er mindre etter regulering, har vannstandenes gjennomsnittlige tidsperiode ikke blitt mindre (tab. 3.2). Elva er like "ustabil" i vannstand etter Brokke-reguleringen. Dette vises bl.a. ved at tilsvarende variansandel "forklares" av svingninger med frekvens $\leq f_0$ etter regulering, jfr. tab. 3.2. Flommer gir meget hurtig stigning i vannstand og ett eksempel på dette er vist i fig. 3.8.

De endrede vannstandsforholdene i Harstad-bassenget betyr at erosjonsprosesser kan re-initieres langs strendene. Det må antas at strandsonen delvis er beskyttet ved en sk. erosjonshud ("armour layer") som et resultat av tidligere tiders vannstandsfluktusjon og isskuring. Av denne grunn vil en ny erosjon i terskelbassengene først og fremst kunne skje på relativt grunt vann, særlig på de steder der undervannsvegetasjonen mangler. Dette vil antakelig være et midlertidig fenomen inntil systemet igjen er i likevekt mhp erosjonsprosesser.

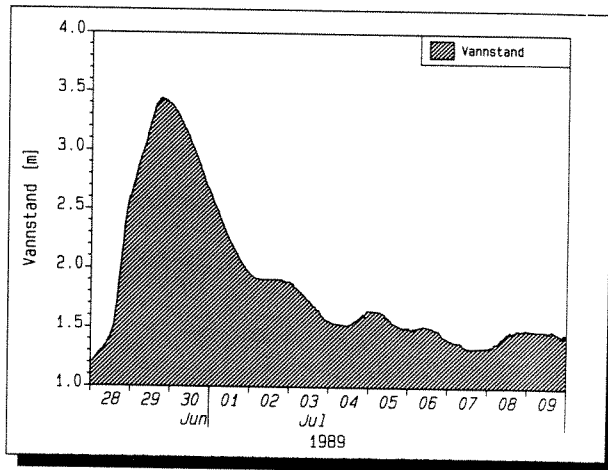
I alt betyr det nye hydrologiske regimet etter Brokke at miljø"stress" betinget av skiftende vannstander er betydelig redusert for plante-samfunnene i terskelbassengene. Hevingen av vannspeilet vil også bety at områder med finkornet sediment blir tilgjengelig for ny akvatisk plantevekst.

Tabell 3.4. Karakteristiske verdier for variasjon i vannstand før Brokke (1919-63) og etter (1965-89). Data for Flåren er beregnet i hht kalibreringskurve og forutsetter at Brokke-utbyggingen ikke endret bestemmende profil.

<u>HARSTAD</u>		1919-63	1965-89	Enh.
Total varians	$\hat{\sigma}^2$	0.563	0.096	m ²
-"- standardavvik	$\hat{\sigma}$	0.75	0.31	m
Variansandel ($f \leq f_0$)	$\hat{\sigma}^2[f_0]$	33.6	34.3	%
Ekv. variasjonsbredde	$2\bar{A}_\infty$	2.12	0.88	m
Midlere tidsperiode	\bar{T}_p	0.219	0.208	år

<u>FLÅREN</u>		1919-63	1965-89	Enh.
Total varians	$\hat{\sigma}^2$	0.361	0.164	m ²
-"- standardavvik	$\hat{\sigma}$	0.60	0.40	m
Variansandel ($f \leq f_0$)	$\hat{\sigma}^2[f_0]$	34.5	34.3	%
Ekv. variasjonsbredde	$2\bar{A}_\infty$	1.70	1.14	m
Midlere tidsperiode	\bar{T}_p	0.222	0.209	år

Flåren-bassenget
Måleserie vannstand 1989



Figur 3.8. Eksempel på flombetinget vannstandsending i Flåren.
Målt vannstand for 28.06-09.07 1989 fra datalogger.

4 VANNKVALITET

- *Vannkjemisk sett er Otra forbi Valle preget av noe mindre surt vann enn nedstrøms Brokke, og innholdet av løste salter og næringsstoffer er noe høyere enn lengre ned i Otra. Forskjellen i vannkjemisk har holdt seg uforandret siden 1970-tallet. Tidsendringer i vannkjemisk i Otra ved Valle er ubetydelige og ligger innenfor det statistisk normale variasjonsområdet.*
- *Forsuring av Otra kan ikke dokumenteres for perioden 1972-88(89) med de tilgjengelige data.*
- *En øyeblikksserie av vannkjemisk viste bare spor av lokale utslipp på restvannsstrekningen oppstrøms Brokke. Det ble målt verdier av fosfor (P) opp til 5 mg P/m³, som må sies å være et nokså lavt nivå.*
- *Vanntemperaturen er vesentlig høyere i terskelbassengene enn i Otra nedstrøms Brokke om sommeren, mens forholdet er omvendt vinterstid. Temperaturer over 20 °C er målt om sommeren, mens vinterstid går vanntemperaturen ned til 0 °C siden bassengene fryser til.*
- *Lysforholdene i terskelbassengene er gode men preges av til dels sterk lyssvekning i de øverste vannlagene.*

4.1 Generell tilstand

Otra er relativt godt undersøkt såvel hydrokjemisk som biologisk gjennom en rekke år. For detaljer henvises til overvåkingsrapporter utarbeidet for Statens forurensningstilsyn (SFT) - en liste over disse er gitt i Lande & Grande (1986).

Hydrokjemisk er Otra preget av næringsfattige, svakt sure vannmasser. Gjennomsnittsverdier for elvestrekningene opp- og nedstrøms Brokke er gitt i tab. 4.1.

I følge Egerhei (1984) og Boman & medarb. (1984) har minstevannstrekningen forbi Valle noe høyere nivå av næringsalter, bl.a. fosfor, men må fortsatt karakteriseres som klart næringsfattig og relativt lite belastet. Vannet som tilføres gjennom Brokke-anlegget tappes fra høyereliggende magasiner med generelt noe gunstigere vannkvalitet (mindre surt), jfr. Wright (1984) og Holtan & Lingsten (1986). Pga. av stor variasjon i vannkjemi gjennom året, f.eks. i samband med snøsmelting, flom osv., er det imidlertid ingen påvisbar statistisk forskjell mellom strekningen ovenfor og nedenfor Brokke, se tab. 4.1. Se også diskusjon om forsuring i et senere avsnitt (kap. 4.3).

Tabell 4.1. Vannkvalitet i Otra - kjemiske parametre fra det Statlige overvåkingsprogrammet og NIVA. Verdier gitt som gjennomsnitt for årene 1981-88 (\pm st.avvik). St.koder som anvendt i SFT-programmet. Antall observasjoner i parentes.

Parameter/enhet	Valle (564)	Nedstrøms Brokke (535 Ose bru)
Surhetsgrad pH	5.87 \pm 0.33 (122)	5.73 \pm 0.34 (131)
Sp. ledningsevne κ_{25} mS/m	1.77 \pm 0.43 (64)	1.48 \pm 0.33 (67)
Total fosfor P mg/m ³	5.9 \pm 7.1 (65)	4.4 \pm 3.1 (79)
Total nitrogen* N mg/m ³	270 \pm 100 (66)	290 \pm 170 (77)

* avrundet i hht. analysenøyaktighet

4.2 Tidsendringer i vannkjemi

For perioden 1981-88 var pH signifikant høyere ved Valle enn ved Ose bru (Δ pH = 0.19, $t_{111} = 6.21$, $p < 0.0001$). Denne forskjellen tilsvarer tidligere observasjoner (Rørslett 1986). Tilsvarende er det også en signifikant høyere ledningsevne i Otra på minstevannføringsstrekningen forbi Valle enn nedstrøms Brokke ($\Delta\kappa_{25} = 0.29$ mS/m, $t_{49} = 4.46$, $p < 0.0001$). Vår "snapshot"-serie høsten 1989 viste at ledningsevnen steg jevnt og sikkert med omkring 0.2 mS/m på strekningen Bjørnara - Flåren, mens pH viste en svak og ujevn stigning. Dette indikerer at lokaltilsig og grunnvannspåvirkning endrer vannkvaliteten på minstevannstrekningen oppstrøms Brokke. Se også s.36-40.

Imidlertid er det ingen påvisbare statistisk signifikante forskjeller i konsentrasjoner av næringsstoffene nitrogen og fosfor mellom disse delene av Otra. Dette kan bl.a. skyldes at de statistiske fordelingene av disse stoffene er utpreget skjeve slik at "slengere" lett kan forekomme og dermed gjøre usikkerheten i en sammenlikning svært stor. Det er en tendens til at total-P er noe høyere ved Valle (5.9) enn ved Ose bru (4.4) men forskjellen er ikke signifikant ($t_{84}=1.55$, $p>0.1$). For total-N ligger Ose litt høyere enn Valle, resp. 290 mot 270 men forskjellen er heller ikke her signifikant ($t_{126}=-0.67$, $p>0.3$).

4.3 Forsuring

Sur nedbør påvirker Otra-vassdraget og kan medføre en pH-senking (Wright 1984). Omfanget og betydningen av dette er imidlertid langt fra klarlagt. Siden forsuring kan være en viktig utløsende årsak til begroing er alt tilgjengelig datamateriale fra NIVAs tidligere undersøkelser (Rørslett & medarb. 1978, 1981) og Statlig program for overvåking bearbeidet særskilt. Eldre data og data fra lokale kilder (dvs. målt ved Brokke) er ikke tatt med (jfr. Rørslett 1986).

Data innsamlet ved det statlige overvåkingsprogrammet er stilt sammen i tab. 4.2 og sammenliknet med NIVAs data fra perioden 1972-77. Det er valgt å ta med såvel surhetsgrad (pH) som spesifikk ledningsevne (κ_{25}). Av tab. 4.2 kan man trekke følgende slutninger:

- *det er ikke påvist noen statistisk sikker endring, hverken for pH eller sp.ledningsevne, fra 1972-77 til 1981-88.*
- *pH er gjennomgående 0.2 enheter høyere ved Valle enn nedstrøms Brokke. Denne forskjellen har holdt seg gjennom alle år.*
- *tilsvarende gjelder at Valle viser litt høyere sp.ledningsevne enn Otra nedstrøms Brokke.*

Vurdert under ett er de påviste forskjellene av marginal betydning. Bak gjennomsnittsverdier skjuler det seg imidlertid ganske store årstidsvariasjoner som kunne vært bedre dokumentert enn det som gjøres i det statlige program for overvåking. Brå nedgang i pH ved snøsmelting kan skape ugunstige forhold for fisk, men betydningen av slike pH-episoder er ikke kjent for vannvegetasjon. Tettere observasjonsserier av vannkvalitet ville bedre ha belyst betydningen såvel som omfanget av episoder med lav pH.

Tabell 4.2. Tidsutvikling i pH og sp.ledningsevne i Otra ved Valle og nedenfor Brokke kraftverk, 1972-88. Årlige gjennomsnitt (\pm st.avvik). Alle tilgjengelige data anvendt.

Kilde og periode	Surhetsgrad pH		Spesifikk ledningsevne* κ_{25} mS/m	
	Valle	Nedstr.Brokke	Valle	Nedstr.Brokke
NIVA 1972-77	5.98 \pm 0.28 (28)	5.75 \pm 0.26 (28)	1.85 \pm 0.49 (28)	1.37 \pm 0.30 (28)
NIVA 1981	5.83	5.80	1.75	1.47
1982	5.94	5.73	1.93	1.55
og 1983	5.82	5.56	1.88	1.53
1984	5.91	5.63	1.85	1.54
SFT 1985	5.68	5.78	1.55	1.40
1986	6.07	5.84	1.64	1.54
1987	5.93	5.58	1.71	1.31
1988	5.96	-	1.80	-
NIVA/1981-88	5.87 \pm 0.33 (122)	5.73 \pm 0.34 (131)	1.77 \pm 0.43 (64)	1.48 \pm 0.33 (67)

* eldre data regnet om fra 20°C og enhet μ S/cm (faktor 0.11) til ny standard, κ_{25} med enhet mS/m.

4.4 "Øyeblikksserie" av vannkjemi

4.4.1 Opplegg for prøvetakingen

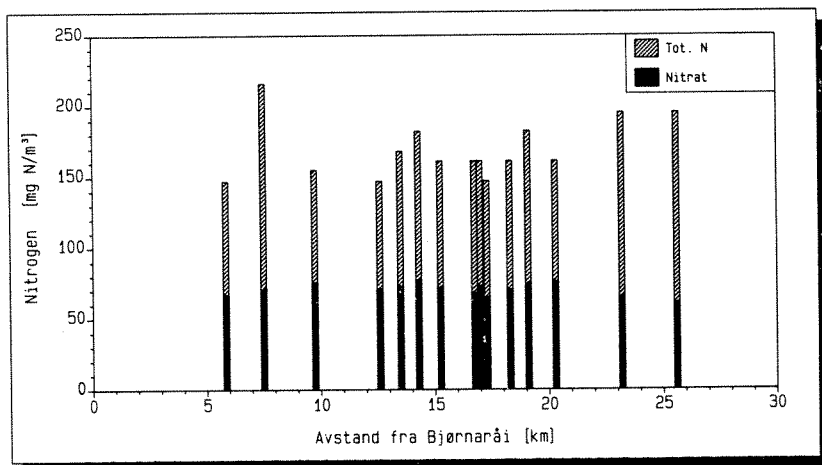
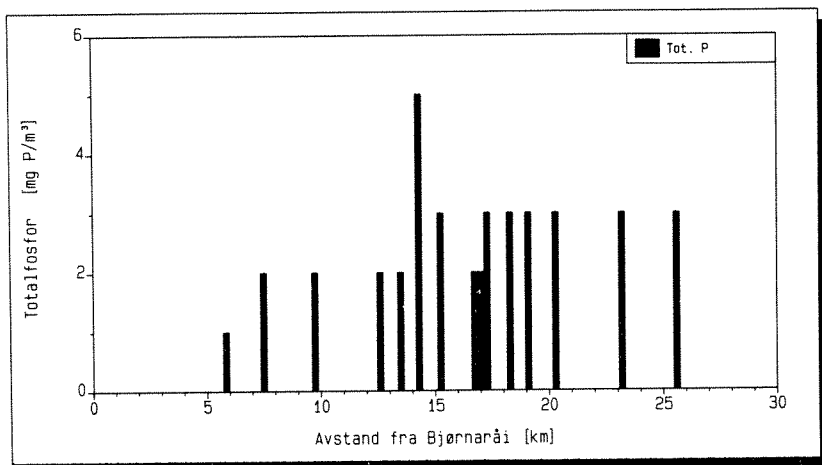
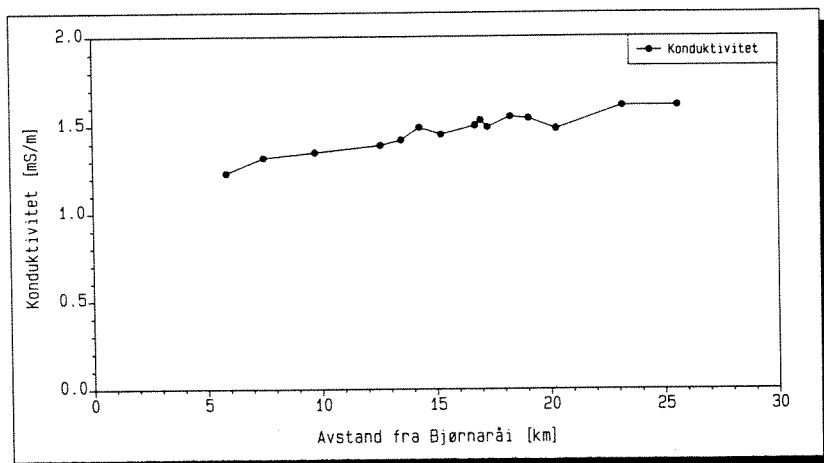
I 1989 ble det tatt vannprøver på 15 stasjoner på strekningen Sandens åre (terskel) til utløp Flårenden på samme tidspunkt. Hensikten med denne undersøkelsen var å spore eventuelle lokale kilder til nærings-tilførsel på denne strekningen. Stasjonene er satt opp i tab. 4.3. Prøvene ble tatt 2. juli 1989. Det var mobilisert i alt 10 prøvetakere som tok sin første prøve kl.0900. I de tilfeller hvor samme prøvetaker skulle ta to prøver ble den siste prøven tatt mindre enn 10 minutter etter første prøven. Poenget med den samtidige prøvetakingen var å sikre seg at en ikke tok prøve av den samme vann"pakken" nedover i vassdraget. Vannet ble lagret mørkt og kjølig til det ble analysert etter Norsk Standard metoder ved NIVA. Prøvene ble tatt i en periode med stabilt vær med minstevannføring i elva på 3 m³/s.

Tabell 4.3. Oversikt over stasjoner ved "øyeblikks" prøvetakingen 25.07.89. Kartangivelsene er i henhold til kartbladene M711-1413I og M711-1413II (1:50.000; 100-km rute 32V ML).

Terskelnr./navn	UTM -ref.		Avstand i km fra Bjørnara
6 Sandens Åre	12 6	71 2	5.85
8 Hagefoss	12 8	69 5	7.5
11 Svortie	13 5	67 8	9.75
13 Einangsmoen	15 6	67 5	12.6
15 Homme-Dale øst	16 6	67 3	13.5
16 Grimestrond	17 3	66 9	14.3
18 Jore	17 2	66 0	15.25
21 Prestefoss	16 1	64 9	16.75
23 Valle I	16 1	64 6	17.0
23 Valle II	16 0	64 4	17.3
23 Harstad I	16 0	63 5	18.3
23 Harstad II	15 7	62 7	19.1
25 Flåren I	15 9	61 2	20.3
25 Flåren II	16 2	58 6	23.2
25 Flåren III	16 0	56 3	25.6

Tabell 4.4. Vannkjemiske data fra øyeblikksserie tatt 25.07.89.

TERSKELBASSENG		pH	Kond.	Turb.	Farge	Tot.P	Tot.N	NO ₃
Nr. Navn		mS/m		FTU	mg Pt/L	mg P/m ³	mg N/m ³	
6	Sandens Åre	6.26	1.23	0.22	5.07	1.0	147	67
8	Hagefoss	6.28	1.32	0.64	6.05	2.0	216	71
11	Svortie	6.32	1.35	1.37	5.70	2.0	155	75
13	Einangsmoen	6.26	1.39	0.39	6.24	2.0	147	71
15	Homme-Dale øst	6.21	1.42	0.35	6.44	2.0	168	73
16	Grimestrond	6.36	1.49	0.27	7.22	5.0	182	77
18	Jore	6.47	1.45	0.29	5.85	3.0	161	72
21	Prestefoss	6.31	1.50	0.35	7.80	2.0	161	68
22	Valle I	6.38	1.53	0.30	6.24	2.0	161	73
22	Valle II	6.40	1.49	0.32	6.05	3.0	147	65
23	Harstad I	6.28	1.55	0.32	7.41	3.0	161	70
23	Harstad II	6.34	1.54	0.44	8.58	3.0	182	74
25	Flåren I	6.43	1.48	0.25	7.02	3.0	161	76
25	Flåren II	6.37	1.61	0.47	12.29	3.0	195	65
25	Flåren III	6.30	1.61	0.38	10.73	3.0	195	61



Figur 4.1. Noen resultater fra øyeblikksserie av vannkjemi 25.07.89.
Øverst : konduktivitet
Midt : Totalfosfor
Nederst: Totalnitrogen (åpen skravur) og nitrat (fylt skravur).

4.4.2 Resultater fra øyeblikksserien

pH varierte svært lite i området 6.21-6.47 med en middelvei på 6.33. Nivået bekrefter den svakt sure vannkvaliteten som er karakteristisk for dette området selv om pH var noe høyere enn gjennomsnittet for 1981-88 (tab. 4.4).

Med unntak av en prøve på 1.37 FTU, var turbiditeten relativt stabil i området 0.22-0.64 FTU med en middelvei på 0.36 FTU. Dette er svært lave verdier og viser at vannmassene ved tidspunkt for prøvetaking var klare uten større innflytelse av sestontransport i form av partikulært materiale. Disse lave verdier kan sees i sammenheng med den stabile perioden med minstevannføring som elva var inne i.

Spesifikk ledningsevne (konduktivitet) var generelt svært lav og lå i området 1.23-1.61 mS/m, men viste samtidig en klart økende tendens nedover i vassdraget (fig. 4.1). Middelveien for alle prøvene var på 1.46 mS/m. Dette er noe lavere enn gjennomsnittet for 1981-88 men ligger godt innenfor det normale variasjonsområdet.

Farge målt som mg Pt/L viste seg å ha en svakt økende tendens nedover i vassdraget men ikke så utpreget som konduktiviteten. I området Sandens Åre til Harstad-tersekelen varierte fargen mellom 5.1 og 8.6 mg Pt/L mens de to nederste stasjonene i Flårenden skilte seg ut med noe høyere verdier på 10.7 og 12.3 mg Pt/L. Dette er generelt lave verdier og viser at området er svært lite humuspåvirket. De noe høyere verdier nederst i Flåren kan skyldes en lengere oppholdstid for vannet her og følgelig en noe større anrikning av nedbrytningsprodukter fra sedimentert organisk materiale.

Blant nærings saltene er fosfor som regel det begrensende element i forhold til nitrogen. Total fosfor viste seg å ligge på et svært lavt nivå i området 1-5 mg P/m³ med en middelvei på 2.6 mg P/m³. Til tross for de lave verdiene fremkom et interessant variasjonsmønster på den undersøkte strekningen (fig. 4.1). Den laveste konsentrasjonen på 1 mg P/m³ var øverst ved Sandens Åre, dvs. området før bebyggelsen starter. Straks etter bebyggelsen økte konsentrasjonen til nivået 2 mg P/m³ som tydelig ble brutt i området mellom tersklene Homme-Dale øst og Grimestrand. Her ble det målt 5 mg P/m³ som kan tyde på en lokal forurensningskilde med noe mer næringsrikt vann. Dette vannet synes imidlertid å fortynnes et stykke videre nedover og ved Prestfoss terskel er en igjen nede på nivået 2 mg P/m³. Ved Valle terskel øker konsentrasjonen igjen til 3 mg P/m³, et nivå som holder seg stabilt helt ned til utløpet av Flåren.

Total nitrogen varierte i området 145-215 mg N/m³ med en middelværdi på 170 mg N/m³ uten noen entydig variasjon nedover i vassdraget. Den høyeste konsentrasjonen ble målt på Hagefoss terskel straks etter bebyggelsen øverst i vassdraget. I dette tilfellet kan det ikke utelukkes at en har en lokal kilde for nitrogenholdig vann enten i form av ammonium eller organiske nitrogenforbindelser. De to nederste stasjoner i Flåren hadde de nest høyeste konsentrasjoner av total nitrogen. Årsaken her kan være en større andel av organiske nitrogenforbindelser bunnet opp i planktonbiomassen som er mulig i denne store terskelendammen med den relativt lange oppholdstiden ved minstevannføring. Nitrat varierte i området 61-77 mg N/m³ med en middelværdi på 71 mg N/m³. Det var ingen entydig variasjon nedover i vassdraget. Høyeste nitratkonsentrasjon ble målt på samme sted som høyeste fosforkonsentrasjon, mens laveste nitratkonsentrasjon ble målt i utløpet av Flåren. Nitraten utgjorde 31-33% av total nitrogen i prøvene med de høyeste totalnitrogen konsentrasjoner, mens de resterende prøvene inneholdt 41-48% nitrat.

Prøvene i dette tilfellet gir bare et øyeblikksbilde av situasjonen i elva. Hvor representativt det er på årsbasis er vanskelig å si. En kan imidlertid ut fra disse resultatene, i samsvar med tidligere overvåkningsresultater, si at elva generelt sett er meget næringsfattig uten de høye konsentrasjoner av fosfor og nitrogen på den undersøkte strekningen. Fosfor synes å være det begrensende element i dette systemet. Foruten enkelte punktutslipp av vann med ekstra næringsstoffer er det en tendens til økende konsentrasjoner av fosfor nedover i vassdraget fra området før bebyggelsen, Bjørnarå-Brokka, til utløpet av Flåren. De to nederste terskelbassengene Harstad (Valle) og Flåren hadde således det høyeste stabile konsentrasjonsnivå av fosfor på 3 mg P/m³.

4.5 Is- og temperaturforhold

Otra er kjent som en kald elv (Skomedal 1986), men det foreligger ingen temperaturmålinger fra området før Brokke ble satt i drift. Sammenlikninger med tilstanden før utbyggingene på 1960-tallet og senere vil dermed bli noe usikre.

Iskontoret ved NVE har opprettet 4 målestasjoner for temperatur (fig. 2.1) i 1973-75. Temperaturmålingene var manuelle frem til 1987, etter dette er loggere brukt (st. 11510 har hatt logger fra start i 1985). Ved analyse av dataseriene er målingene om morgenen og ettermiddagen kombinert til et anslag for gjennomsnittstemperatur. Denne fremgangsmåten, som var nødvendig pga av den formen data forelå i, gir ikke

direkte anslag for ekstremtemperaturer av kort varighet, men antas å karakterisere temperaturregimet rimelig godt forøvrig.

Nedstrøms Brokke går Otra nå isfri hele året. Temperaturen vinterstid ligger rundt 3 °C i vannmassene. Sent på vinteren kan vanntemperaturen gå ned under 1 °C ved Straume (Tvede 1982 og fig. 4.2). Det er neppe trolig at Otra hadde tilsvarende temperaturforhold i naturlig tilstand. Spesielt vintertemperaturen må ha ligget lavere før utbyggingene i øvre Setesdal tok til. Hva sommersituasjonen angår er det trolig at den ikke-utbygde elva hadde relativt lave temperaturer, men det er vanskelig å si om de var høyere enn det man nå måler.

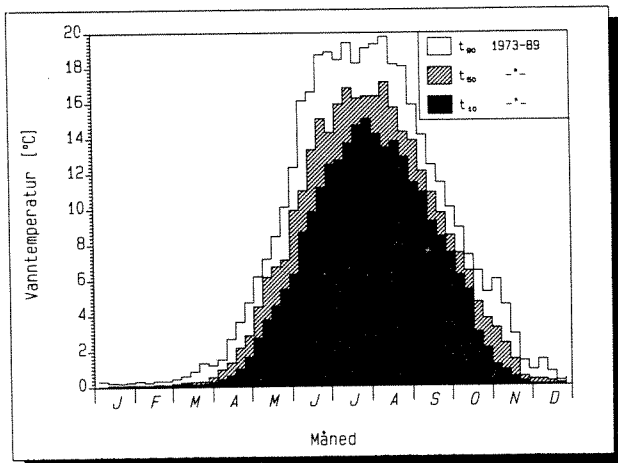
Helt andre forhold gjør seg gjeldende oppstrøms Brokke. På strekningen Bjørnarå - Flåren ligger median døgntemperatur opp mot 17 °C i sommermånedene og maksimal døgntemperatur kan komme godt over 20 °C (se tab. 4.5 og fig. 4.2). Slike høye temperaturer henger sammen med redusert vannføring og terskelanleggene. Vinterstid er elvevannet kaldere her enn nedstrøms Brokke, slik at terskelbassengene normalt vil islegges.

Tabell 4.5. Temperaturforhold ved NVEs målestasjoner.

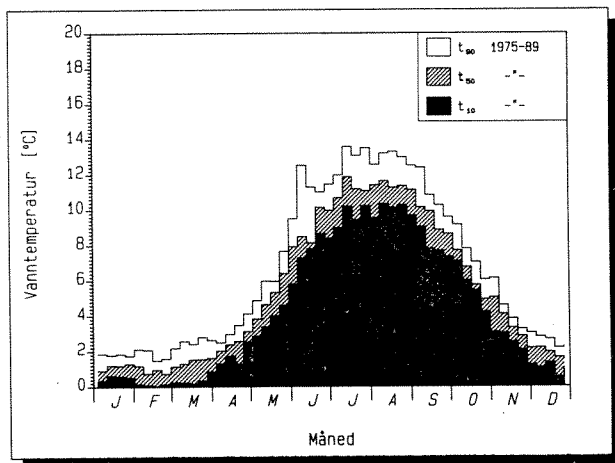
TEMPERATUR- MÅL	11507 Brokke kr.verk	11508 Otra ovf.Brokke	11509 Otra Straume	11510 Otra v. Ljosåni
t_{\min}	0.02	-0.05	0.0	0.04
t_{\max}	16.0	23.7	15.6	20.5
\bar{t} (middel)	4.8	6.4	5.3	6.3
t_{median}	3.7	4.4	4.0	5.3
Ant. obs.	3251	3216	2125	1294

Temperaturstigning på minstevannføringsstrekningen kan anslås (noe unøyaktig) ved å ta differansen mellom midlere temperaturer målt samme dag på stasjonene 11510 og 11508, denne forskjellen ble funnet å være $\Delta_t = 0.91 \pm 0.05$ °C (st.feil; N=579) når vannets gangtid ikke tas i betraktning. Hurtige endringer i vannføring kan påvirke de beregnede enkeltdifferansene men vil samtidig redusere vannmassenes gangtid.

Ukjemiddel vanntemperatur
St. NVE-11508 Otra oppstrøms Brokke



St. NVE-11509 Otra nedstrøms Brokke (Straume)



Figur 4.2. Vanntemperatur på målestasjonene NVE 11508 Otra oppstrøms Brokke (øverst) og NVE 11509 Otra nedstrøms Brokke (nederst). Data som 10-, 50- og 90% persentiler beregnet for 7-døgns perioder hhv. 1973-89 (st. 11508) og 1975-89 (st. 11509).

4.6 Sediment- og bunnforhold

I samband med undersøkelsen av vegetasjonsforhold ble det også samlet inn prøver av sediment i terskelbassengene. Disse prøvene ble gjennomgående tatt parallelt med transektanalysene i basseng nr. 1 (Bjørnarå), 6 (Sandens Åre), 11 (Svortie), 23 (Valle-Harstad) og 25 (Flåren). Det ble tatt ut sedimentkjerner 0-10cm. Prøvene ble tørket og deretter fraksjonert i finpartikulært (<2mm) og grovpartikulært materiale (>2 mm); den fine fraksjonen ble så glødet til konstant vekt ved 550 °C for bestemmelse av organisk innhold. Formålet med NIVAs sedimentdata var å skaffe tilveie opplysninger om bunnforholdene i tilknytning til vegetasjonsdekkede områder med ulik artssammensetning.

Substratet i terskelbasseng nr. 1 (Bjørnarå) var meget grovere enn på de øvrige stasjonene (tab. 4.6). Sammen med Svortie skilte Bjørnarå seg ut ved å ha en elvebunn med ytterst lite organisk materiale. De andre stasjonene hadde gjennomgående likartede bunnforhold preget av stor andel finpartikulært materiale og betydelig innslag av organisk stoff, størst for Flåren. Sedimentlagets tykkelse varierte på samme måte mellom de ulike bassengene, og var størst i Flåren. Alle forskjeller i sedimentforhold mellom terskelbassengene er statistisk signifikante (F-test, $P < 0.05$).

Tabell 4.6. Sedimentforhold i noen terskelbasseng. Gjennomsnittsverdier 1989.

TERSKEL- BASSENG	Fraksjon < 2mm % av tot.	Organisk del		Sediment- tykkelse (cm)
		% av <2mm	tot.	
1 Bjørnarå	16.2	3.4	0.6	0.1
6 Sandens Åre	85.4	16.3	14.3	8.3
11 Svortie	88.5	1.2	1.1	0.2
23 Harstad	82.0	14.1	12.2	3.6
25 Flåren	98.5	25.4	25.0	6.6

Vegetasjonsdekkede bunnområder hadde i gjennomsnitt noe høyere innhold av organisk stoff (13.7%) enn de vegetasjonsfrie (7.3%) og forskjellen er statistisk signifikant (t-test, $P < 0.05$). Dette antyder at vannvegetasjonen kan bidra til økt sedimentering i disse bassengene. Forholdet behandles mer inngående i et senere kapittel (s. 70).

4.7 Optiske forhold i vannmassene

4.7.1 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,

$$I(v) = I(0) e^{-k \cdot v} \quad (4.1)$$

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

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 (f.eks. 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,

$$R(v) = 100 \cdot I \uparrow (v) / I \downarrow (v) \quad (\%) \quad (4.2)$$

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. (4.1) (Nicholls 1984),

$$\ln I(v) = a - k_L \cdot v \quad (4.3)$$

Med denne modellen antas parameteren a å være (tilnærmet) lik irradians umiddelbart under vannoverflaten; denne betegnes $I(0^+)$. Normalt finner man imidlertid at 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 a (f.eks. som $100 \cdot I(v)/a$) slik at sammenlikninger mellom ulike vertikale lysprofiler kan gjennomføres. Det bør i denne sammenheng påpekes at sambandet i likn. (4.3) 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),

$$I(0^+,t) = f(t) \cdot I(0^-,t) \quad (4.4)$$

hvor t = tid

Faktoren 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 f i overskyet vær eller ved opprørt sjø. En realistisk verdi er $f \approx 0.8$, som er funnet for andre norske lokaliteter. Overflatens albedo er da gitt ved $(1-f)$.

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

$$I(v,t) = I(0^+,t) \exp[-K(v,t)] \quad (4.5)$$

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,

$$\ln I(v,t) = \ln I(0^+,t) - K(v) \quad (4.6)$$

Det kan vises at denne modellen gir opphav til en lognormal fordeling (LN μ , σ^2) slik at (Rørslett 1987a),

$$E[I(v)] \approx E[I(0^+;t)] \exp[-\hat{\mu}(v;t) + \hat{\sigma}^2(v;t)/2] \quad (4.7)$$

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

Skal denne modellen (4.7) brukes må såvel $I(0)$ som $I(v)$ måles samtidig og med et tilstrekkelig antall gjentakelser (helst > 30). Faktoren f antas da konstant innenfor måleperioden, eller måles separat. Modell (4.7) tillater beregning av de virkelige prosentvise lysintensiteter ved vilkårlige dyp. Dette kan uttrykkes ved den effektive vertikale svekningskoeffisienten,

$$k_{eff} = \langle K(v) \rangle = K(v)/v \quad (4.8)$$

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

4.7.2 Resultat fra lysmålinger i 1989

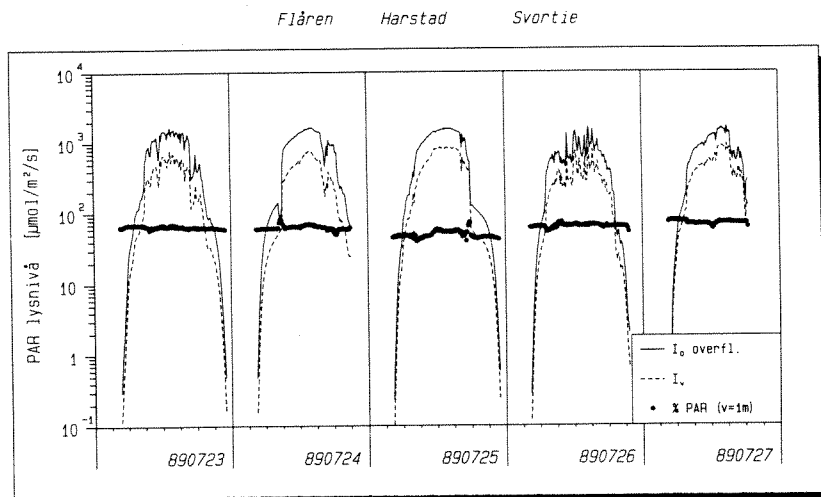
Målinger av PAR ble gjort 1988-89 men bare data fra 1989 vil bli presentert her siden det ikke ble brukt datalogger i 1988 og måleseriene derfor ble noe korte. Data er presentert som $I(1)$, dvs. tilgjengelig lys ved 1m vanddyp, og som k_{eff} beregnet fra vanddyp på 1.7-1.8 m.

Tabell 4.7. Lysmålinger foretatt sommeren 1989 i éndel terskelbasseng i Otra forbi Valle. Se tekst for forklaring av brukte parametre.

Terskel (N)	$I(1)$ %		k_{eff} m^{-1}	R %	
	gj. snitt	(min. -max.)	gj.sn. ± st.feil	gj.sn. ± st.feil	(min. - max.)
Flåren 187	63.6	(49-82)	0.45±0.06	1.9 ± 0.012	(1.5-2.8)
Svortie 175	66.3	(53-77)	0.41±0.08	3.1 ± 0.019	(2.5-3.7)
Harstad 117	48.3	(39-71)	0.74±0.11	3.7 ± 0.028	(2.5-6.6)

Harstad-bassenget ved Valle viste gjennomgående noe dårligere lysklima enn de øvrige undersøkte lokalitetene, men forskjellene mot de andre bassengene var relativt små (tab. 4.7 og fig. 4.3). Veid svekningskoeffisient i Harstad-bassenget var ca. 75% høyere enn på de øvrige lokalitetene. Undervannsdagslengden på lokalitetene forkortes noe ved at fjellsidene skygger for morgen- og kveldslys, dette var særlig merkbart på målestasjonen i Harstad-bassenget (jfr. fig. 4.3).

For de kontinuerlige loggerseriene ble reflektanskoeffisienten (R) bare målt i ett dyp (1.7-1.8m) fordi sensorene sto fast plassert. Gjennomsnittsverdiene av R var høyest i Harstad-bassenget (3.7 %), og lavest i Flåren (1.9%).



Figur 4.3. Kontinuerlige registreringer av lysklima (PAR stråling) i terskelbassengene Svortie, Harstad og Flåren.

Målinger i overflaten ($I(0^-)$) og på 1.7-1.8m vanddyp (I_v). Beregnet %-vis gjenværende lys ved 1m vanddyp vist som uthevet linje.

Tabell 4.8. Vertikalprofil av fotosyntetisk aktiv lys (PAR) i Flåren juli 1989. Gjennomsnittsinstråling $I(0^-) = 60.6 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$

Vanddyp (v)	$I(v) \%$	$K(v) \text{ m}^{-1}$	$k_{\text{eff}} \text{ m}^{-1}$	$R \%$
	gj. snitt	gj. snitt $\pm 95\% \text{konf. int.}$	gj. snitt	gj. snitt
Overfl. 0- m	100.0	0.00	-	14.0*
0.1 "	79.4	0.08 ± 0.023	0.81	1.4
0.5 "	61.5	0.34 ± 0.033	0.67	1.3
1.0 "	41.8	0.73 ± 0.032	0.73	1.6
1.5 "	35.7	1.03 ± 0.022	0.69	1.8
2.1 "	27.5	1.29 ± 0.016	0.62	2.0

* lystap i vannoverflaten

Bare Flåren var dyp nok til at vi kunne måle en "normal" vertikal profil for lyssvekning (tab. 4.8). Som vanlig i klarvannslokaliteter var lyssvekningen ekstra stor nær vannoverflaten. Dette skyldes oftest en kombinasjon av selektiv svekning av enkelte bølgeområder sammen med liten spredning av lys pga partikler (lav "scattering"). Ved 2m vann-dyp var således bare 27% av overflateinnstrålingen ($I(0^-)$) igjen. Albedo ($I-f$) lå rundt 14% for målingene i Flåren, og dette kan betegnes som en nokså lav verdi.

Målinger i Flåren i 1989 viste at reflektanskoeffisienten (R) varierte fra 1.3% nær overflaten til omlag 1.7% dypere ned. Nær bunnen steg R til 2.1%. Resultatene bekrefter at vannmassene i Flåren inneholder svært lite partikler. I følge Kirk (1983) er så lave verdier for R uvanlig i ferskvannslokaliteter, men liknende verdier er observert bl.a. i Suldalsvatn (Rørslett & medarb. 1989).

Selv om våre måledata indikerer at vannmassene er optisk sett klare er det grunn til å merke seg at innsjøene i Otra-vassdraget har betydelig klarere vann (jfr. Rørslett 1988). Lysklimaet er imidlertid likevel så godt at det i seg selv neppe kan begrense akvatisk plantevekst i de grunne terskelbassengene. På vertikalnivå 2m eller mer under medianvannstand vil antakelig lystilgangen være utilstrekkelig til å opprettholde vekst av mange nedsenkede plantearter. Størsteparten av bunnområdene i terskelbassengene er imidlertid grunnere enn dette (Boman & medarb. 1984; se fig. 2.2), slik at lysbegrenset vekst har liten betydning som vekstregulerende faktor i undersøkelsesområdet.

5 VANNVEGETASJON

- Terskelbassengene er til dels sterkt begrodd med vannvegetasjon. Ulike vekstformer av krypsiv danner sammen med éndel andre vannplanter en frodig undervannsvannsvegetasjon. Krypsiv dominerer vegetasjon såvel i mengde som i arealdekning.
- Begroingen har økt i omfang etter at Brokke ble satt i drift. Undersøkelsen viser at begrodde områder f.eks. i terskelbassenget ved Valle har økt fra 24 til 77% av vanddekket areal.
- Mengden plantemateriale pr. arealenhet varierer typisk mellom 100 g/m² (gj.snitt) til omkring 250 g/m² i tett overgrodde områder. Dette er verdier som indikerer en moderat tilgang på næringsstoffer.
- Planteveksten på den undersøkte strekningen har litt høyere innhold av næringsstoffer enn nedstrøms Brokke, men forskjellen ligger innenfor normal variasjonsbredde. Lokal næringstilførsel er ikke en sannsynlig årsak til økt vekst av vannplanter i området.
- Teoretiske beregninger viser at vannstandsendingene ved utbyggingen av Brokke har begunstiget krypsiv.
- Videre ekspansjon av vegetasjon på terskelstrekningen vil ventelig bare skje i mindre omfang.

5.1 Feltobservasjoner

5.1.1 Tidligere undersøkelser (1976)

Terskelbassenget Flåren er undersøkt før av NIVA (Rørslett & medarb. 1978, 1981; Rørslett 1985). Vannvegetasjon ble den gang registrert ved stereofotografering av 0.25 m² prøveflater (Rørslett & medarb. 1978). Det ble også gjort notater om plantevekst i terskelområdet ved Valle sentrum, men disse observasjonene ble ikke bearbeidet i første omgang. Fra den aktuelle strekningen oppstrøms Brokke ble begroing samlet inn på 8 lokaliteter (st. B13-B20). Resultatene er rapportert i Rørslett & medarb. (1981) og datamaterialet er oppbevart ved NIVA.

Observasjonene i 1970-åra viste at det forekom betydelige mengder av makrovegetasjon i Otra og i terskelbassengene. Nedstrøms Brokke var nye slamavsetninger kolonisert av krypsiv (*Juncus bulbosus*) et vanlig fenomen. Det beskrives også omfattende begroing med krypsiv i Otra forbi Hylestad og ned til Straume bru. I Flåren var bl.a. torvmoser (*Sphagnum* spp.) tilstede på noe dypere vann (1-2m dyp). Krypsiv og flótgras (*Sparganium angustifolium*) forekom over større områder.

På stasjonene B13 (like oppstrøms Bjørnarå) - B15 (Brokka) var det noe makrovegetasjon med krypsiv og flótgras i 1976, samt éndel levermoser, bladmoser og påvekstalger. I terskelbassengene ble det funnet moderate til betydelige mengder av vannvegetasjon, størst forekomst ved st. B18 Valle sentrum hvor det forekom krypsiv i "store bestander ute i hovedvassdraget". Fra Flåren (st. B19-20) beskrives vegetasjonstyper med krypsiv, flótgras og forskjellige bladmoser.

Hovedinntrykket i 1976 var at minstevannsstrekningen oppstrøms Brokke hadde betydelig større artsrikdom (diversitet) enn elvestrekningen nedstrøms kraftverket (Rørslett & medarb. 1981). På terskelstrekningen forekom 15-20 arter av karplanter samt moser mens det nedstrøms Brokke ble bare observert 1-5 arter ialt. Det ble ikke tatt kvantitative prøver av vegetasjonen på 1970-tallet men beskrivelsene viser at det gjennomgående var mer og kraftigere utviklet vegetasjon nedstrøms enn oppstrøms Brokke.

Tabell 5.1. Artsliste. Høyere planter og moser registrert i terskelbassengene 1988 og 1989. Se tab. 2.1 for en liste over terskelbasseng på strekningen Flåren - Bjørnaråi. Mengdeangivelse: 1: sjelden, 2: spredt, 3: vanlig, 4: flekkvis dominant, 5: dominerer lokaliteten (x: funnet tidligere samme sted)

VANNVEGETASJON		Terskelbasseng/lok. nr.												
		d	c	b	a	14/		11	8	6	2	1		
		25	25	25	25	23	21	15	13	11	8	6	2	1
<u>Kortskuddsplanter (Isoetider):</u>														
Vassreverumpe	<i>Alopecurus aequalis</i>					1								
Nålsivaks	<i>Eleocharis acicularis</i>					X								
Stivt brasmegras	<i>Isoetes lacustris</i>	4	1	2	1	3	2	2		1				2
Mykt brasmegras	<i>Isoetes setacea</i>	4	3	3	1	3	2	2	3	2		3		4
Krypsiv	<i>Juncus bulbosus</i> ¹	3	3	5	5	5	3	4	4	5	3	4	2	2
Botnegras	<i>Lobelia dortmanna</i>	3		1		3								
Evjesoleie	<i>Ranunculus reptans</i>	3	1	2		3	1	1	1	1				
Sylblad	<i>Subularia aquatica</i> ²	4	1	2		3	3	1	2			3		3
<u>Langskuddsplanter (Elodeider):</u>														
Klovasshår	<i>Callitriche hamulata</i>	2				2								
Småvasshår	<i>Callitriche palustris</i>					1								
Vanlig tusenblad	<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	x				2								
Småblærerot	<i>Utricularia minor</i>	3	1	3	2	3	1	1	3	1				2
Mellomblærerot	<i>Utricularia ochroleuca</i>	1	1		1									
Storblærerot	<i>Utricularia vulgaris</i>	1	1	3	2	3		1	1					
<u>Flytebladsplanter (Nymphaeider):</u>														
Vanlig tjønnaks	<i>Potamogeton natans</i>	3			3						2			
Flótgras	<i>Sparganium angustifolium</i>	4	4	4	4	5	3	3	2	3	3			3
<u>Moser</u>														
	<i>Blindia acuta</i>					1				1		1	1	
	<i>Bryum pseudotriquetrum</i>	x								1				
	<i>Drepanocladus exannulatus</i>	1	1	1		3		1	2	1				1
	<i>Fontinalis antipyretica</i>				1	2				3		1	1	1
	<i>Fontinalis dalecarlica</i>				3	1	3							
	<i>Marsupella aquatica</i>					2				1	1	1	1	
	<i>Nardia compressa</i>			1	2	3	2	2	3	3	3	3	5	2
	<i>Polytrichum commune</i>					1				2				
	<i>Racomitrium aquaticum</i>					1								
	<i>Scapania undulata</i>				4	2	1	1	2	2	2	2	5	2
	<i>Sphagnum lescurii</i> (=S. auriculatum)	1		1		2				1				

¹ Sterkt polymorf art, kan også betegnes langskuddsart (elodeide).
Materialet inkluderer trolig ssp. kochii og mellomformer (se tekst).

² Tallene gjelder 1988 (arten var sjelden i 1989)

Tabell 5.1. (forts).

SUMPVEGETASJON		Terskelbasseng/lok. nr.												
		d	c	b	a	14/								
		25	25	25	25	23	21	15	13	11	8	6	2	1
Nyseryllik	Achillea ptarmica	1				1								
Hundekvein	Agrostis canina					2		1	1			2		
Engkvein	Agrostis capillaris													1
Krypkvein	Agrostis stolonifera			1		1								
Vassgro	Alisma plantago-aquatica					1								
Hundekjeks	Angelica sylvestris					1								
Vassrørkvein	Calamagrostis canescens					1								1
Stjerne Starr	Carex echinata	1	1			1		1	1	1		3		2
Stolpe Starr	Carex juncella	2	2		3	1		3	1					
Tråd Starr	Carex lasiocarpa				2			1						
Slåtte Starr	Carex nigra	3	3		3	4		3	3			1		2
Flaske Starr	Carex rostrata	2	2		4	3		3	1					
Muse Starr	Carex scandinavica							1						
Grønn Starr	Carex tumidicarpa			1		1		1				2		
Slire Starr	Carex vaginata					3		1						1
Sennegras	Carex vesicaria					1								
Sølv bunke	Deschampsia caespitosa	3	3		3	4		3	3	2		3		3
Sumpsivaks	Eleocharis palustris					1								
Elvesnelle	Equisetum fluviatile	4				2								
Duskmyrull	Eriophorum angustifolium					2		3						
Myrmaure	Galium palustre	1			1	1		1						
Mannasøtgras	Glyceria fluitans					1				1				
Ryllsiv	Juncus articulatus				2	2	1	2		1				
Skogsiv	Juncus arctoalpinus		1			1				1		1		
Paddesiv	Juncus bufonius							1						
Trådsiv	Juncus filiformis	3	3			1		2	1			1		
Gulldusk	Lysimachia thyrsoiflora	1				1								
Blåtopp	Molinia caerulea	3	3		2	4		3	2	2		3		4
Finnskjegg	Nardus stricta													1
Strandrør	Phalaris arundinacea					2								
Myrrapp	Poa palustris	1	1			1								
Tepperot	Potentilla erecta					1		1	1	1		1		3
Myrhatt	Potentilla palustris				1	1								
Krypsøleie	Ranunculus repens					1								
Blåknapp	Succisa pratensis					2		1	1	1				1
Myrfiol	Viola palustris	1			1	3		1	1	2		1		1
Engfiol	Viola canina													1
<u>Moser (i sumpvegetasjon)</u>														
	Calliergon cordifolium					1								
	Marchantia polymorpha					2				1				1
	Polytrichum commune					1				2				
	Sphagnum squarrosum													3
	Sphagnum spp.					2								
	Ubest. levermoser					3				1				

5.1.2 Dagens situasjon

Observerte arter er stilt opp i tab. 5.1. Ved feltarbeidet i 1988-89 ble de alle tidligere observerte artene funnet igjen, muligens med unntak av et par arter i kritiske planteslekter som vasshår (*Callitriche*). Det virket derfor ikke som det hadde skjedd kvalitative endringer av betydning i vegetasjonen over en drøy 10-års periode. Her må det presiseres at NIVAs bakgrunnsdata utgjør et temmelig spinkelt materiale siden en grundig undersøkelse ikke ble foretatt i 1976.

Vannvegetasjonen (etter definisjon i Hvoslef & Rørslett 1986) på den undersøkte strekningen Flåren-Bjørnarå er nå fullstendig dominert av krypsiv (*Juncus bulbosus*). Det forekommer også store mengder av flótgras (*Sparganium angustifolium*) og éndel andre nedsenkede arter, f.eks. vasshår (*Callitriche* spp., vesentlig *C. hamulata*), tusenblad (*Myriophyllum alterniflorum*) mv. I strandsonen forekommer kortskuddsarter (isoetider) som regel sparsomt; de viktigste artene er mykt brasmegras (*Isoetes setacea*), sylblad (*Subularia aquatica*), botnegras (*Lobelia dortmanna*) og evjesoleie (*Ranunculus reptans*), mens nålsivaks (*Eleocharis acicularis*) opptrer i bakevjer med finsedimentbunn. På noe dypere vann finnes blærerot-arter (*Utricularia* spp.), til dels i store mengder, samt stivt brasmegras (*Isoetes lacustris*) og noe vannmoser (*Drepanocladus* spp., *Bryum pseudotriquetrum* og *Sphagnum*).

Krypsiv forekommer i flere ulike vekstformer i det undersøkte området. Disse formene har antakelig sammenheng med plantenes evne til å vokse gjennom flere påfølgende vekstsesonger. Dette blir utdypet i et påfølgende kapittel (5.6 s.70-81).

Langs de resterende strømløpene f.eks. i Svortie-bassenget var krypsiv ofte aktivt med på dannelse av "sanddyner" på elvebunnen. Plantene binder tilført finmateriale effektivt inne i det tette bladverket. I felt var koloniene fullstendig nedslammet 5-10 cm under ytre del av bladverket. Målinger av spesifikk ledningsevne viste ingen økninger inne i bestandene sammenliknet med vannmassene omkring. Strømhastigheten ble redusert fra <0.2 m/s over plantene til nær null i ytter- og bakkant av koloniene. Slike dyner "vandrer" sakte nedstrøms fordi det skjer en erosjon i forkant kombinert med pålagring av finmateriale i bakkant (nedstrøms).

En samlet vurdering av begroingssituasjonen i de enkelte terskelbassengene er gitt i tab. 5.2 og en detaljbeskrivelse finnes i appendiks (s. 104-117).

Tabell 5.2. Begroings-situasjonen i de undersøkte terskelbassengene i Otra, Bjørnarå-Flåren 1988-1989.

terskel basseng	veg.dekket areal		utvikl. trinn	begroing med			
	omfang	kan øke?		krypsiv	flótgras	tjønnaks	sumpveg.
25d	++	ja	b(-d)	++	++	+	++
25c	++	ja	b(-c)	+(+)	++(+)	-	(+)
25b	+++	ja	c	+++	++	-	-
25a	+++	ja	c	+++	+++	-	+
23	+++	ja	b-c(-d)	+++	+++	++	+
21	+		a	+	+	-	-
18	(+)		a?	+	(+)	-	-
14/15	++	ja	a-c	++(+)	(+)	-	+
13	++	ja	b	++	(+)	-	-
11 ¹	++(+)		c ⁴	+++	+	-	-
8 ²	++(+)		d	++(+)	++	++	(+)
7	(+)		a	(+)	-	-	-
6 ³	++	ja	b(-c)	++	++	-	-
2	-		a	-	-	-	-
1	+		a	+	+	-	-

- 1 gjelder nedre halvdel av bassenget
 2 gjelder avsnørt del-basseng ved Myri (forøvrig gjengroing liten)
 3 gjelder nordøstsiden av bassenget
 4 overveiende krypsiv-sanddyner

Suksesjonsstadier: a) meget spredt krypsiv/levermose-vegetasjon
 b) ±spredt krypsiv/rosettplante-vegetasjon
 c) tett, høyvokst krypsiv-flotgras-vegetasjon
 d) tett, tjønnaks/flotgras/krypsiv-vegetasjon

Grad av begroing: - = ubetydelig
 + = liten (spredt vegetasjon)
 ++ = middels (flekkvis tett vegetasjon)
 +++ = stor (tett og gjerne høyvokst vegetasjon)

5.2 Kvantitative undersøkelser av vegetasjonsutvikling

Prøver av vegetasjon ble tatt med Ekman-grabb festet på stang. Plante-materialet ble sortert til art og tørket. Verdiene for biomasse er her inklusive rotdelen siden en sortering i over- og underjordiske deler viste seg å være for tidskrevende. Skjønnsmessig kan verdiene sammenliknes med verdier for overjordisk biomasse ved å reduseres med 30%. Prøver for bestemmelse av næringsinnhold i plantene ble innsamlet samtidig med biomasseprøvene.

For å klarlegge vegetasjonens fordeling langs gradient fra land til vann, og se på tidsutvikling og samspillet mellom vegetasjonsutvikling og sediment, ble det etablert en serie linjetransekter i noen terskelbasseng. Transektene ble analysert både 1988 og 1989.

I tillegg ble det innsamlet et større materiale av krypsiv for å se på artens morfologiske variasjon og vekstformer. Målinger av veksthastighet kunne utføres på dette materialet fordi det viste seg at plantens årsskudd lot seg identifisere. Dette er oss bekjent første gang at slike undersøkelser utføres på krypsiv-planter fra nordiske voksesteder.

5.3 Nisjeromsanalyse

Vegetasjonen forandres meget tydelig langs en gradient fra land til under vann (Hutchinson 1975). Nye arter kommer til og andre arter forsvinner. Dette kalles sonering, og gradienten betegnes en vertikalgradient (iblant feilaktig en "dybde"gradient). Nisjen til en vannplante er den del av vertikalgradienten hvor planten kan eksistere.

I samband med reguleringsinngrep er det av stor interesse å undersøke hvordan nisjens størrelse påvirkes ved ulike mønstre for vannstandsvariasjoner (Rørslett 1984). Dette forteller direkte om en art begunstiges av ett inngrep (eller ikke). Beregningene er svært omfattende og må gjøres ved hjelp av en datamaskin. For de matematiske og statistiske detaljene henvises til Rørslett (1984, 1987a,b).

Vegetasjonens vertikale fordeling beskrives best i forhold til medianvannstand (jfr. Rørslett 1984, 1987b). Koordinatene er gitt ved :

$$z = Z - Z_0 \quad (5.1)$$

hvor Z = nivåangivelse (vilkårleg system med Z -akse positiv opp) og
 Z_0 = median vannstand (på Z -akse)

Alle nivåangivelser (z) under medianvannstand har dermed negativt fortegn. Det må understrekes at z -koordinatene ikke er det samme som dyp, slik dette begrepet normalt brukes (dyp = distanse inn- eller nedover fra en overflate). Se også s. 23- 25.

Beregninger av nisjerom for krypsiv (*Juncus bulbosus*) er gjort for periodene 1919-63 (før Brokke) og 1965-89 (etter Brokke). Opplysninger om vannstandsvariasjon og lysforhold er hentet fra tidligere avsnitt (kap. 3, s. 25-31).

Beregnet nisjerom for disse periodene er vist i fig. 5.1. Fra beregningene kan det slutes at

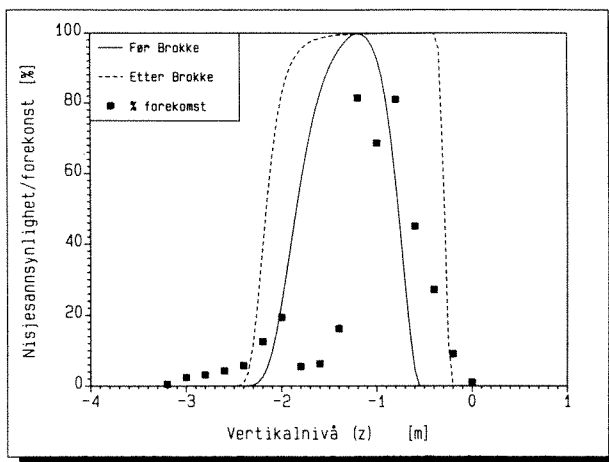
- nisjerommet er økt i 1965-1989 sammenliknet med perioden før Brokke-reguleringen (1919-63).
- ekspansjon er mulig såvel mot dypere som mot grunnere vann.
- potensiell utvidelse av artens forekomst er begrenset nedad pga. lysklimaet.

Nisjeromstørrelse har ifølge disse beregningene økt fra 1.6 vertikalmeter før Brokke (1919-63) til ca 2.2 vertikalmeter etter (1965-89). Dette er likevel langt lavere verdier enn tidligere rapport for Otra nedstrøms Brokke (Rørslett 1987c), noe som bl.a. kan skyldes de ulike hydrologiske regimene i disse delene av vassdraget.

En direkte sjekk på beregningene er mulig ved å se på transektanalyser gjort i 1988-89 samt undervannsbilder tatt i området 1976. Øvre nisjegrense (for vannformene av krypsiv) skulle ligge på et nivå som tilsvarer en vannføring omkring 1.8 m³/s ved Valle. Dette stemmer meget vel overens med feltobservasjoner og de minste vannføringer man har på strekningen. Dypvannsføremstene (z=-2.5m og lavere) ligger i nisjerommets yttergrense og er neppe stabile over tid. I tillegg er det meget sannsynlig at reell forekomstfrekvens av krypsiv er overestimert i dette området, siden vi bare har noen fåtallige undervannsbilder (fra 1976) å støtte oss til.

Sammenliknes resultater fra nisjeromsanalyse med dybdekartene for de enkelte terskelbassengene (fig. 2.2, s. 11) ser man at vegetasjonen (eksemplifisert av krypsiv) har etablert seg langs hele den koloniserbare del av vertikalgradienten. Det er derfor rimelig å tro at vannvegetasjonen ikke vil kunne øke særlig i arealmessig henseende fra dagens situasjon. Se også vegetasjonskartene (fig. 5.2-fig. 5.3 på s. 59-60).

SSN nisjerom for *Juncus bulbosus*



Figur 5.1. Teoretisk nisjerom ("survival niche", Rørslett 1987b) for krypsiv (*Juncus bulbosus*). Se ellers tekst for detaljer. Åra før Brokke (1919-63, heltrukket linje) og etter Brokke (1965-89, stiple linje). Vannstandsdata er tatt fra VM 536-0 Valle for de respektive tidsrommene.

Ved beregningen er T , tidsvinduet, (Rørslett & Agami 1987) satt til 2 år. Sannsynlighet for overleving angitt i %. Nisjerommet angir sannsynligheten for at planten kan overleve en periode T , og indikerer ikke direkte forekomst av én art. Men forekomstene er som regel små og sporadiske når overlevelsessannsynligheten er lav.

Også plottet er observert forekomst av krypsiv, basert på feltobservasjoner i 1988-89 i faste transekter, enkeltobservasjoner og tilgjengelig bildemateriale (fra 1976). Vertikalområdet mellom $z=-1.5m$ og $-2.0m$ er mindre godt undersøkt.

z : vertikalkoordinat som avvik fra periodens median vannstand.

5.4 Utvikling gjennom tid

Et vesentlig spørsmål i utredningen om vegetasjonsproblemene er når veksten startet - eventuelt om slik vegetasjon har eksistert langt tilbake i tid. Fordi det her er tale om (a) flerårige planter, og (b) grunne elvepartier, kan eksisterende svart/hvit flybilder benyttes.

Norsk luftfoto og fjernmåling (NLF, Oslo) skaffet tilveie eldre flybilder, og fotograferte dessuten Otra på strekningen Straume-Bjørnara høsten 1988 med IR-falskfarge film. Denne filmtypen er normalt vel-egnet for registrering av vegetasjon, også i og under vann. Imidlertid viste det seg at IR-bildene fra 1988 ble for mørke pga. bunnforholdene i terskelbassengene slik at vegetasjonen under vann ikke kom tilfredsstillende fram. Strekningen ble omfotografert i 1989 på vanlig fargefilm, som i dette tilfellet ga bedre resultater. Fortsatt må en regne med en del feiltolkning siden bunnlagene i elva ofte er såpass mørke at vegetasjonen "drukner" i bakgrunnen på bildene.

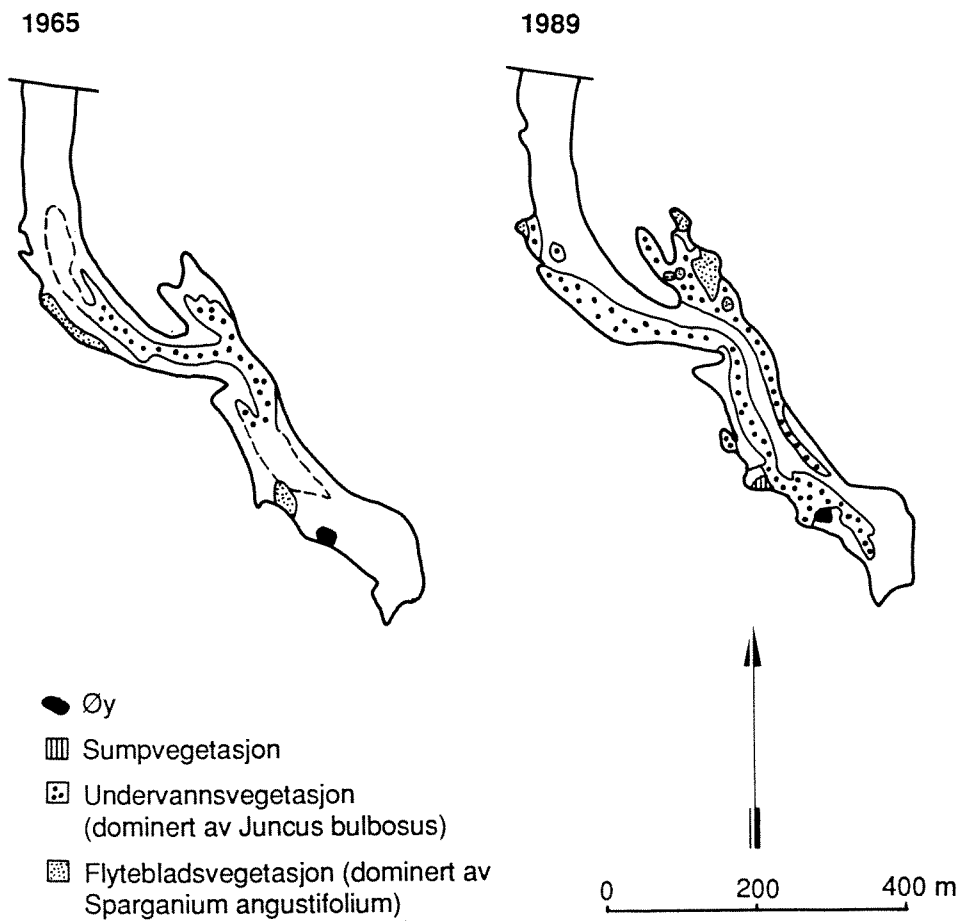
Følgende bilde-data er anvendt (bilde-serie nr. og målestokk):

F-W 1046	1:40 000	s/hv	bilde nr. C 6-8	22.6.1959
NF 137	1:15 000	"	bilde nr. 305-313	11.9.1962
NF 348	1:15 000	"	bilde nr. 701-707	13.8.1965
NF 1518	1:15 000	"	bilde nr. A2-A5	6.7.1975
NF 88108	1:15 000	IR-F	bilde nr. C1-10,D2-8,E2-10,F2-5	5.8.1988
NF 89122	1:10 000	farge	bilde nr. E5-18,F1-6,G1-8	29.8.1989

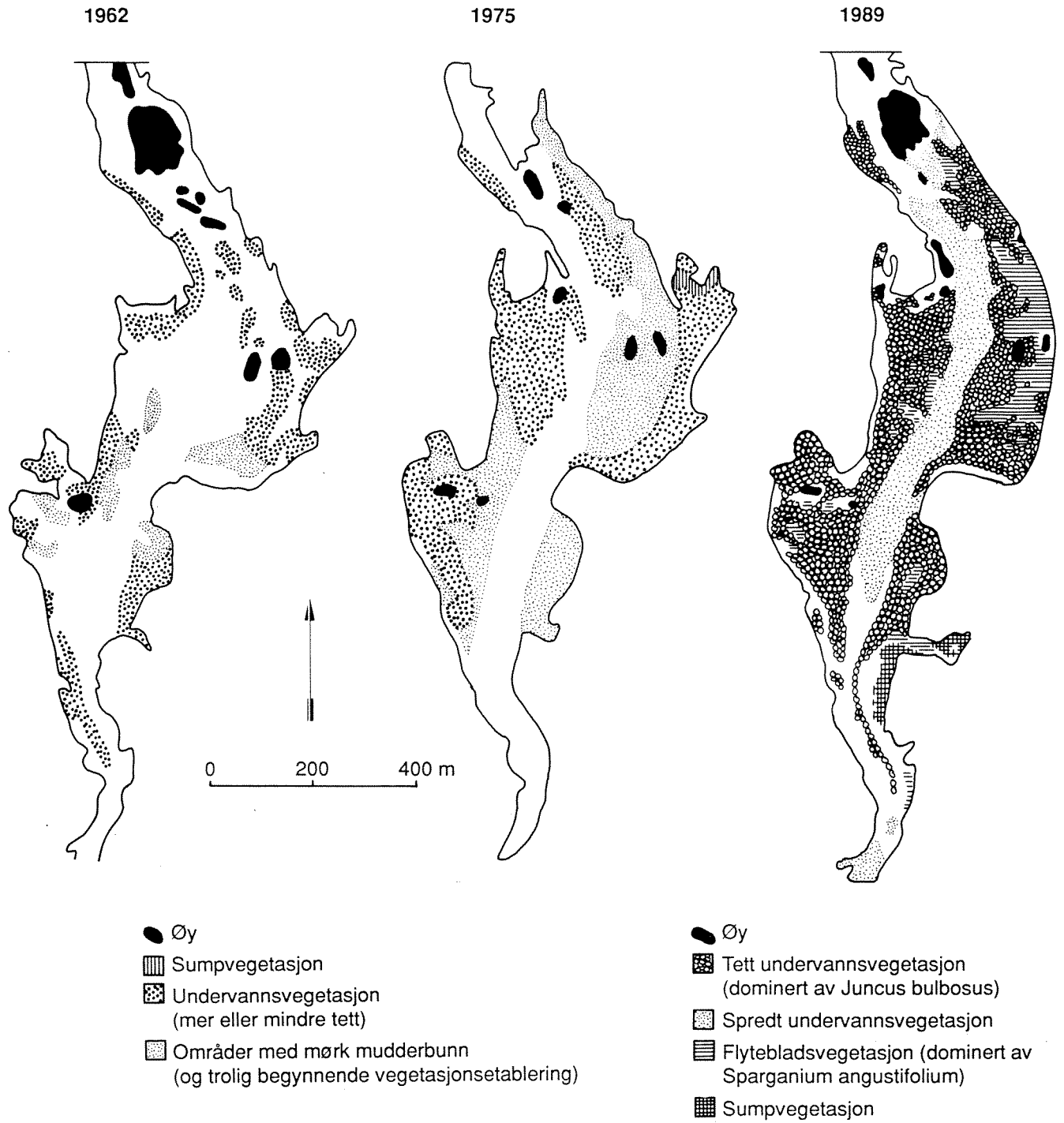
Digital planimeter Tamaya Planix 7P og Wild speilstereoskop ST4 ble brukt ved bearbeidingen av bildematerialet og kartlegging i målestokk 1:5000 (basis: Økonomisk kartverk).

Resultatet av bildeanalyse på 1986-materialet er framstilt i fig. 5.2-fig. 5.3 og tab. 5.3.

Prosentvis begrodd areal er meget stort i forhold til det man normalt finner i norske vannforekomster. Ved NIVAs undersøkelser de siste 10-15 årene er verdier på et slikt nivå meget sjeldne; den høyeste verdi for vannvegetasjon registrert tidligere var 48% og stammet også fra en krypsiv-dominert lokalitet (Venneslafjorden i nedre Otra; Rørslett 1986).



Figur 5.2. Vegetasjonskart for Svortie terskelbasseng (1965-89).



Figur 5.3. Vegetasjonskart for Harstad terskelbasseng ved Valle sentrum (1962-89).

Eldre flybilder viser at Otra har hatt forekomst av vannvegetasjon før og dette kan være krypsiv. Omfanget av forekomstene før var lite i forhold til 1988/89-situasjonen.

Tabell 5.3. Utvikling av vegetasjon i noen terskelbasseng på strekningen oppstrøms Brokke. Data tatt fra flybilder

	År	Areal km ²			Merknad
		I alt	m. veg.	(%)	
Svortie (nr. 11)	1965	0.07	0.01	17	før terskel
	1989	0.07	0.03	48	etter - " -
Harstad (nr. 23)	1962	0.3	0.07	24	før terskel
	1975	0.3	0.09	32	} etter terskel
	1989	0.4	0.3	77	
Flåren (nr. 25)	1965	1.2	0.34	30	etter terskel (fisketrapp)
	1989	1.4	0.78	57	

Tallene i tab. 5.3 viser at makrovegetasjonen synes å ha økt betydelig i løpet av de siste ti-årene. Likevel er økningen nok maksimumsanslag fordi det er praktisk talt umulig å splitte opp de begrodde områdene funnet på eldre sv/hv bilder i tett/spredt vegetasjon, noe som iallefall delvis lar seg gjøre på de nye fargeopptakene fra 1988 og 1989.

For Harstad (terskelbasseng 23 ved Valle) utgjorde "tett" vegetasjon (tilsvarer omlag feltregistreringer på 30% dekning eller høyere) 75% av det koloniserte arealet i 1988-89. Bildematerialet tillot ikke slik oppdeling for de øvrige lokalitetene men inntrykket er at andel "tett" vegetasjon lå vesentlig lavere. For Flåren utgjorde "tett" vegetasjon bare små områder men slike begrodde deler var meget synlige, bl.a. fordi man her finner store kolonier av flótgras.

Enveis variansanalyse viste at det ikke var statistisk signifikante forskjeller i dekningsgrad for krypsiv på transektene A1-F1 ($F_{4,72} = 0.09$, NS), og at gjennomsnittlig dekning var omkring 64% på de undersøkte områdene. Brukes dette anslaget videre kan man komme fram til at f.eks. Harstad-bassenget har en effektiv dekning (begrodd areal

x dekning pr. flateenhet) på ca 50% ($77\% \times 0.64$) hva krypsiv angår. Dette er sammenliknbart med tidligere beregnede verdier for krypsiv-dominerte lokaliteter lengre nedover i Otra (Rørslett 1986, 1987c).

Krypsivets biomasse-fordeling var meget skjev, og det er meget mulig at randeffekter pga for små prøveflater har influert resultatene. Selv om forskjellene mellom Svortie/Sandens Åre og Harstad/Flåren/Bjørnarå er meget store var de likevel ikke statistisk signifikante hverken med énveis variansanalyse eller Kruskal-Wallis test (begge med $P > 0.1$). Dette skyldes antakelig at de kvantitative prøvene var for fåtallige i forhold til den store variasjonen som ble observert både innenfor ett terskelbasseng, og mellom de ulike lokalitetene.

Median totalbiomasse for krypsiv ble funnet å være omkring 110 g/m^2 , hvorav omkring 30% tilhører rotdelen av biomassen. Disse verdiene er relativt høye, men ikke oppsiktsvekkende etter norske forhold. Ser vi på prøvene med 100% dekning av krypsiv, noe som kan representere de sterkest begrodde arealene blir median totalbiomasse omkring 260 g/m^2 hvilket er i underkant av kjente tall f.eks. for en problemskapende art som vasspest (*Elodea canadensis*).

Krypsiv utgjorde størstedel av innsamlet plantemateriale i samtlige transekter. Median biomasse for isoetider var 8 g/m^2 , og for alle øvrige grupper under ett, 5 g/m^2 . Det er trolig at prøvetakings-opplegget undervurderte biomassen av f.eks. flótgras siden denne arten ofte forekom konsentrert i klumpmessig utbredte bestand; men dette endrer ikke det forhold at krypsiv mengdemessig helt dominerte i vannvegetasjonen på samtlige undersøkte lokaliteter.

Sammenlikner man med vegetasjonsutviklingen nedstrøms Brokke er det såvel store likheter som ulikheter å spore. Begge områder har krypsiv som dominerende art, og i begge tilfelle kan man spore en økt begroing etterfølgende Brokke-utbyggingen. Derimot skiller områdene seg klart ved at Otra nedstrøms Brokke praktisk talt bare fremviser "sanddyne"-formen av krypsiv (vekstform B), og at annen vegetasjon stort sett mangler; mens Otra oppstrøms Brokke har samtlige vekstformer av krypsiv (med dominans av type C og D) samt en variert vannvegetasjon forøvrig.

5.5 Kjemisk analyse av næringsstoffer i plantevev

Vannplanter som forekommer på lokaliteter med stor næringstilførsel, vil selv inneholde et forhøyd nivå av viktige næringsstoffer som N, P, K, osv. Dette forholdet er godt dokumentert i litteraturen (Hutchinson 1975). Mange arter av vannplanter har flerårige deler (ofte rotstokker o.l., mer sjelden skudd), og kan derfor integrere påvirkning over lang tid. Dermed kan analyse av næringsnivået i plantevevet være en mulig indikator på støtvis eller kontinuerlig tilførsel av næringsstoffer, f.eks. fra avløpsvann (renseanlegg o.l.) eller diffus tilførsel fra landbruk osv. Slike metoder er til nå ikke vanlige i bruk her til lands, men ble vurdert å være meget interessante i samband med Otra-tilgroingen.

I 1986 ble det samlet inn en rekke prøver av krypsiv for å se om plantene kunne brukes som indikatorer for grader av næringstilførsel langs vassdraget (Rørslett 1987c). Resultatene den gang antydte en svak tendens til økt innhold av nitrogen og fosfor samt et relativt sett noe lavere N/P-forhold i planter fra områder der næringstilgangen kunne være større enn ellers. Det ble derfor valgt å gå videre med denne problemstillingen i forbindelse med vegetasjonsundersøkelsene i terskelbassengene oppstrøms Brokke kraftverk i perioden 1988-89. Hensikten var å forsøke å avklare hvorvidt økt næringstilførsel til terskelbassengene har vært en viktig årsak til den observerte tilgroingen i dette området.

5.5.1 Materiale og metoder

I de undersøkte terskelbassengene var det hovedsaklig krypsiv (*Juncus bulbosus*) og flótgras (*Sparganium angustifolium*) som dominerte vegetasjonsbildet. Følgelig var det disse plantene undersøkelsen ble konsentrert om. Det ble samlet inn plantemateriale fra 10 terskelbassenger, vesentlig krypsiv. Hver planteprøve besto av flere planter representative for lokaliteten, sk. "bulk samples". I enkelte av bassengene ble det tatt et større antall prøver for å se på variasjoner innenfor mindre områder. For å undersøke variasjoner i de primære økologiske faktorer i vassdraget ble plantene samlet inn langs en total dybdegradient på 30-220 cm. Videre ble det tatt planter fra områder med og uten tydelig strøm og langs en substratgradient fra grus og rullestein til finpartikulært mudder med et relativt større innhold av organisk materiale.

Det ble tatt grønne friske planter fra de enkelte lokaliteter. For flótgras ble plantene kuttet i overgangen sediment-vann slik at rotbiomassen ikke ble med i elementanalysen. Rotbiomassen ble også fjernet fra krypsiv-plantene før analyse. Plantene ble frosset og senere frysetørket og homogenisert. Det tørre pulveret ble så analysert mhp. aske, klorofyll a, karbon (C), nitrogen (N) og fosfor (P) etter standard metoder for biologisk materiale brukt ved NIVA.

Analyseusikkerhetene er 1.2% for aske, 1,2% for klorofyll a, 0.4% for C, 1.5% for N og 1.6% for P. Plantene ble ikke oppbevart med tanke på en nøyaktig og eksakt analyse av klorofyll a. Verdiene for klorofyll a må derfor bare brukes som relative verdier planteprovne imellom og som et mål på "friskheten" av plantematerialet.

5.5.2 Resultater

Generelle forhold

I tab. 5.4 er satt opp en sammenstilling av alle analyseresultatene fordelt på 3 grupper av planter. Det er her naturlig å skille mellom krypsiv som har vokst på mudder og sand/grus substrat og flótgras som bare ble funnet på mudder substrat.

Tabell 5.4. Elementinnhold i planter av krypsiv (Juncus bulbosus) og flótgras (Sparganium angustifolium) fra 10 av terskelbassengene på strekningen Bjørnaråi til Flåren i Otra. Tallene er middelveier, ant. prøver (n) i parentes.

ART/SUBSTRAT (n) S=sand, M=mudder	Aske mg/gTV	C ----- mg/g	N mg/g	P AFDW	chl.a. -----	C/N	C/P	N/P
Krypsiv S (15)	122	477	25.7	1.31	3.48	18.7	393	20.9
Krypsiv M (17)	110	477	26.8	1.52	3.54	17.9	328	18.2
Flótgras M (10)	78	484	27.9	1.78	3.94	17.8	315	17.2

Som det fremgår av tab. 5.4 var det svært små forskjeller de tre gruppene imellom. Størst forskjell var aske-innholdet som var betydelig lavere i flótgras i forhold til krypsiv. Aske-innholdet i plantene viste seg dessuten generelt å være svært lavt, noe som indikerer rene planter uten særlig påvirkning av epifytter og uorganiske utfellinger. Innholdet av nitrogen og fosfor viste seg å være noe større i plantene som hadde vokst på fint substrat. Dette er

naturlig i og med at denne substrattypen som regel inneholder større konsentrasjoner av næringsstoffer enn grovere sand og grus.

De målte karbon-verdiene ligger godt innenfor den normale variasjonsbredden for vannvegetasjon (45-50% AFDW, Rørslett & Johansen, 1984). Nitrogen-innholdet kan betegnes som middels høyt, kanskje noe høyere enn ventet for denne arten. Fosfor-verdiene for krypsiv er svært lave, og ligger gjennomgående under de laveste verdier rapportert i litteraturen tidligere (ref. Rørslett & Johansen, 1984). Konsentrasjonene av nitrogen og fosfor viste ingen tegn til stor næringsbelastning. Plantenes innhold av klorofyll a lå innenfor normale variasjonsbredde og indikerer sammen med karbon-verdiene at plantematerialet har vært i bra fysiologisk forfatning med liten andel av vissent plantevev (Rørslett & Johansen 1984).

Flótgras

Flótgraset ble vesentlig observert på mer beskyttede lokaliteter hvor det var akkumulert en større mengde finpartikulært materiale. Denne arten har et mer velutviklet rotsystem i forhold til krypsiv og er følgelig bedre tilpasset opptak av næringsstoffer via røttene. Med sine tynne flyteblader er denne planten også tilpasset gassutveksling med atmosfæren i motsetning til vannformene av krypsiv som hovedsaklig har gassutveksling i vannfasen.

De innsamlede flótgras-plantene viste svært liten variasjon i dybdeutbredelsen og befant seg i dybdeintervallet 55-80cm ved vannstand tilsvarende minstevannføring. Dette nivået synes å være optimalt for denne planten i hele vassdraget. Plantene hadde et svært lavt askeinnhold, varierende fra 5.3 til 10.5% med en middelvei på 7.8%. Tilsvarende var karboninnholdet i størrelsesorden 42.6-45.9% med en middelvei på 44.7%. Dette er helt normale nivåer for denne type vannplanter når rotbiomassen er skilt fra. Det betydelig lavere askeinnhold i forhold til krypsiv-plantene kan forklares ut fra morfologiske forskjeller. Mens flótgras-materialet bare besto av blader var krypsiv-materialet en blanding av blader og stengler som normalt vil ha et høyere askeinnhold. Det er til nå ikke gjort tilsvarende analyser på flótgras fra andre lokaliteter i Norge, slik at sammenlikningsgrunnlaget er dårlig.

Plantenes innhold av nitrogen og fosfor viste en god korrelasjon ($r=0.92$), noe som tyder på en bra balanse mellom opptak av disse to elementene. Flótgras-plantene hadde de høyeste konsentrasjoner av begge elementene og dessuten generelt høyere konsentrasjoner av både nitrogen og fosfor i forhold til krypsiv-plantene. Nitrogen varierte i

området 23.1-39.4 mg/g askefri tørrvekt med en middelvei på 27.9 mg. Tilsvarende varierte fosforinnholdet mellom 0.92 og 3.2 mg/g askefri tørrvekt med en middelvei på 1.78 mg. Dette er verdier en må regne med å finne i lite næringspåvirkede områder. Det var en god korrelasjon mellom plantenes klorofyllinnhold og innhold av nitrogen ($r=0.80$) og fosfor ($r=0.89$). Dette viser at næringsstoffene konsentreres til de områder av plantene som er mest fotosyntetisk aktive.

N/P-forholdet i plantene varierte mellom 12.2 og 26.4 med et middel på 17.2. Årsaken til denne relativt store variasjonen er først og fremst knyttet til større variasjoner i P-innhold i forhold til N-innhold i plantene. Høyeste N/P-forhold ble registrert i Bjørnarå, mens de laveste N/P-forhold ble funnet i planter fra Svortie, Einangsmoen og Jore-terklene.

Plantene med det laveste innhold av næringsstoffer ble funnet i det øverste terskelbassenget, Bjørnarå, som antas å være minst påvirket av ekstra næringstilførsel. Plantene med de høyeste konsentrasjoner av næringsstoffer ble funnet i Svortie-terskelen nedstrøms campingplassen. Det var ingen klare tendenser til gradienter nedover den undersøkte terskelstrekningen og ingen entydige variasjonsmønstre i de analyserte parametre.

Krypsiv

Krypsiv er en helt annen type vannplante enn flôtgras. Planten ser ut for å være svært lite næringskrevende samtidig som den kan opptre med en meget høy biomasse. Det er grunn til å tro at krypsiv er mindre avhengig av et velutviklet rotsystem for næringsopptak i forhold til flôtgras og kan ta en betydelig andel av næringsstoffene fra vannfasen. Dette er vist for N-opptaket hvor ammonium ble foretrukket som N-kilde og hvor hele 82% av opptaket foregikk gjennom bladene (Schuurkes et al. 1986).

Krypsiv har flere forskjellige vekstformer i terskelbassengene. I svært mange tilfeller er disse vekstformene knyttet til en dybdegradient (jfr. kap. 5.6) Det er derfor naturlig å dele materialet for elementanalyse inn i tre dybde-soner. I sone 1 (30-70cm) er det vesentlig enkeltplanter med en definert rotbasis. Plantene kan i enkelte tilfeller forgrene seg med utløpere og nye rotdannende skudd, men dette er ikke det vanlige. I sone 2 (85-120cm) var det svært vanlig med sterk forgrening av plantene og kjeder med små nyskudd med egne rotanlegg. De typiske "sandyne-formene" hører til denne kategorien. I sone 3 (190-220cm) er det igjen de enkeltstående plantene med en solid definert rotbasis som dominerer. Plantene på disse dyp

synes å være mer tueddannende uten særlig forgrening og synes å ha en begrenset lengde. I tab. 5.5 er satt opp elementinnhold i planter fra de tre dybdesoner og ulike substratforhold.

Tabell 5.5. Elementsammensetning i krypsiv (Juncus bulbosus) fra tre forskjellige dybdesoner (sone 1=30-70cm, sone 2=85-120cm, sone 3=190-220cm) og to forskjellige substrater (S=sandig, M=mudderaktig bunn). Alle tall er middelveier \pm standard avvik, antall prøver (n) i parentes.

DYBDESONE/ SUBSTRAT	Aske mg/gTV	C -----	N mg/g	P AFDW	chl.a. -----	N/P
1 S(4)	109 \pm 8	474 \pm 3	25.8 \pm 1.3	1.28 \pm 0.35	3.29 \pm 0.66	21.1 \pm 5.1
2 S(6)	121 \pm 13	477 \pm 9	25.5 \pm 2.6	1.41 \pm 0.40	3.64 \pm 0.85	18.9 \pm 3.7
3 S(5)	132 \pm 24	479 \pm 8	25.8 \pm 2.4	1.21 \pm 0.44	3.44 \pm 0.66	23.1 \pm 6.7
1 M(13)	109 \pm 12	476 \pm 6	27.2 \pm 2.0	1.61 \pm 0.32	3.72 \pm 1.01	17.4 \pm 3.0
2 M(4)	114 \pm 1	481 \pm 6	25.5 \pm 1.0	1.24 \pm 0.18	2.96 \pm 0.56	20.9 \pm 3.2

Askeinnholdet i krypsiv-plantene varierte fra 9.2-17.2% med en middelveier på 11.6%. Dette er lave verdier for denne planten sett i forhold til tidligere undersøkelser fra bl.a. Straumefjorden i samme vassdrag. Ser en på askeinnholdet som funksjon av dybdegradienten er det tendens til økende askeinnhold mot dyp (tab. 5.5). En av årsakene til dette kan være at plantene på grunne områder vokser raskere enn dypvannsformene og kan følgelig ha en større andel av nydannet biomasse uten belegg av kiselalger (diatoméer), som kan bidra en del til askeinnhold i eldre plantedeler.

Plantenes innhold av karbon varierte mellom 39.5 og 43.8% med en middelveier på 42.2% av total tørrvekt. På askefri tørrvektsbasis var karboninnholdet meget stabilt i alle plantegrupper (tab. 5.5) uten noen klar relasjon til dybde- og substrat-gradienten. Verdiene ligger igjen innenfor det normale variasjonsområdet for planten. Plantenes innhold av klorofyll a varierte mellom 2.37-5.74 mg/g AFDW med en middelveier på 3.52. I relasjon til dyp og substrat var det liten forskjell mellom plantene som hadde vokst på sand/grus, mens det var en større forskjell mellom plantene som vokste på mudderbunn.

Det var ingen tilsvarende god korrelasjon mellom N og P i krypsiv-plantene som for flótgras. For plantene vokst på mudderbunn var $r=0.51$ mellom N- og P-innhold, mens tilsvarende for plantene vokst på sand/grus var $r=0.74$. Av tab. 5.5 fremgår det at N-innholdet i plantene var likt med unntak av gruntvannsformene på mudderbunn, hvor kon-

sentrasjonen var noe høyere. Den samme plantegruppen skilte seg ut med et relativt høyere innhold av fosfor og det laveste N/P-forhold. Det laveste P-innhold ble funnet i plantene i dybdesonen 190-220cm.

Med bakgrunn i de generelt lave konsentrasjoner av både nitrogen og fosfor i plantene, er det vanskelig å påvise noen effekt av ekstra næringstilførsel. Plantene på grunne områder med finpartikulært mudder hadde de høyeste næringskonsentrasjoner og N/P-forhold på 17.4 ± 3.0 mens dypvannsformene på sand/grus hadde de laveste konsentrasjonene av næringsstoffer og N/P-forhold på 23.1 ± 6.7 . Plantene med det laveste P-innhold på 0.80-0.87 mg P/g AFDW ble funnet på sand/grus i tersklene Bjørnarå, Svortie og Harstad, mens det høyeste P-innhold på 2.23 mg P/g AFDW ble funnet på mudderbunn i Harstad-tersekelen. Samtidig ble det funnet planter på sand/grus i Bjørnarå med P-innhold på 1.85 mg P/g AFDW og planter på mudderbunn i Harstad-tersekelen med 1.25 mg P/g AFDW. Dette viser at det ikke var noen entydig gradient i næringsinnhold i plantene nedover i vassdraget og at de små forskjeller i plantenes N- og P-innhold i første rekke er knyttet til naturlige variasjoner knyttet til substrat og vekstform.

I tab. 5.6 er satt opp en oversikt over elementinnhold i krypsiv fra andre lokaliteter i Norge det er naturlig å sammenligne med. Plantene fra Straumefjorden i 1986 viser den største variasjonsbredden mhp. nitrogen og har de laveste fosforkonsentrasjoner registrert til nå. Plantene fra Suldalslågen skiller seg ut med høyeste registrerte fosforkonsentrasjon og relativt høye nitrogenkonsentrasjoner. N/P-forhold på 8.3 er det laveste registrerte for krypsiv i Norge til nå. Plantene fra terskelbassengene i denne undersøkelsen faller innenfor de tidligere registrerte nivåer for både nitrogen og fosfor.

Konklusjon

Med bakgrunn i det foreliggende materialet virker det ikke sannsynlig at eventuell økt næringstilførsel i vannmassene nedover i vassdraget på strekningen Bjørnarå-Flåren har hatt noen vesentlig betydning for vekst og utbredelse av de to artene, krypsiv og flótgras. Begge plantetyper hadde relativt lave konsentrasjoner av både nitrogen og fosfor. De små forskjeller i N- og P-innhold som ble funnet var mer et resultat av naturlige forskjeller i vekstform og substrat/dybdegradienter i de forskjellige terskelbassengene.

Tabell 5.6. Elementinnhold i *Juncus bulbosus* fra flere lokaliteter i Norge. Verdiene representerer den totale variasjonsbredde i materialet fra hver lokalitet. Prøvene er samlet til forskjellige årstider. Antall prøver pr. lokalitet varierer fra 1 til 34. Data fra Rørslett (1986, 1987) og upubl.

LOKALITET	Tidspkt mnd.-år	C	N	P	N/P
		----- mg/g AFDW	----- mg/g AFDW	----- mg/g AFDW	forhold
Otra: Straumefjorden	09-86	462-499	17.0-43.3	0.65-2.17	15.1-45.1
Otra: Valle	09-86	453-479	27.0-30.3	1.32-1.69	17.9-20.5
Tovdal: Ramse	09-86	469-491	22.8-24.3	0.99-1.09	22.2-24.3
Tovdal: Tveitvatn	09-86	481-488	25.9-27.6	1.33-1.69	16.2-20.5
Risør: Brøbørvatn	09-86	475-492	24.1-28.3	1.43-1.68	15.6-18.0
Suldalslågen	02-88	481-496	28.8-39.3	2.03-3.48	8.3-15.8
Otra: Bjørnarå-Flåren	08-88	476-489	25.6-30.3	1.04-1.72	17.6-25.3
Otra: Bjørnarå-Flåren	07-89	461-491	21.8-30.4	0.80-2.23	12.1-32.5
Stord: Meåtjørna (bekk)	03-89	-1	29.8 ¹	2.18 ¹	13.7
Stord: Djupedalsbekken	03-89	-1	20.8 ¹	1.64 ¹	12.7

¹ Aske-innhold ikke analysert. For sammenliknings skyld er data her presentert omregnet til AFDW verdier utfra de øvrige prøvenes gjennomsnittlige AFDW karbon innhold.

5.6 Krypsivets vekstformer og økologi

5.6.1 Generelt

Krypsiv (*Juncus bulbosus*)-plantene i Otra er meget variable i voksemåte og størrelse. Det kan utskilles flere, mer eller mindre distinkte, vekstformer. Mange vannplanter har større fleksibilitet når det gjelder vekstform og skuddbygning enn sine slektninger på land, fordi de er tilpasset ofte sterkt vekslende hydrologiske og substratmessige forhold man finner i vannmiljøet. Imidlertid er det ytterst få arter som oppviser så stor morfologisk variabilitet som krypsiv. I Valle-området spenner artens formrikdom fra 5 cm høye dvergplanter inne på land til 2 m lange skudd"vaser" ute i terskelbassengene. Vekstformene på land vil i det følgende ikke bli nærmere omtalt.

Beskrivelsen av vannformene er basert på innsamlet materiale fra terskelbassengene og er ikke nødvendigvis representativt for artens formvariasjon ellers i Otra, eller i andre vassdrag. Det finnes i litteraturen beskrevet en stor formrikdom hos arten, men disse beskrivelsene baserer seg nesten bare på materiale som er samlet på land (jfr. f.eks. Ascherson & Graebner 1902-04). Formvariasjonen under vann er derimot langt mindre undersøkt (Braarud 1928).

Krypsiv oppviser stor evne til vegetativ formering. Mens de fleste landplanter med lignende skuddoppbygging i regelen er tydelig oppdelt i vegetative utløpere og opprette, blomsterbærende (generative) skudd, fins det hos krypsiv alle overganger mellom disse skuddtypene.

I motsetning til hva det norske navnet skulle tilsi, har krypsivet som regel opprette og ikke krypende skudd når arten vokser i vann. I blad-hjørnene på slike skudd dannes som regel bladrosetter med røtter, som gir plantene et noe eiendommelig utseende med "hengende" rosetter og røtter i flere adskilte nivåer oppover i vannsøylen. Alle rosetter har evnen til å vokse videre som isolerte planter.

De vegetative skuddsystemene er mer eller mindre vintergrønne, og kan åpenbart, under visse betingelser, bli meget gamle. Bladrosettene er små (ca 2-5 cm høye) når de dannes på årsskuddet, men blir seinere kraftigere med 10-20(-30) cm lange, trådformete blad på eldre planter. Det dannes etterhvert nye skudd fra bladrosettene, særlig fra de nedre. Skudd fra topprosettene er gjerne korte eller manglende. Dette gir eldre planter et komplekst forgreinet utseende, og skuddene danner ofte tette, sammenfiltrede matter eller "vaser", sammensatt av forskjellige årsklasser av rosetter.

Planter som vokser på 1 meters dyp eller grunnere danner normalt også generative (blomsterbærende) skudd, særlig i varme, solrike somre som i 1989. Disse fertile skuddene er ikke prinsipielt forskjellige fra de vegetative, men rosett-dannelsen er mer eller mindre undertrykt på de blomsterbærende skuddene. Kraftige, generative skudd (med lange, ruglete stengelblad) kan utgå fra basalrosettene, mens gjerne mindre skudd utgår fra rosetter høyere oppe. Noen planter når opp over vannoverflaten og blomsterstandene (som først da kommer i blomst) kan bli rikt forgreinet, med opp til 10 blomster pr. topp. En sjelden gang kan krypsiv danne frøkapsler, men det vanlige mønsteret er at blomstene gir opphav til ynglekopper, dvs. det vokser ut små, nye skudd fra blomstene (dette kalles "vivipari"). De små ynglekoppene løsner trolig når blomstene visner på høsten eller vinteren, og fungerer som meget effektive spredningsenheter. De generative skuddene er i stor grad ettårige; blomsterstengler og stengelblad visner ned til mer eller mindre basale vekstpunkter der det dannes nye bladrosetter.

5.6.2 Ulike vekstformer av krypsiv i terskelbassengene

Basert på utseende og voksested kan krypsiv-forekomstene i Otra oppdeles i fire forskjellige vekstformer. En nøye undersøkelse av den morfologiske variasjonen hos et større innsamlet materiale viser at de vegetative grunnenhetene i skuddoppbyggingen (stengel/utløper-segment + bladrosetter) som regel er svært likt utformet hos alle plantene, uansett vekstform. Derimot kan det være en meget stor variasjon når det gjelder (i) antall, (ii) størrelse og (iii) vekstperiode av vekst-enhetene, og derved også når det gjelder krypsivets betydning for tilgroing av de enkelte terskelbassengene.

Det synes som en meget betydelig del av krypsivets formvariasjon er miljøbettinget, dvs. at de forskjellige vekstformene helt eller delvis skyldes voksestedsmodifikasjoner (såkalt fenotypisk variasjon). I eldre litteratur fins beskrevet en rekke varieteter og underarter av krypsiv (Buchenau 1890, Ascherson & Graebner 1902-04); i dag er det mer vanlig bare å betrakte disse som deler av en sammenhengende, miljøbettinget variasjon (jfr. Tutin & medarb. 1980). Det er derfor viktig å understreke at selvom krypsiv-plantene i Otra kan se meget forskjellig ut, forekommer det alle overganger i utseende, og den følgende oppstilling må sees på som en rent praktisk inndeling (jfr. også tab. 5.7 og tab. 5.8).

Tabell 5.7. Morfologisk karakteristikk av de forskjellige vekstformene av krypsiv (*Juncus bulbosus*) i terskelbassengene.

VEKSTFORM	generative (blomstrende) skudd	vegetative (sterile) skudd	blad rosett	levetid, skudd	tot. skudd lengde	lengde års- skudd	farge
<u>A.</u> Rosett- planter (dypvanns- form)	mangler	skudd mangler	utviklede blad, → 30 cm	blad fler- årige	-	-	blankt grønn
<u>B.</u> Lange, sammen- flettede skuddkjeder (sandyne- form)	manglende, eller korte sideskudd	domine- rende → ca 20 skudd- kjeder	basalt, og på skudd- kjeder	mange- årige (ubegr. lengde- vekst)	50- 200 cm	0-10 cm	blankt grønn/ grønn- brun
<u>C.</u> Korte skuddkjeder ("normal" stein/grus/ mudderbunns- form)	manglende, eller korte sideskudd	domine- rende ca 2-5 skudd- kjeder	basalt, og på skudd- kjeder	fler- årige	20- 40 cm	5-20 cm	grønn/ grønn- brun
<u>D.</u> Lange, ±fertile skudd (mudderbunn- form)	vel- utviklet, blomstrer i overflaten	spredt ca 2-5 skudd- kjeder	reduisert eller manglende	fertile skudd ±ettårige	30- 100 cm	20- 100 cm	rød- grønn

A) Rosettplanter. Disse rent vegetative dypvannsformene mangler, eller har helt ubetydelig, dannelse av opprette skudd. Plantene danner som regel relativt tette og blankt grønne tuer, bestående av en gruppe rosetter med få, korte, krypende utløpere (stoloner) imellom. Plantene er flerårige, og får meget lange blader (opp til 30 cm). Evnen til å danne opprette skudd synes gradvis å avta med økende dybde (dvs. minkende lysintensitet), og kan skyldes at sjansene til å få blomsterbærende skudd opp i overflaten herfra er meget liten, slik at plantene helt prioriterer vegetativ vekst, gjennom en økning av bladoverflaten. Disse plantene finnes bare spredt i området og representerer ikke noe tilgroingsproblem.

B) Lange, sammenflettede skuddkjeder ("sanddyne"planter). Denne vekstformen er som regel lett gjenkjennelig, fordi den er sanddynedannende, og fordi plantene blir meget omfangsrike og danner svære såter. Slike såter er gjerne knyttet til begrensede partier i strømløp eller forholdsvis høyt opp i terskelbassengene hvor det er tilstrekkelig strøm til transport og sedimentasjon av sand. Dybdeintervallet er også nokså begrenset (70-120 cm vanddyp ved medianvannstand).

Sanddynene minner i utforming på de man kan finne på land (f.eks. på Lista og Jæren); de er ovale, eller de mest velutviklede kan bli mer eller mindre sigdformede, med en skarpt avkuttet ende på nedstrøms-siden ("distal" ende). Dynene kan bli 50-60 cm høye, og omtrent 2 m lange.

Krypsivplantene er nokså kortvokste og krypende i oppstrøms-enden ("proksimal" ende) av dyna. Innover mot sentrum finnes det gradvis lengre, vegetative skuddkjeder; disse filteres sammen til en "flette" som løper skrått ut over den avkuttete distalenden. I terskelbassengene er det registrert opp til 2 m lange slike fletter. Disse sammenflettede skuddkjedene holdes oppe av strømhvirvler som dannes i enden av dyna, og synes å kunne ha nærmest ubegrenset lengdevækst over mange år. Vekstmønsteret har mange likhetspunkter med de lange duskene av elvemose (*Fontinalis* spp.) som kan dannes nedstrøms store steiner der plantene er festet (disse skuddene kan bli opp til 1.2 m lange, jfr. Rørslett & medarb. 1989).

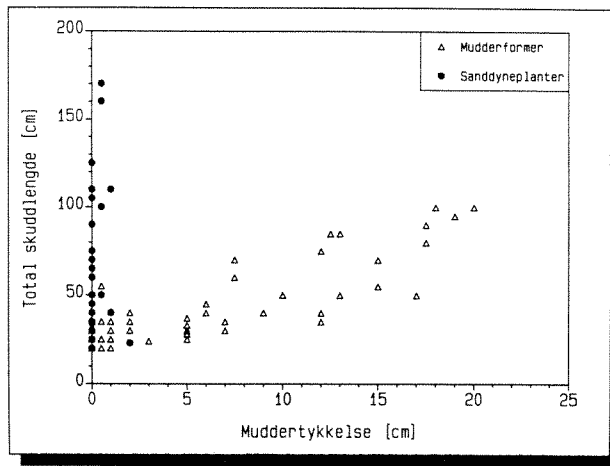
I 1988 var sanddyneplantene friskt grønne mens de var nærmest brune i 1989, og kan da ha vært i en dvaletilstand uten nye årsskudd. Dette skyldes antageligvis at disse strømløpsplantene har vært utsatt for kraftig miljøstress, som igjen kan ha sammenheng med den kraftige spyleflommen sommeren 1989. Imidlertid hadde ikke flommen greid å rive opp noen nevneverdig del av plantemassen, og plantene vil antageligvis snart igjen etablere nye, friske skudd. Det er i det hele tatt ikke

observervert større sanddyner med betydelige erosjonshull, som kan tenkes å føre til nedbrytning av dynene. En må derfor regne med at mange av disse fortsatt er under ekspansjon samtidig som de "vandrer" sakte nedover i strømretningen.

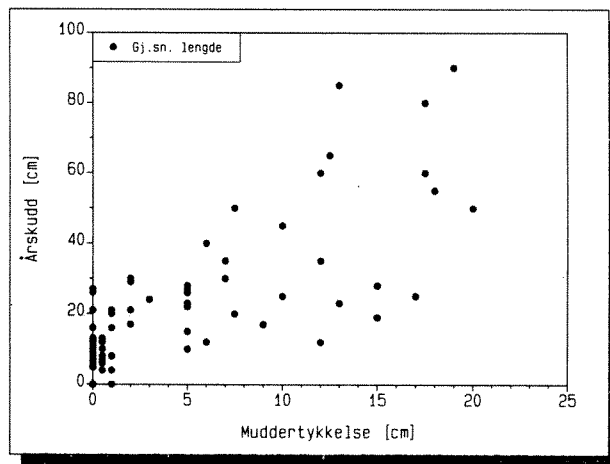
De lengste plantene (2m i Svortie) kan være nesten like gamle som terskelbassengene hvis en antar en gjennomsnittsvæksthastighet på omtrent 10 cm/år (i 1989 målt til 0-10(-15) cm). Trolig er det på eldre planter liten fysiologisk sammenheng mellom de enkelte bladrosettene i skuddkjedene, kanskje ingen sammenheng i det hele tatt mellom de basale segmentene som har kontakt med substratet, og de ytterste segmentene. De ytre rosettene fungerer derfor mer eller mindre som isolerte planter i en tett, sammenfiltret plantematte. Dette innebærer at eldre sanddyneplanter i større grad enn de andre krypsivplantene må basere seg på næring fra det næringsfattige elvevannet. Dette kan forklare hvorfor årstilveksten hos sanddynevekstformen er mindre enn halvparten av hva en ellers finner hos krypsiv i terskelbassengene (se nedenfor). Sanddynevekstformen utmerker seg altså med den nokså paradoksale kombinasjonen av lave veksthastigheter og store planter, noe som oppnås gjennom den spesielle evnen til å addere og holde sammen stadig nye skuddenheter.

Denne vekstformen er tidligere også beskrevet fra sandbunnsområdene i Otra nedstrøms Brokke der sanddyneplantene kan bli meget store og velutviklede og forårsaker betydelige tilgroingsproblemer (Rørslett 1987). I terskelbassengene utgjør imidlertid denne vekstformen bare lokalt et besværlig tilgroingsproblem.

C) Korte skuddkjeder ("normale planter"). Dette er krypsivplanter slik de normalt opptrer også i andre norske vassdrag. Vekstformen kan forekomme på et vidt spekter av substrat- og strømforhold. Enkeltplanter kan bite seg fast imellom stein og grus i partier med sterkere strøm (opp til 15 cm/s ved minstevannføring) i øvre del av terskelbassengene, mens tette bestander forekommer på noe nedmudret bunn i mer beskyttede partier. Slike planter har etablert seg de fleste steder der det foregår en sedimentasjon av finpartikulært materiale. Plantene er opprette, som regel 20-40 cm høye, gjerne med et lite antall skuddetasjer med bladrosetter. Nye årsskudd (5-20 cm) kommer som regel fra de nedre skuddetasjene, slik at plantene (i motsetning til sanddyneformen) får en begrenset lengdevækst. Derimot kan de bli rikt forgreinet, og danner derfor ofte tett sammenvevde matter, ofte med et tykt lag av påvekstalger. Vegetative skudd dominerer, men enkelte skudd kan også danne blomsteranlegg, spesielt i solrike, varme somre som 1989. Slike skudd representerer overganger mot neste vekstform.



Figur 5.4. Samband mellom total skuddlengde av krypsivplanter og tykkelse av løst lag med muddet på voksestedet. Data er inntegnet separat for vekstformer hhv på sanddyner og på mudderbunn.



Figur 5.5. Samband mellom årskuddenes lengde og tykkelse av løst muddet. Alle vekstformer inkludert.

Denne vekstformen utgjør et tilgroingsproblem fordi den kan danne relativt tette og sammenhengende bestander over store arealer, og er dessuten med på å øke sedimentasjonen, og kanskje også å legge grunnen for utvikling i retning av den mer hurtigvoksende vekstform d).

D) Lange, oftest fertile skudd (frodige mudderbunnsplanter). Dette er den mest hurtigvoksende og mest "aggressive" vekstformen på mudderbunn, men den dekker langt mindre arealer enn den foregående type (c) i området. Vekstformen er begrenset til spesielt gunstige voksesteder: stillestående vann, gjerne grunne bukter med stor sedimentering.

Plantene er karakterisert ved at de i stor grad danner blomstrende, sterkt rødgrønne skudd som når opp over vannflaten. Noen av disse blomstene utvikler også kapsler, noe som ifølge litteraturen sjelden eller aldri forekommer hos vannformer av krypsiv (jfr. Svedäng 1988). Imidlertid er de fleste blomstene sterile, og danner vegetative yngleknopper, som antageligvis effektivt kan bidra til å spre plantene i vann. De blomsterbærende årsskuddene kan bli opp til 1 m lange, og dette er en meget anelig veksthastighet for en plante som vokser i næringsfattige vannmasser, og langt høyere enn de skuddlengder som vanligvis er angitt for denne planten i litteraturen (Buchenau 1890, Ascherson & Graebner 1902-1904, Lid 1985). Til sammenlikning kan nevnes at det er registrert tilsvarende veksthastigheter for den utpregete problem-planten vasspest (*Elodea canadensis*) under næringsrike forhold i Steinsfjorden på Ringerike (Rørslett & medarb. 1984).

Inne i de tetteste og mest høyvokst bestandene er det registrert opp til 20 cm tykt mudderslag med høyt organisk innhold (opp til 40 %). Blandingen av rotmasse og mudder virker omtrent som kvikksand, og det er ikke tilrådelig å vade i de tetteste bestandene. Det er funnet en tydelig sammenheng mellom lengde av krypsivplanter og tykkelse av mudder i slike sedimentasjonsbukter (fig. 5.4), noe som indikerer at plantene fungerer som meget effektive sedimentasjonsfeller (jfr. neste kpt.).

De kortvokste plantene på stein, grus og mudderbunn hadde i 1989 5-20 cm lange årsskudd, mens de frodige, fertile mudderbunnsformene skilte seg ut med 15-50(-100) cm lange årsskudd. Disse betydelige variasjonene i veksthastighet i mudderbunnsområdene kan delvis forklares ved at de lange årsskuddene er blomsterbærende (generative) og må nå vannoverflaten før de kan blomstre. Energien blir derfor kanalisert til slike lange, generative skudd framfor vegetativ vekst med rosettdannelse. Men dette forklarer ikke hvorfor bare noen planter har denne evnen, enten de står på 0.5 eller 1 meters dyp. Det kan tenkes at planteveksten blir begunstiget av en høy tilførsel av mer eller mindre

organisk sediment der det kan skje en rask bakteriell nedbrytning, og frigjøring bl.a. av CO₂, noe som er en antatt minimumsfaktor for vekst av krypsivplanter (jfr. Roelofs & medarb. 1984, Aulio 1987). CO₂-opptaket hos krypsiv foregår imidlertid først og fremst fra vannmassene (jfr. Wetzel et al. 1984), og i svakt rennende vann er det lite sannsynlig at CO₂-diffusjon fra sedimentet spiller noen større rolle for plantene. Det er funnet noe høyere næringsinnhold i slike mudderbunnsplanter fra grunne områder av terskelbassengene (jfr. tab. 5.5), men forskjellene er for små til å forklare de store forskjellene i vekst og vitalitet. Det virker derfor sannsynlig at disse skuddene kommer fra planter med et arvemessig større vekstpotensiale.

Den frodige, fertile mudderbunnsvekstformen utgjør et betydelig gjen- groingsproblem i enkelte bukter og bakevjer på strekningen oppstrøms Brokke.

5.6.3 Genetisk betinget variasjon av krypsiv i terskelbassengene

Den fertile mudderbunnsvekstformen er preget av mer eller mindre reint ettårige skudd med kraftige, tydelig ruglete stengelblader som kan stikke som et "spyd" opp over blomsterstanden. Noen av disse ettårige skuddene minner utseendemessig mer om den nærstående arten ryllsiv (*Juncus articulatus*) enn om normale krypsivplanter.

Ofte finner man en stor morfologisk variasjon av denne vekstformen innenfor små, økologisk sett homogene områder. Variasjonen er gjerne "trappetrinnsformet", dvs. at to grupper, eller kloner av planter som står ved siden av hverandre har forskjellig skuddbygning, høyde og er i forskjellig stadium når det gjelder blomstring, kapselsetting og dannelse av yngleknopper. Dette kan indikerere at det hos denne vekstformen, i motsetning til hos de øvrige tre, forekommer en arvemessig betinget variasjon.

Det er særlig én formtype av krypsiv som i botanisk litteratur har vært anerkjent som en egen art eller underart, nemlig dysiv (*Juncus kochii*) (Ascherson & Graebner 1902-04, Lid 1979, Fægri 1960, Hård af Segerstad 1923). Dysivet regnes å være en sjelden form, begrenset til våre sørvestligst kystområder, og registrert så langt inn i landet som til Valle (jfr. Fægri 1960). Dysiv skal være karakterisert vegetativt bl.a. ved mer kraftig vekst, lange stengelblader og liten eller manglende utvikling av rosettblader (Lid 1979). Dette er meget godt i overensstemmelse med de avvikende plantene som er funnet i terskelbassengene. Dysiv skal videre skilles fra krypsiv i snever forstand på flere støvbærere og mørke, butte og kortere kapsler (Hård

af Segerstad 1923, samt F. Wischmann pers. medd.). Dette er også i tråd med materiale fra terskelbassengene, enkelte planter viser dysiv-karakterer, men de fleste plantene som ble mistenkt for å avvike genetisk, viste seg å være intermediære i disse generative karakterene, og indikerer at plantene (dvs. endel av de mest frodige populasjonene av vekstform D) tilhører hybridsvermer. Den påfallende frodigheten disse plantene viser kan også indikere hybridnaturen, da ofte hybridavkom har et større vekstpotensiale enn sine foreldrearter (såkalt hybridvitalitet, eller "hybrid vigour", Stace 1975). Imidlertid kreves en mer omfattende undersøkelse for sikkert å kunne fastsette hybrid-naturen til disse plantene. Ut i fra de indikasjonene vi har, kan det i alle fall tyde på at krysningsbarrierene mellom *J. bulbosus* og *J. kochii* er svake, og at sistnevnte derfor best bør betraktes som en underart av krypsiv: *J. bulbosus* subsp. *kochii*. Dette er også i tråd med oppfatningen til F. Wischmann ved Universitetet i Oslo (pers. medd.), som har revidert det norske materialet av subsp. *kochii*.

5.6.4 Viktige miljøfaktorer for kraftig vekst av krypsiv

Krypsiv er en meget lite næringskrevende plante (jfr. bl.a. Svedäng 1988), og analysen av planter fra Otra viser også et svært lavt næringsinnhold, med små variasjoner i innhold hos de forskjellige vekstformene. Næringstilgangen kan derfor ikke spille noen avgjørende rolle for utviklingen av krypsiv og dens vekstformer i terskelbassengene. Derimot synes strømforhold, (grad- og type av) sedimentasjon og dybde (lystilgang) å være av avgjørende betydning for utforming og vitalitet av krypsiv-plantene i bassengene.

Strøm-forholdene påvirker både plantene direkte, og indirekte gjennom påvirkningen av sedimentering og derved substratforhold. Krypsiv-planter forekommer på den undersøkte strekningen av Otra bare helt spredt ved strømhastigheter over 10 cm/s (målt ved minstevannføring). Under slike forhold, som finnes øverst i bassengene og i strømløp er substratet overveiende blankskurt rullestein som kombinert med en viss strøm gjør forholdene ugunstig for etablering av arten. Under optimale substratforhold (rikelig med sand) kan krypsivet greie seg ved langt høyere strømhastigheter (opp til 50 cm/s) i andre deler av Otra (Straumefjorden; Rørslett 1987). I terskelbassengene begynner akkumulasjon av sand å opptre ved strømhastigheter på 5-10 cm/s, og først under disse forholdene begynner krypsivet å danne store, klumpvise bestander av vekstformene C-D. Sammenhengende bestander av disse vekstformene dannes først ved ikke målbare strømhastigheter. Mens elva tidligere (uten terskler og med betydelig større vannføring) i regelen

hadde strømhastigheter over 5-10 cm/s, har nå meget betydelige arealer av terskelbassengene ikke-målbare strømhastigheter (< 1 cm/s), og krypsivet som har en rask og effektiv spredning til nye områder i et vannsystem, kommer til "dekket bord". Endret strømregime forklarer imidlertid ikke hvorfor det noen steder opptrer storvokste planter, andre steder små planter som gjør lite av seg.

Substrat og sedimentering. Ved de meget lave strømhastighetene som preger terskelbassengene opptrer krypsivet med en meget vid økologisk spennvidde (amplitude) når det gjelder substratvalg, og plantene kan etablere seg tilsynelatende like godt på såvel mudder, sand som grov grusbunn, til og med på grovsteinet bunn eller svaberg hvis det bare foregår en viss finpartikulær sedimentering og området er helt strøm-beskyttet. Det er med andre ord små, eller ingen, substratmessige hindringer for at krypsivet kan etablere seg i store deler av de grunne terskelbassengene.

Derimot er det store forskjeller innenfor og imellom terskelbassengene når det gjelder omfanget av vekst og vitalitet av plantene, og dette synes i stor grad å være knyttet til sedimenteringsmønstre, som er den viktigste enkeltfaktoren når det gjelder å styre utviklingen av de forskjellige vekstformene. De to vekstformene som danner store og særlig tette bestander, (B og D), er knyttet til høy akkumulasjon av henholdsvis sand (knyttet til bunntransportert materiale) og til dels sterkt organisk mudder (knyttet til suspendert materiale). Disse sedimentasjonsprosessene foregår på forskjellige steder i terskelbassengene, og det er ikke alltid de to overnevnte vekstformene begge er registrert i samme terskelbasseng. Enkelte steder kan en over kort avstand finne en iøynefallende, tredelt gradient i sedimentasjonsforhold fra strømløp og inn mot stillestående bakevje. I løpet legges det opp bunntransportert materiale i sanddyner. I kanten av strømløpet kan det være en ny sedimentasjonstopp med hauger av grovere plantester (blader, pinner etc.) som er transportert langs bunnen. (I disse haugene finnes ikke plantevekst, antageligvis fordi de er for ustabile og/eller for ferske.) Innenfor haugene opptrer gradvis økende sedimentasjon av suspendert materiale. Der en finner høye, tette krypsivbestand i inngangen til slike bakevjer, fungerer plantene som optimale partikkelfiltre, og det kan være dannet en muddertykkelse på opp til 20 cm, dvs. nesten 1 cm netto sedimentasjon (tilførsel - nedbrytning) pr. år siden tersklene ble anlagt.

De største sanddynene huser gjerne de største og lengste krypsiv-"såtene", og en må regne med at det er et samband mellom størrelsen på krypsivplantene og grad av sedimentasjon; denne sedimentasjonsraten er imidlertid vanskelig å måle, da bunntransport av sand antageligvis nesten bare foregår under flomsituasjoner. Til gjengjeld kan det da antageligvis foregå en betydelig akkumulering, noe som krever vekstmessige tilpasninger hos plantene for at de ikke skal "drukne" i sand. En slik tilpasning hos krypsiv er den rotslående etasjeveksten, og denne skudd-typens store evne til å tåle sandpåleiring er tidligere observert av Braarud (1928).

For vekstformene på mudderbunn er det funnet en høy grad av samsvar mellom størrelsen på plantene og grad av nedmudring (fig. 5.4). Det er også i tidligere undersøkelser funnet at krypsiv ofte opptrer i områder med høy sedimentasjonsaktivitet (Pearsall 1920). Men det blir her et spørsmål om hva som kommer først og er årsaken og hva som er virkningen i denne samvariasjonen. Er disse plantene blir høye og frodige fordi sedimentasjonsraten er høy, eller omvendt, - eller er det slik at begge prosesser påvirker hverandre gjennom en "positiv feedback"-mekanisme? Hvis det primært var slik at høy sedimentasjon i seg selv stimulerte planteveksten hos krypsiv, slik bl.a. Pearsall (1920) hevdet, burde også lengden av årsskudd vise en høy korrelasjon med sedimenttykkelse. Sammenhengen her viser seg imidlertid ikke å være så klar (fig. 5.5), bl.a. har endel planter på områder med tykt mudderlag relativt korte årsskudd. Dette kan tyde på at det primært er størrelsen og tettheten på plantebestandene og ikke så mye selve veksthastigheten som er korrelert med sedimentasjonsraten, m.a.o. det er plantenes egenskaper som sedimentfilter som er avgjørende. Samtidig har plantene en skuddbygning som gjør dem optimalt tilpasset å tåle og utnytte den høye sedimentasjonen, og den næringstilførselen dette innebærer. En kan også merke seg at den avvikende formen (dysiv) som er mest voksterlig på tykke mudderlag med relativt høyt organisk innhold (20-40%) er kjent for å foretrekke dy-aktig, organisk substrat (Hård af Segerstad 1923, Lid 1979). Det virker derfor rimelig å konkludere med at både sedimentasjon og vekst kan påvirke hverandre på en selvforsterkende måte, og at derfor begge prosesser vil kunne forventes å øke ytterligere (iallefall stedvis) i terskelbassengene.

Dybde. Om man ser på alle vekstformene av krypsiv under ett, finner man liten sammenheng mellom vekst og vitalitet og dybdegradienten (tab. 5.8). De forskjellige vekstformene oppfører seg imidlertid nokså forskjellig i forhold til denne miljøfaktoren. Fertile skudd (vekstform D) viser en høy korrelasjon mellom skuddlengder og dybde (fig. 5.4), hvilket innebærer at de fertile plantene som regel vokser så raskt at de kan nå overflaten i løpet av sesongen for å kunne utvikle

sine blomster over vannflaten. En slik sammenheng mellom skuddlengder og dybde finnes også hos andre langskuddsplanter som er avhengig av å komme opp av vannet for å blomstre. De andre vekstformene er delvis knyttet til ganske bestemte dybdesoner (tab. 5.8), delvis utbredt i store deler av dybdegradienten. Lengden på opprette skudd er uavhengig av dybden (innenfor det målte intervallet) for disse vekstformene. Derimot er lengden på rosettbladene mer eller mindre korrelert med dybde (fig. 5.6), dvs på dypt vann kanaliseres det meste av veksten til rosettbladene som antageligvis har lengdevekst over flere sesonger.

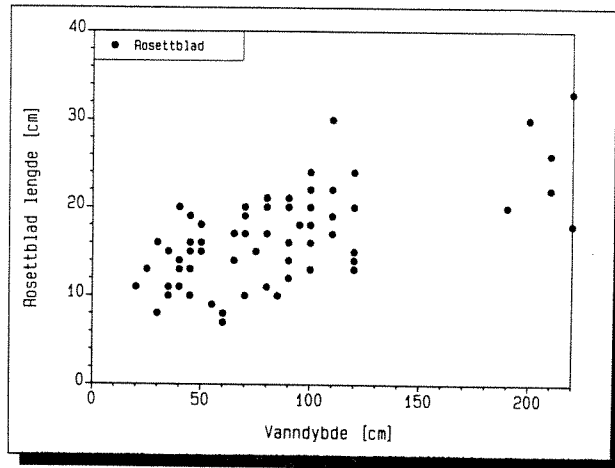
Tabell 5.8. Økologi (hydrologi + substratforhold) hos de forskjellige vekstformene av krypsiv (*Juncus bulbosus*) i terskelbassengene. Tabellen omfatter bare vannformer.

Vekstform VEKSTFORM	Typisk dybde	Sedimen- tering på voksested	Substrat	% organisk substrat	Strøm- hastigh.	Biomasse (tørrv.) Maks.
A. Rosett- planter (dypvanns form)	2.0- 2.5 (3.5?) m	moderat- høy	meget variabelt org./ uorg.	?	liten/ ubety- delig	ca 10-75 g/m ²
B. Lange, sammen- flettede skuddkjeder (sanddyne form)	(0.5-) 0.7- 1.2 m	høy	sand- dyner	ca 0.5-2 %	liten (2-10 cm/s)	500 g/m ² og større *
C. Korte skuddkjeder ("normal" stein/grus/ mudderbunn -form)	0.5- 2.0 m	ingen/ liten	stein/ grus m/ 0-5 cm mudder	ca 5-20 %	ubety- delig/ middels (→ 15 cm/s)	ca 10-150 g/m ²
D. Lange, ±fertile skudd (mudderbunn /hybrid- form)	0.25- 1.0 m	høy	5-20 cm mudder	ca 10-40 %	ubety- delig	ca 200- 300 g/m ²

* denne vekstformen er spesielt vanskelig å måle biomasse av pga. skuddoppbygning. Verdiene er retningsgivende.

Krypsiv

Lengde rosettblad vs. observert vanndybde



Figur 5.6. Sambandet mellom gjennomsnittlig lengde av rosettblad hos krypsiv (*Juncus bulbosus*) og observert vanndyp.

6 PROBLEMANALYSE OG MULIGE TILTAK

6.1 Utløsende årsaker - sammenfattende diskusjon

I økologisk sammenheng er vannvegetasjonens betydning for et innsjø-system velkjent (Hutchinson 1975). Når det gjelder kunnskap om vegetasjonens betydning for rennende vann-systemer (elver), terskelbasseng og elvemagasin står det imidlertid fortsatt mye ugjort arbeid igjen. Større endringer i vegetasjonens utbredelse og sammensetning kan få betydelige ringvirkninger (f.eks. endring i erosjonsforhold, lystilgang og dermed indirekte algeproduksjon, endring av oppvekstmiljøet for fisk og deres næringsdyr). Slike forandringer skjer oftest nokså langsomt i vannsystemer som befinner seg i sin naturgitte tilstand. Vi antar også at vegetasjonen kan forandres syklisk i slike systemer, dvs. at utslag i én retning kan følges av motsatte endringer, og dette kan svinge frem og tilbake rundt en mer eller mindre stabil likevekstposisjon.

Tidsendringene i vegetasjon kan innebære:

- *kvalitative aspekter (fler, færre, eller andre arter)*
- *kvantitative aspekter (større eller mindre vegetasjonsareal)*

For den undersøkte elvestrekningens vedkommende, kan det med stor sikkerhet sies at

- *Det er de samme arter som finnes i dag som tidligere*
- *Forholdet mellom artene endres over tid. Spesielt krypsiv øker kraftig*
- *Areal med vannvegetasjon øker. Denne økningen skyldes krypsiv og tildels fløtgras*

All informasjon tilsier at krypsiv har vokst i vassdraget i lang tid. Hvorfor får vi så en kraftig økt vekst av denne planten? Og kan den observerte endring eventuelt tilskrives naturlige prosesser?

De grunne terskelbassengene byr på særskilt gunstige livsvilkår for vannboende vegetasjon. Lysklimaet legger åpenbart grunnlag for rik plantevekst. Bunnlagene er finpartikulære med et ikke for høyt innhold av organisk materiale. Dette sikrer plantene relativt god tilgang på næringsstoffer, også takket være økt mikrobiell omsetning grunnet de gunstige temperaturforholdene i bassengene etter regulering. Redusert omfang og hyppighet av vannstandsvariasjoner, koblet sammen med mindre omflytning og transport av suspendert materiale pga. mindre flomaktivitet (størrelse og frekvens), vil klart bidra til å minske stress-belastningen på de nedsenkede plantesamfunnene. Vi kan derfor si at vokseplassen (habitatet) for slike planter i utgangspunktet er bedre i dette området enn ellers i Otra, selv om innfrysning skjer regelmessig hver vinter og dermed reduserer vannplantenes mulighet for en forlenget vekstsesong i vinterhalvåret. Siden vannstandsvariasjonene er betydelig dempet etter Brokke-reguleringen blir likevel ikke isskuring en så avgjørende faktor som forøvrig i vassdraget.

Flybildene viser at vannvegetasjonen har økt påtakelig fra slutten av 1960-åra og fram til i dag. Bildeanalysen antyder at arealene kolonisert med vannvegetasjon er opptil tre-doblet i dette tidsrommet. De eldre flybildene (se s. 58 for bildenumre) er delvis fotografert på noe ugunstige tidspunkter for vegetasjonsformål. Imidlertid kommer den økende tilgroingen med krypsiv klart fram på bildematerialet. Bestandene av vannboende vegetasjon, særlig av krypsiv, er gjennomgående mindre tette og ugjennomtrengelig enn tilsvarende vegetasjonsforekomster lengre nedover i vassdraget, f.eks. nedstrøms Brokke og i Venneslafjorden (Rørslett 1986, 1987c). Likevel må omfanget av begroing i flere av terskelbassengene betegnes som uakseptabelt stort for mange bruksområder og anvendelser av vannressursene.

Vår analyse av næringsstatus i krypsiv-planter viser at god nærings-tilgang ikke alene kan forklare veksten. Krypsiv-plantene er tvertimot nærings"stresset" pga. av det gjennomgående næringsfattige miljøet. Ved anleggsarbeider er Otra tilført store mengder slam og rester av nitrogenholdig sprengstoff (Lande 1986). Muligens kan dette ha gitt gunstige vekstvilkår, i alle fall i en overgangsfase (Rørslett 1987c), men effekten er ikke påvisbar i dagens situasjon.

Vi har påvist at minstevannføringen ved Valle VM underskrides i et tildels betydelig omfang (se s. 19-20). Prinsipielt bør pålagt vannføring (og dermed vannstand) overholdes. Betydningen av dette forholdet for etablering av vegetasjon er imidlertid vanskelig å anslå. Omregnes f.eks. de aktuelle lavvannføringene til vannstand ser man at det bare dreier seg om underskridelse av pålagt minstevannstand med noen få cm. Det virker lite trolig at dette i seg selv vil bety noe

særlig for etablering av vegetasjon i de strandnære områdene. Her kan man f.eks. sammenlikne med forholdene i Flåren (et naturgitt elvebasseng) hvor våre kontinuerlige registreringer av vannstand viser at variasjoner på cm-nivå innenfor ett døgn er ganske normalt. Derimot er det tenkelig at de ekstreme lavvannføringene i perioder kan ha bidratt til å øke konsentrasjonene av næringsstoffer i terskelbassengene. Slike episoder kan f.eks. tenkes å ha forekommet i særlig tørre somre med minimale tilsig, og i tilfelle hvor man har hatt forurensende utslipp og grunnvannssig. Dette kan igjen ha bedret vekstbetingelsene for en allerede etablert vegetasjon, men det synes lite trolig at periodisk økt næringstilførsel alene kan ha resultert i økt begroing.

Ved etablering av tersklene i Otra er vannspeilet hevet i forhold til tidligere. Samtidig holdes vannstanden oppe på et minimumsnivå. Til sammen betyr dette at akvatisk vegetasjon får tilgang på nye vekstområder, og disse er antakelig særlig gunstige ved sin kombinasjon av grunt vann (=relativt god lystilgang), og adgang til finkornede bunnlag som tidligere ikke har stått permanent under vann og dermed vil kunne "lekke" ut næringssalter i lang tid etter neddykking. Det er påvist en svak tendens til anrikning av næringsstoffer for planteslag som vokste på organisk preget bunn i terskelområdene. I tillegg har vi visse indikasjoner på økt nedslamming og opphopping av organisk materiale i de sterkest begroede områdene.

Målinger av sedimentkjerner, utført av NVE (Elster 1990), viste at det organiske materialet forekom konsentrert til det øverste laget, mens sjiktene under dette besto av silt-, sand- og grusfraksjoner. Kjerner fra Harstad-bassenget viste en vekslende lagdeling med innblanding av mer organisk pregede sjikt mellom de uorganiske lagene. Det er rimelig å tolke denne strukturen som et resultat av økende sedimenteringsgrad i terskelbassengene etter regulering. Flomvannføring bringer med seg en større andel uorganisk materiale, noe som er direkte vist ved feltmålinger foretatt av NVE (jfr. Elster 1990). Den reduserte hyppighet og størrelse av flomvannføringer etter utbyggingen av Brokke betyr at finpartikulært materiale hoper seg opp i de grunne terskelområdene. Den forhøyede vanntemperaturen som forårsakes av reguleringsinngrepet medfører en økt nedbrytningshastighet for organisk materiale. Imidlertid er plantevevet til krypsiv relativt lite nedbrytbart (Leuven & Wolfs 1988), slik at plantemateriale produsert i terskelområdene vil bidra til å øke det organiske preg i bunnsedimentet. Dette stemmer overens med en påvist indikasjon på større organisk innslag i tett begroede vannområder.

Klassiske tegn på forsuring er: opphoping av dødt plantemateriale, klart vann, økt forekomst av trådformede alger og torvmoser (Grahn 1985, Lazarek 1985). Lite forsuringstolerante arter (jfr. Roelofs 1983) forsvinner. De artene som går ut etter hvert, tilhører alle det såkalte "isoetide"samfunnet (Rørslett 1986): tjønngras (*Littorella uniflora*) og brasmegras (*Isoetes lacustris* og *I. setacea*). Disse artene er viktige komponenter i nærings- og stoffomsetningen i oligotrofe (næringsfattige) innsjøer (Roelofs 1983, Grahn 1985). Artene som øker, er spesielt krypsiv og blærerot-arter blant karplantene, og forøvrig moser og påvekstalger. Ingen av disse artene og planteslagene har betydning nedstrøms Brokke, i Straumefjorden, men forekommer i terskelbassengene ved Valle. Trådformede alger forekommer langs hele vassdraget men det er en viss indikasjon på at disse har hatt en økende tendens i nedre del av Otra (Rørslett unpubl. data). Som nevnt ovenfor skyldes opphopingen av organisk materiale i terskelbassengene bl.a. en økt grad av sedimentering etter regulering, og er således ikke en forsuringseffekt.

Den dominerende arten i terskelbassengene; krypsiv (*Juncus bulbosus*), er rapportert å øke i forekomst ved forsuring (Nilssen 1980, Roelofs 1983, Wetzel & medarb. 1984). Disse rapportene baseres mest på en vurdering av "dagens" situasjon mer enn nøye oppfølging på én lokalitet over tid. Ingen av forfatterne ovenfor har således brukt flybilder e.l. for å dokumentere de angivelige tidsendringer. Oss bekjent finnes det bare én undersøkelse i Norge som sammenlikner tidligere vegetasjonsbeskrivelser mot nye i forsuringsområder. Halvorsen (1977) sammenliknet 10 innsjøer i Aust-Agder med beskrivelser fra 1930-åra. Ingen klare forskjeller i vegetasjon ble dokumentert i dette arbeidet. Spesielt kan man merke seg at krypsivforekomstene i disse innsjøene beskrives i samme vendinger som 40 år tidligere. Tidsstudier på vegetasjonsendringer i Venneslafjorden, som tilhører et surere område i Otra, konkluderte med at endringene i utbredelsen av krypsiv ikke falt sammen med noen forsuringsutvikling på denne lokaliteten (Rørslett 1986).

Krypsiv er utvilsomt særst godt tilpasset et surt miljø, bl.a. ved sin effektive utnyttelse av CO₂ fra vann såvel som sediment (Roelofs & medarb. 1984, Wetzel & medarb. 1984). Om ikke annet, vil dette gi arten en klar konkurransemessig fordel ved en tiltakende forsuring. Økt nitrogeninnhold i vannmassene, noe som nå er godt dokumentert å forekomme ved forsuring, anses generelt å være gunstig for veksten av krypsiv (Schuurkes & medarb. 1986, 1987). Alment kan det sies at N-innholdet i vassdragene på Sørlandet er doblet i løpet av det siste tiåret (Henriksen & medarb. 1988). Vi vet lite om betydningen av den økte N-tilførslen på planteveksten i sørlandsvassdragene. De betygd-

elige effekter fra N-økning som er påvist i de utenlandske forsøkene (Schuurkes & medarb. 1987) stammer fra tilførsler med ammoniumsulfat, en forbindelse som både gir pH-reduksjon og økt N-konsentrasjon. N-økningen i norske vassdrag antas imidlertid å skyldes nitrat (Henriksen & medarb. 1988).

Kan så den økte forekomst av krypsiv i terskelbassengene føres tilbake på forsuringprosesser alene? Som drøftet tidligere i rapporten, er en økt forsuring (pH-senkning) ikke klart dokumentert for den aktuelle del av vassdraget i perioden etter 1972, selv om N-innholdet viser en klart stigende tendens. Vi må derfor finne en referanse hvor påvirkning av sur nedbør er sammenliknbar og se om planten også der opptrer i stor mengde og eventuelt øker tidsmessig parallellt med Otra.

Tovdalsvassdraget er i likhet med Otra sterkt utsatt for sur nedbør (Moss & Næss 1981). Vannkjemisk sett er begge vassdrag kjennetegnet ved elektrolyttfattige vannmasser med lave verdier for næringsstoffer. Surhetsgraden i disse vassdragene øker (lavere pH-verdi) alment mot lavlandet, mest i Otra. pH-verdier omkring 5.0-5.5 synes å være vanlig i begge vassdragenes midtre avsnitt. I likhet med Otra har også Tovdalselva hatt en betydelig økning i sitt N-innhold.

Vegetasjonsmessig likner Tovdalselva og Otra meget på hverandre. Begge vassdrag er kjennetegnet ved betydelig forekomst av krypsiv. For Tovdalselva nevner Moss & Næss (1981) spesielt at arten forekommer i

"stille loner. [Arten] finnes spredt også i svake stryk[partier]."

Ser man på artens oppførsel i uregulerte vassdrag (jfr. Rørslett 1987c) er det påfallende hvordan arten finnes på dypere vann og hvor gjennomgående små skuddene er i forhold til i Otra der hvor vekstform B ("sand-dyneplanter") og vekstform D ("mudderbunnsplanter") forekommer. Frodighet og tetthet av krypsiv-planter i Tovdalselva står langt tilbake for hva man observerer i Otra. Dette kan ikke tolkes anderledes enn at vekstvilkårene i Otra er klart ulike fra de nærliggende og lite regulerte, eller uregulerte, vassdrag. Disse lokalitetene er også til dels betydelig surere enn Otra, og har minst like høye N-nivåer. Forsuring i seg selv er dermed neppe ikke er noen sannsynlig forklaring på masseveksten i Otra. Det er også dokumentert til dels lavere N-innhold i krypsiv-planter fra Valle-regionen enn fra andre norske vassdrag, bl.a Suldalslågen, der N-konsentrasjon i vannmassene er lavere enn i Otra (jfr. Rørslett & medarb. 1989). Alt dette taler imot at effekter fra forsuring, inkludert N-økning, kan alene ha gitt opphav til oppslaget av vannvegetasjon og krypsiv i Otra.

Ser vi på strekningene i Otra med kraftig vekst av de langvokste formene av krypsiv (her kalt "sand-dyneform" fordi slike planter trives best på sandig bunn i strømmende vann der de binder substratet slik at submerse "sanddyner" oppstår), er det et felles trekk at vintervannføringen er økt i betydelig grad. Dette er uten unntak også knyttet sammen med redusert sommervannføring. En følge av slike hydrologiske endringer er sterkt svekket eller manglende islegging. For krypsiv betyr strømmende vann at næringstilgang sikres selv under klart næringsfattige forhold. Dermed kan planten opprettholde en betydelig skuddbiomasse. Veksten fremmes av manglende isdekke, siden planten da ikke dør ned om vinteren. Planten følger da en flerårig livssyklus, noe som igjen mulighet for å danne lange skuddkjeder. Slike hydrologiske endringer i samband med vannkraftutbygging i Otra forekommer f.eks. på strekningen Rysstad-Straume ("Straumefjorden", Rørslett 1987c).

Nå er de hydrologiske forholdene oppstrøms Brokke i utgangspunktet helt "omvendt" av hva man finner nedenfor utløpet av kraftverket, og det kan virke paradoksalt at én og samme planteart kan slå til og skape problemer når vekstforholdene er såpass ulike. Ser man derimot på hvilke vekstformer av krypsiv som forekommer blir situasjonen noe klarere, fordi Otra nedstrøms Brokke helt domineres av vekstform B ("sanddyne-planter") mens terskelbassengene i stor grad overgror med mudderbunnsformer (vekstformene C og D).

En detaljgransking av flybildematerialet viser at en økning av vannvegetasjon skjedde gradvis etter at Brokke kom i drift og de hydrologiske forholdene ble endret på strekningen av Otra nedstrøms Bykil. Det kan således ikke fastsettes noe tidspunkt for når tilgroingen i området begynte. Heller kan man ikke direkte peke på én enkeltstående faktor som utløsende årsak for de oppståtte begroingsproblemene på terskelstrekningen. Utgangspunktet for plantevekst har vært relativt gunstig i og med etablering av grunne terskelbasseng som lå plassert på finkornet substrat, og hvor finpartikulært materiale i tillegg kan hoppe opp. Vi mener at bildematerialet, sammen med annen tilgjengelig dokumentasjon, éntydig knytter vegetasjonsendringene sammen med de foretatte reguleringsinngrepene i området.

Det er summen av alle de direkte og indirekte miljøendringene ved at Otra ble regulert, som står bak de oppståtte begroingsproblemene. Hver for seg ville de enkelte forandringene i miljøforhold neppe ha ført til vegetasjonsendringer i det omfang som man nå finner.

6.2 Mulige tiltak

Kraftproduksjonen i Otra skaper en ikke-naturlig forekommende miljø-kombinasjon på alle elvestrekninger hvor det hydrologiske regimet påvirkes: nedstrøms Brokke kjennetegnet ved høy vintervannføring og -vannstand samt redusert eller manglende islegging; oppstrøms kraftverket sterkt redusert vannføring, særlig om vinteren, og gjennomgående fravær av flommer og dermed økende opphopning av finmateriale i gruntvannsområdene. Uheldigvis betyr disse nyskapte forholdene også gunstige vilkår for krypsiv, som har tilstrekkelig tilpasningsevne og varierte vekstformer til å nyttiggjøre seg de diametralt motsatte hydrologiske endringene såvel opp- som nedstrøms Brokke.

Hva kan så gjøres for å redusere omfanget av dette problemet? Åpenbart må tiltak mot den økende vekst av krypsiv sikte på å endre de gunstige vekstvilkårene som planten nå har. Stikkord her for terskelstrekningen forbi Valle er ønske om :(1) høy sommervannstand, (2) eventuell økt flomaktivitet, (3) lavest mulig vintervannstand og (4) islegging med varierende vannstand slik at isskuring og erosjon initieres langs strendene. Disse ønskene kommer i sterk konflikt med bruk av vannressursene for rekreasjon mv. samt behovet for full drift av kraftverkene i vassdraget. Alternative tiltaksløsninger må derfor finnes.

Nedenfor følger en kortfattet liste over de tiltaksmuligheter som kan tenkes pr. idag, med momenter i stikkordsform tilknyttet.

- mekanisk rensning
- tildekkning
- spyleflommer
- redusert erosjon
- manøvrering av vannstand sommer og vinter
- herbicider

I det følgende vil disse alternativene bli gjennomgått kortfattet med sikte på en samlet vurdering og avveining mellom fordeler og ulemper.

De registrerte forekomstene av krypsiv og annen vannvegetasjon på de berørte strekningene av Otra dekker flere kvadratkilometre og må sies å være til betydelig sjenanse og ulempe for almenhetens bruk av vassdraget i rekreasjons- og friluftsyemed. Såvel kommunale myndigheter som regulant er derfor interessert i å komme frem til metoder for å redusere veksten av vannplanter i denne del av Otra.

Tiltakene bør ha såvel kort- som langsiktige perspektiver. Det er åpenbart et behov for å komme fram til en hurtig forbedring av forholdene i området. Like viktig er at man finner løsninger som også på sikt kan hindre at man får likartede oppslag av vekstvillige vannplanter i de grunne terskelbassengene.

Mekaniske metoder

Mekanisk fjerning av vann- og strandvegetasjon er mye brukt utenlands (Newroth 1979, Anderson 1986 m.fl.). Metoden er mest effektiv dersom de plantebevokste feltene ryddes flere ganger pr. vekstsesong (Madsen & medarb. 1988, Painter 1988). Siktemålet er bl.a. å redusere rotbiomassen for de problemskapende artene fordi dette etter hvert fører til lavere og mer glisne plantebestander, og med tiden til en mindre "start"biomasse tidlig i vekstsesongen.

Norske erfaringer med mekanisk fjerning er heller blandet, bl.a. fordi probleplanter her til lands ikke vokser der hvor det utenlandske utstyret passer best (D. Berge, pers. meddel.). NIVA vurderer mekanisk fjerning som én mulig, men vanskelig gjennomførbar måte å løse tilgroingsproblemet i Otra på. Arealene er for store, til dels for grunne til bruk av tilgjengelig materiell, og faren for kraftig erosjon på elvebunnen er stor. Økonomisk sett vil antakelig mekanisk fjerning også falle svært kostbart. Dersom en rydding kan konsentreres til mindre områder hvor man har adgang med landbasert redskap (grøftegravere o.l.) kan mekanisk rensning være én mulighet. Vi erfarer at det er planlagt å bruke mekanisk fjerning lengre sør i vassdraget, i Venneslafjord, men på det nåværende tidspunkt foreligger ikke flere detaljer om dette prosjektet.

Tildekning av bunnområdene med fiberduk o.l. ("bottom barriers") kan være aktuelt på mindre områder hvor det er ønskelig å holde vannvegetasjonen i sjakk. Hensikten er (1) å skygge ut plantene, (2) å hindre planter i å få rotfeste. Slike metoder har vært prøvd med noe hell utenlands og da helst i mindre vassdrag. Det er helt uvisst om slike metoder lar seg gjennomføre i Otra. NIVA har gjennomført et flerårs studium ppå effekten av tildekning mot éndel plantegrupper, bl.a. i Steinsfjorden (Berge 1987). Generelt kan det sies at effekten er størst for planter som har betydelig rotbiomasse, f.eks. takrør (*Phragmites australis*) og sjøsivaks (*Scirpus lacustris*), men en undervannsplante som vasspest (*Elodea canadensis*) ikke kunne holdes i sjakk annet i svært korte tidsrom, mindre enn én vekstsesong (Berge 1987). Det kan antas at krypsiv, som jo besitter en relativt stor rotbiomasse i forhold til andre langskuddsplanter, vil la seg kontrollere med rimelig grad av suksess ved hjelp av duklegging.

Basert på norske erfaringer synes utlegging av polyester-basert fiberduk å være mest egnet. Denne utprøves på 2 eller helst 3 lokaliteter i terskelbassengene. På hver lokalitet legges det ut 3 felter á 10 m² i vegetasjon dominert av krypsiv. Duken legges på isen med et tynt lag singel over slik at den "smelter" seg gjennom isen. Feltene bør følges opp med biomassemålinger de to påfølgende somre, slik at effekt og nytteverdi av tiltaket kan vurderes.

Hydrologisk manøvrering

Med hydrologisk manøvrering forstås alle tiltak der man aktivt tar i bruk vannføring/vannstand for å oppnå en ønsket effekt i vassdraget.

Spyleflommer brukes for å få transportert ut finmateriale fra elver der vannføringen er redusert (Petts 1984, Reiser & medarb. 1985). Som en følge av økt materialtransport samt økt vannhastighet, får man også en viss erosjon og slitasje på elvebunnen.

I en litteraturoversikt lister Reiser & medarb. (1985) opp 15 ulike fremgangsmetoder for å dimensjonere spyleflommer, hvorav 7 er rent empiriske metoder. Flommenes krapphet er vist å ha stor betydning for evnen til å frakte ut materiale (Petts 1984, Johansen & Rørslett 1990), dessuten har flomstørrelse og varighet også en innvirkning på materialtransporten (Reiser & medarb. 1985).

Spyleflommer kan neppe være et mulig alternativ i terskelområdene. Det er flere årsaker til dette. Terskelkonstruksjonen vil bidra til å redusere vannhastigheten i nærhet av sedimentoverflaten der plantene er rotfestet. Dermed vil selv større flommer bety liten slitasje på skuddenes nedre deler og rotsystemet. Erfaringer fra flomepisoder i Otra og andre norske vassdrag viser at vannplantene påvirkes nokså lite (Johansen & Rørslett 1990 og upubl. data) og tapene av skuddmasse skjer i øvre del av plantene; disse tapene oppveies ved en rask tilvekst etter flommen.

Skal en eventuell spyleflom ha tilstrekkelig effekt må den være av betydelig størrelse og varighet. Den må også være en "ekstrem" flom i den forstand at vassdraget sjelden har tilsvarende høy vannføring. Ekstremver dianalyse (se fig. 3.4 på s. 21) av flomvannføringer før og etter Brokke-utbyggingen viser at flommer med f.eks. 10-års gjentakelsesintervall er i størrelsesorden 5-600 m³/s. Dette blir omtrentlig det nivå man må opp til skal spyleflommene ha vesentlig effekt på fastsittende vegetasjon. Virkningen av en slik flom ville være størst om vinteren, mens en flom sommerstid antakelig ville belaste plante-

veksten adskillig mindre. Av hensyn til vassdragets manøvrering og fare for skadeflom virker det helt urealistisk å bruke spyleflommer av det nevnte omfanget. Man ser også at de flomeepisodene som tross alt har vært etter at Brokke kom i drift, ikke i særlig grad har greid å redusere verken plantevekst eller anrikning av organisk preget sediment i terskelbassengene.

Hensikten med spyleflommer er bl.a. å indusere erosjon av bunnsediment og dermed å fjerne plantevekst rent mekanisk. På forsøksbasis bør man utprøve om dette også lar seg oppnå f.eks. ved å kutte skråstilte "spor" eller renner i plantebestandene. Slike forsøk bør i såfall utføres vinterstid for å belaste krypsivplantene maksimalt.

Det finnes hydrologiske alternativer til å øke vannføringen. Høyere vannstand reduserer lystilgangen for allerede etablerte undervannsplanter, men fordi vannmassene i området er optisk sett klare blir "skygge"effekten antakelig beskjeden. Basert på en teoretisk vurdering vil en økt sommervannstand bare gi redusert vekst dersom den kombineres med tilstrekkelig lav vintervannstand. Ellers vil man bidra til økt kolonisering med vannboende planter i gruntvannsområdene, siden det blir nye vekstplasser tilgjengelige når vannstanden heves.

Kortvarig nedtapping av terskelbassengene om vinteren, og da helst i samband med langvarige kuldeperioder, kan redusere omfanget av krypsiv-begroing. Det er bare planter på grunt vann som kan påvirkes slik. Dette gjelder i første rekke de frodige mudderbunnsformene (C & D). Praktisk er det liten eller ingen mulighet pr. i dag til å få til en slik nedtapping fordi tersklene ikke er planlagt med et slik formål i øye. Mulighet for å lage tappeluke(r) bør utredes.

Nedstrøms Brokke kraftverk vil man forsøke å bekjempe krypsiv ved å gjennomføre en driftsstans på anlegget under en kuldeperiode vinteren 1990/91. Dette forsøket var opprinnelig planlagt utført 1988/89 av I/S Øvre Otra men måtte utsettes pga. de uvanlig milde vintrene.

Pilotforsøk i liten skala, utført av NIVA (Brandrud & Rørslett 1989), har vist at krypsivplanter ikke tåler streng kulde over tidsrom på 1-3 døgn. Man bør ha lufttemperaturer rundt -10° C ved gjennomføringen av forsøket. Brokke kjøres kontrollert ned slik at fisk rekker å ut i dypålen i Otra. Etter en 3-døgns driftsstans kjøres så Brokke hurtig opp slik at man får en utspyling av det innefrosede plantematerialet. Erfaringene fra pilotforsøket var at døde frosne planter går i fullstendig oppløsning relativt raskt.

Herbicider

Plantevernmidler (herbicider) kan være belemet med uønskede sideeffekter når midlene brukes i vann. Disse ulempene fortsatt ikke tilstrekkelig utredet for våre forhold. Jordbruksinteresser (f.eks. til vanning) og annet bruk av vassdraget taler mot bruk av herbicider, i allefall i større omfang. Plantegifter kan kortvarig forbedre situasjonen, men løser ikke det egentlige problemet.

Når vi likevel mener at det bør iverksettes innledende forsøk med herbicider er dette av følgende grunner,

- *det er nødvendig å bryte den "onde" sirkelen som tilgroingen er inne i, ved at ny plantevekst bidrar til å øke opphoping av organisk materiale i terskelbassengene*
- *midlene muliggjør en mer selektiv og dermed mer skånsom fjerning av uønskede plantearter enn hva tilfelle er for mekanisk rydding, hydrologisk manøvrering mv.*
- *herbicider vil ikke påvirke bunnforholdene i særlig grad*

Igjens må det understrekes at herbicider er en ren nødløsning og som sådan en "førstehjelp", og ikke representerer en gunstig fremgangsmåte for vegetasjonskontroll over lengre tidsrom.

I/S Øvre Otra har i brev av 29.12. 1989 søkt SFT om tillatelse til å utprøve herbicider mot krypsiv i Valle-området. Det nedenforstående er en beskrivelse av opplegget for dette forsøket, som fortsatt ligger til behandling hos miljømyndighetene:

"To typer av herbicider vil bli utprøvd, Casoron og Reglone (Midstream = diquat-alginat). Disse er brukt mot undervannsplanter tidligere tildels med meget godt resultat. Når det gjelder krypsiv er artens motstandskraft mot midlene helt uviss. Det kan nevnes at arter med liknende vekstform, f.eks. bust-tjønnaks (Potamogeton pectinatus) er meget resistent mot dichlobenil-holdige preparater og er også vanskelig å kontrollere med diquat-baserte herbicider. Denne usikkerheten danner utgangspunkt og behov for en utprøving av midlene mot krypsiv i Otra.

Midlene vil bli tilført som granulater direkte i overflaten av elvebunnen (Casoron) eller som en viskøs masse under vannoverflaten (Midstream; dette preparatet "klistrer" seg fast på planteveksten). Casoron blir adsorbert til bunnsedimentet og tas opp via plantenes røtter, mens diquat absorberes gjennom bladene.

Applisering av preparatene legges til juli hvor vannføringen oftest er lav slik at man har lett adgang til plantebestandene.

I følge tilgjengelige opplysninger i litteraturen (Spencer-Jones 1974, Tooby & Spencer-Jones 1978, Barrett & Murphy 1982) er de foreslåtte mengdene av herbicider, og de arealene som behandles, så små at man ikke kan vente ulemper for vassdraget forøvrig. Dette spørsmålet vil man også avklare ved prøvetakingsprogrammet som det legges opp til."

Dersom tillatelse til forsøksbruk av de ovennevnte herbicidene blir gitt vil resultatet av forsøket gi et grunnlag for videre vurdering om bruk av herbicider er én farbar vei å gå for å få grep på begroingsproblemene i denne delen av Otra.

6.3 Oppsummering

Denne rapporten har dokumentert at restvannsstrekningen nedstrøms Bykil i stigende grad er kolonisert med makrovegetasjon etter at Brokke kraftverk kom i drift. Problemet har utviklet seg over tid, og er ikke direkte knyttet til én enkeltstående miljøfaktor. Ved Brokke-reguleringen er det skapt et helt nytt habitat (voksested) for de vannboende artene som allerede eksisterte i Otra. Dette habitatet kjennetegnes ved: store gruntvannsområder, sedimentering med finpartikulært materiale, og redusert stress-belastning pga. minsket frekvens og størrelse av flomvannføringer. Betydningen av en økt vann-temperatur for vannvegetasjonen er vanskelig å anslå, antakelig vil temperaturendringene ha såvel negative som positive utslag for det plantesamfunnet som forekommer i området. Næringstilgangen er ikke spesielt stor men tilstrekkelig til å gi betydelig vekst av nøysomme arter, hvorav spesielt krypsiv (*Juncus bulbosus*) utmerker seg. Det virker sannsynlig at begroingen fremover ikke vil øke i vesentlig grad i sammenlikning med dagens situasjon, bl.a. fordi næringsnivået ikke synes å kunne opprettholde særlig større biomasse og fordi det fysiske miljøet (lys, vandyp m.v.) allerede nå begrenser plantenes arealmessige forekomst.

I et vidt perspektiv må man si at begroingsproblemene forbundet med makrovegetasjon i terskelbassengene er mindre enn i visse andre deler av Otra, f.eks. nedstrøms Brokke. Det er likevel skapt et vekstgrunnlag for uønsket stor planteforekomst i de grunne terskelbassengene, dersom man gjør en sammenlikning med vassdragets antatte naturtilstand. Dersom målsetningen for vannressursene er å ha rene, lite overgrodde strender og vannområder, må det åpenbart iverksettes tiltak for å avbøte dagens tilstand.

Flere av tiltakene nevnt foran i dette kapitlet bør prøves ut i mindre målestokk i Otra. Mest aktuelt synes det å være med bruk av herbicider på mindre felter, lokal bruk av mekanisk fjerning, og tildekking med duk på steder hvor man ønsker helt vegetasjonsfrie strand- og gruntvannsområder. Bruk av herbicider vil kreve at det gis konsesjon fra SFT samt at de berørte lokale interessenter gir tillatelse. I tillegg gjenstår det et betydelig utprøvnings/forskningsbehov før slike midler kan vurderes brukt i annet enn svært begrenset omfang.

Spyleflommer er, av forhold som tidligere drøftet, ikke å anse som noen farbar vei å gå, dersom målet er å redusere begroingsomfanget. Til en viss grad kan spyleflommer mobilisere og delvis transportere allerede sedimentert materiale, men effekten vil bli mindre i områder med stor plantevekst. Nedstrøms Brokke kan hydrologisk manøvrering (innfrysning) være én aktuell mulighet, men det virker ikke trolig at slike fremgangsmåter kan anvendes i terskelbassengene.

Enhver videre utredning av, og tiltaksaktivitet mot, de dokumenterte vegetasjonsproblemene i området vil imidlertid kreve at det skaffes til veie bedre grunnlagsdata. Dette gjelder såvel hydrologiske variasjoner som sediment- og næringsforhold. Vertikalfordelingen og biomassenivået av krypsiv må også klarlegges i mer detalj dersom effekt og kostnader ved mottiltak skal kunne vurderes.

REFERANSER

- Anderson, L.W.J. 1986: Recent developments and future trends in aquatic weed management. Proceed. EWRS/AAB 7th Symposium on Aquatic Weeds, Loughborough: 9-16.
- Ascherson, P. & Graebner, P. 1902-1904: Synopsis der Mittel-europäischen Flora, vol. 2. Leipzig.
- Aulio, K. 1987: Rapid decline of mass occurrence of Juncus bulbosus in a deacidified freshwater reservoir. Memoranda Soc. Fauna Flora Fennica 63: 41-44.
- Aust-Agder Kraftverk (AAK) 1985: Hekni kraftverk. Konesjonssøknad. Søknad og teknisk-økonomisk beskrivelse. Ing. A.B. Berdal A/S, Oslo, 59 s. + bilag.
- Barrett, P.R.F. & Murphy, K.J. 1982: The use of diquat-alginate for weed control in flowing water. Proceed. EWRS/AAB 6th Symposium on Aquatic Weeds, 1982: 202-208.
- Berge, D. 1987: Vegetasjonskontroll i vann ved tildekking. Fremdrifts-rapport nr. 1. Norsk institutt for vannforskning, rapport 0-87129, 19 s.
- Boman, E., Høgberget, R., Romstad, R. & Sahlquist, E.-Ø. 1984: Øvre Otra. Undersøkelse av terskelbasseng i Valle 1983. Statlig program for forurensningsovervåking rapport 146/84, SFT/NIVA, 46 s.
- Braarud, T. 1928: Den høiere vegetasjonen i Hurdalssjøen. Nyt Mag. Naturv. 67: 1-53.
- Buchenau, F. 1890: Monographia Juncacearum. Leipzig.
- Elster, M. 1990: Sedimentundersøkelser i terskelbasseng i Otra ved Valle. Norges vassdrags- og energiverk VHB-notat 23/90.
- Fægri, K. 1960: Distribution of the Norwegian vascular plants. Vol 1. Coast plants. Oslo.
- Grahn, O. 1985: Macrophyte biomass and production in Lake Gårdsjön - an acidified clearwater lake in SW Sweden. Ecol. Bull. 37: 203-212.
- Grande, M., Rørslett, B. & Hals, B. 1980: Overvåkingsundersøkelser i Nedre Otra. Fremdriftsrapport for 1979. Norsk institutt for vannforskning, rapport 0-73012 VI, 36 s.
- Halvorsen, K. 1977. Makrofyttvegetasjonen i endel vann på Agder. SNSF-prosjekt rapport TN 36/77, 154 s.
- Henriksen, A., Lien, L., Traaen, T.S., Sevaldrud, I.S. & Brakke, D.F., 1988: Lake acidification in Norway - present and predicted chemical status. Ambio 17: 259-266.
- Hinneri, S. 1976: On the ecology and phenotypic plasticity of vascular hydrophytes in a sulphate-rich, acidotrophic freshwater reservoir, SW coast of Finland. Ann. Bot. Fennici 13: 97-105.
- Holtan, H. & Lingsten, L. 1986: Overføring av Bjørnarå m.fl. og Bestelandså m.fl. til Brokke kraftverk. Vurdering av eventuelle forurensningseffekter. Norsk institutt for vannforskning, rapport

- O-85166, 52 s.
- Hutchinson, G.E. 1975: A treatise on limnology. III. Limnological botany. Wiley & Sons, New York, 660 s.
- Hvoslef, S. 1986: Befaring 20.8.85 i Storebukta med tilstøtende vassdrag (Vennesla kommune). Norsk institutt for vannforskning, notat O-85153, 17 s.
- 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.
- Hård af Segerstad, F. 1923: Juncus kochii F. Schultz., dess systematiska rang och växtgeografiska ställning. Sv. Bot. Tidsskr. 17 (2): 143-151.
- Johansen, S.W. & Rørslett, B. 1990: Effects associated with flushing flow events in a Norwegian regulated river. Proc. EWRS/AAB 8th Conf. Uppsala, August 1990 (under trykn.).
- Lande, A. 1986: Nitrogenavrenning fra sprengstein i Øvre Otra. Vurderinger av vannkvalitetsendringer 1981-85 i forbindelse med anleggsvirksomhet. NIVA rapport O-83143, 39 s.
- Lande, A. & Grande, M. 1986: Otra. Tiltaksorientert overvåking 1985. Statlig program for forurensnings overvåking rapport 249/86, SFT/NIVA, 40 s.
- Lazarek, S. 1985: Epiphytic algal production in the acidified Lake Gårdsjön, SW Sweden. Ecol. Bull. 37: 213-218.
- Lid, J. 1979: Norsk og svensk flora. 2. utg., 2. oppl. Oslo.
- Lid, J. 1985: Norsk-svensk-finsk flora. 3. utg. Oslo.
- Leuven, R.S.E.W. & Wolfs, W.J. 1988. Effects of water acidification on the decomposition of Juncus bulbosus L. Aquat. Bot. 31: 57-81.
- Madsen, J.D., Adams, M.S. & Ruffier, P. 1988: Harvest as a control for sago pondweed (Potamogeton pectinatus L.) in Badfish Creek, Wisconsin: frequency, efficiency and its impact on the stream community oxygen metabolism. J. Aquat. Plant Manage. 26: 20-25.
- Moss, O.O. & Næss, I. 1981: Oversikt over flora og vegetasjon i Tovdalsvassdragets nedbørfelt. Kontaktutvalget for vassdragsreguleringer, rapport 23, 92 s.
- Newroth, P.R. 1979: British Columbia aquatic plant management program. J. Aquat. Plant Manage. 17: 12-19.
- Nilssen, J.P. 1980: Acidification of a small watershed in southern Norway and some characteristics of acidic aquatic environments. Internat. Rev. ges. Hydrobiol. 65: 177-207.
- Painter, D.S. 1988: Long-term effects of mechanical harvesting on Eurasian milfoil. J. Aquat. Plant Manage. 26: 25-29.
- Pearsall, W. H. 1920: The aquatic vegetation of English lakes. J. Ecol. 8 (3): 163-199.
- Petts, G.E. 1984. Impounded Rivers: Perspectives for Ecological Management. Wiley, Chichester, 326 s.

- Reiser, D.W., Ramey, M.P. & Lambert, T.R. 1985: Review of flushing flow requirements in regulated rivers. Pacific Gas & Electric Co., Contract Report Z19-5-120-84.
- Roelofs, J.G.M. 1983: Impact of acidification and eutrophication on macrophyte communities in soft waters in The Netherlands. I. Field observations. *Aquat. Bot.* 17: 139-155.
- Roelofs, J.G.M., Schuurkes, J.A.A.R. & Smits, A.J.M. 1984: Impact of acidification and eutrophication on macrophyte communities in soft waters in The Netherlands. II. Experimental studies. *Aquat. Bot.* 18: 389-411.
- Rørslett, B., 1967. Kilefjorden i Otra. Virkningen av vassdragsreguleringen på høyere akvatisk vegetasjon. Norsk institutt for vannforskning, rapport O-118/66, O-113/65, 16 s.
- Rørslett, B. 1984: Environmental factors and aquatic macrophyte response in regulated lakes - a statistical approach. *Aquat. Bot.* 19: 199-220.
- Rørslett, B. 1985: Regulation impact on submerged macrophyte communities in the oligotrophic lakes of Setesdal, South Norway. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 22: 2927-2936.
- Rørslett, B. 1986: Vannvegetasjon i Venneslafjorden. Foreløpig vurdering av tilgroing 1986. Norsk institutt for vannforskning, rapport O-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: Tilgroing i Otra nedstrøms Brokke. Problemanalyse og forslag til tiltak. Norsk institutt for vannforskning, rapport O-86130, 38 s.
- Rørslett, B. 1988: An integrated approach to hydropower impact assessment. I. Environmental features of some Norwegian hydro-electric lakes. *Hydrobiologia* 164:39-66.
- 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., Erlandsen, A.H., Johansen, S.W. & Brettum, P. 1984. Vasspest i Steinsfjorden, Ringerike. Innvirkning på vannkvalitet 1978-83 og behov for tiltak. Norsk institutt for vannforskning, rapport O-82132, 52 s.
- Rørslett, B., Green, N.W. & Kvalvågnes, K. 1978: Underwater stereophotography as a tool in aquatic biology. *Aquat. Bot.* 4: 73-81.
- Rørslett, B. & Hvoslef, S. 1986: Makrovegetasjon i norske innsjøer. II. Empiriske art-areal relasjoner. *K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapp. Bot. Ser.* 1986, 2: 76-87.
- Rørslett, B., Johansen, S.W. & Blakar, I.A. 1989: Biologiske effekter i Suldalsvassdraget fra Ulla-Førre utbyggingen. Norsk institutt for

- vannforskning, rapport 0-88050, 172 s.
- Rørslett, B., Tjomsland, T., Løvik, J.E., Lydersen, E., Mjelde, M. & Grande, M. 1981: Undersøkelse av Øvre Otra. Norsk institutt for vannforskning, rapport 0-72198 IV, 180 s.
- Saltveit, S.J. 1983: Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med planer om bygging av Hekni kraftverk, Aust-Agder. Del 1. Fisk. Laboratorium for ferskvannsekologi og innlandsfiske (LFI), rapport nr. 56, 39 s.
- Sand-Jensen, K. & Rasmussen, L. 1978: Macrophytes and chemistry of acid streams from lignite mining areas. Bot. Tidsskr. 72: 105-112.
- Schuurkes, J.A.A.R., Kok, C.J. & Den Hartog, C. 1986: Ammonium and nitrate uptake by aquatic plants from poorly buffered and acidified waters. Aquat. Bot. 24: 131-146.
- Schuurkes, J.A.A.R., Elbers, M.A., Gudden, J.J.F. & Roelofs, J.G.M. 1987. Effects of simulated ammonium sulphate and sulphuric acid rain on acidification, water quality and flora of small-scale soft water systems. Aquat. Bot. 28: 199-226.
- Skomedal, S. 1986. I skiftende tider. Otteraaens Brugseierforening gjennom 85 år.
- Spencer-Jones, D.H. 1974: Dichlobenil - a means of controlling aquatic weeds. J. Inst. Fish Manage. 5: 10-15.
- Stace, C.A. 1975: Hybridization and the flora of the British Isles. London, New York, San Francisco.
- Svedäng, M. 1988: Ecological studies on Juncus bulbosus - a macrophyte expanding in acidified lakes. Hovedoppgave ved Universitetet i Uppsala, 45 s.
- Tooby, T.E. & Spencer-Jones, D.H. 1978: The fate of the aquatic herbicide dichlobenil in hydrosol, water and roach (Rutilus rutilus L.) following treatment of three areas of a lake. Proceed. EWRS/AAB 5th Symposium on Aquatic Weeds: 323-330.
- Tutin, T.G., Heywood, V.H., N.A. Burgess, D.M. Moore, D.H. Valentine, S.M. Walters & D.A. Webb (eds.) 1980: Flora Europaea. Vol. 5 Alismataceae to Orchidaceae (Monocotyledones). Cambridge
- Tvede, A.M. 1982: Hekni kraftverk i Otra. Mulige endringer i vann-temperatur og isforhold ved utbygging. NVE/Hydrologisk avdeling, iskontoret, rapport 3-82, 10 s.
- Wetzel, R.G., Brammer, E.S. & Forsberg, C. 1984: Photosynthesis of submersed macrophytes in acidified lakes. I. Carbon fluxes and recycling of CO₂ in Juncus bulbosus L. Aquat. Bot. 19: 329-342.
- Wright, R.F. 1984: Water chemistry: Interactions of stream regulation and acid precipitation. I: Lillehammer, A. & Saltveit, S.J. (red.), Regulated rivers: 71-80. Universitetsforlaget, Oslo.

ORDFORKLARINGER

Detritus: dødt, ikke nedbrutt, plantemateriale.

Elodeider: (langskuddsplanter) planter med ofte lange, flytende stengler. Næringsopptak fra vann og bunn. Stor forekomst av enkelte arter kan være tegn på god næringstilgang.

Flytebladsvegetasjon: under medianvannstand, med flyteblad. Rotfestet (nymphæider), eller frittflytende (lemnider).

Isoetider: (kortskuddsplanter) planter med blader samlet i rosett, ofte uten stengel. Typisk for næringsfattige lokaliteter og steder med vannstandsveksling.

Makrovegetasjon : vegetasjon av store, iøynefallende planter (i motsetninger til mikroskopiske alger og frittsvende plankton). Omfatter gjerne karplanter, bregneplanter, og noen moser og kransalger.

Median vannstand: en vannstand som holdes 50% eller mer av tida.

Nisje: det sett av miljøfaktorer, og verdier av disse, som skal til for at en plante kan forekomme og evt. formere seg.

Dersom de nødvendige faktorene er funksjoner av voksestedets plassering (langs en dybdegradient, f.eks.) kan nisjen avbildes i et nisjerom med tilhørende koordinater.

Nisjerommet har tid som en koordinat.

PAR: Fotosyntetisk aktiv stråling (bølgelengde 400-700 nm). Tilsvareer omtrent "hvitt" lys slik menneskeøyet oppfatter det.

Strandvegetasjon (overvannsvegetasjon) - forekommer også over median vannstand, med skudd over vannoverflaten. Se vannveg. De mest typiske artene kalles helofytter.

Tidsvindu: tidskoordinat i nisjerommet (se dette).

Undervannsvegetasjon - normalt aldri over median vannstand, ned-senkede planter (isoetider, elodeider). Se vannvegetasjon.

Vannplanter: Arter som normalt hører til i vannvegetasjonen.

Vannvegetasjon: all vegetasjon som finnes under median vannstand.

Brukt som samlebegrep for: flyteblads- og undervannsvegetasjon, ikke medregnet strandvegetasjon.

z-koordinater: Avvik fra medianvannstand (+ over, - under). Brukes til å angi utbredelse av planter. Er ikke det samme som dyp (nivå og dyp forveksles ofte i limnologiske arbeider).

APPENDIKS

VEGETASJONSBESKRIVELSER

Terskelbasseng 25: Flåren (Flårenden)

Lok. 25d Sørensen av Flåren

Generelt: Flåren skiller seg ut ved å være det største og lengste terskelbassenget, og det står også i en særstilling fordi det hadde innsjø-karakter før Brokke-utbyggingen. Hele den sørlige delen er grunn, med store arealer fra 1 til 2 meters vanddyp ved minste-vannføring, bortsett fra et tidligere strømløp i vest som når dybder på ca 3.5 m.

Finpartikulært substrat var enerådende, overveiende som et tynt mudderlag på siltaktig sediment, helt i sørvest og langs østbredden også med tykkere mudderlag (opp til 20 cm tykk i den grunne bukta i sørvest). Området ble undersøkt med båt, 6.10.88 og 22.07.89.

Sumpvegetasjon: Inne i bukta på vestsida var det et ca. 10 m bredt belte med fukteng dominert av slåtte- og stolpestarr (*Carex nigra/-juncella*), sølvbunke (*Deschampsia cespitosa*), trådsiv (*Juncus filiformis*) og blåtopp (*Molinia caerulea*), med kortvokst landform av krypsiv (*J. bulbosus*) i ytterkanten. Denne sumpvegetasjonen befinner seg på et relativt høyt nivå på strandå (dvs. over medianvannstand), og med relativt skarp grense mot åpent vann (erosjonskant). Fuktengvegetasjonen synes ikke å være i ekspansjon utover. I et belte på ca. 30-40 m utover fyltes bukta av glissen elvesnelle (*Equisetum fluviatile*)-vegetasjon (på ca. 50-100 cm dyp), gjerne med helt åpne partier innerst mot land. Bestanden synes å være ungt og under ekspansjon, noe som ble bekreftet av lokalkjente. En liten, isolert koloni av flaskestarr (*Carex rostrata*) ble også observert inne i elvesnelle (*Equisetum*)-området.

Vannvegetasjon: Hele den sørlige delen av Flåren har utviklet vannvegetasjon, men den gjorde lite av seg, og var hovedsakelig preget av spredt og kortvokst *Isoetes-Utricularia-Juncus*-vegetasjon. På dyp større enn ca 2 m var spredt blærerot (*Utricularia*)-vegetasjon nærmest enerådende. Krypsiv (*Juncus bulbosus*) spilte en relativt liten rolle sammenliknet med andre deler av Flåren og Valle-Harstad-terskelen. Tette, frodige *Juncus*-bestander fantes bare i enkelte partier i øst, samt helt i sørvest. Forøvrig forekom også tette bestander med flytebladsvegetasjon, i form av et større vanlig tjønnaks (*Potamogeton natans*) bestand samt flere flôtgras (*Sparganium angustifolium*) bestander i den østre delen.

Detalj-beskrivelse av den vestlige delen (1988): Området var hovedsaklig karakterisert av to submerse vegetasjonstyper, *Isoëtes*-undervannsenseng og *Sparganium angustifolium*-undervannsenseng.

Kortskuddsvegetasjon. Relativt frodige *Isoëtes*- eller *Isoëtes-Subularia*-eng dekket størst arealer ned til dybde 2.5-3 m ved gården i sørvestenden, og inngikk også utenfor og delvis inne i elvesnelle (*Equisetum*)-sumpen inne i bukta. Vanligst var mykt brasmegras (*Isoëtes setacea*) som ofte dannet store (20-30 cm høye) rosetter, som regel med små rosetter av sylblad (*Subularia aquatica*) innimellom. Stedvis var *Subularia* dominerende med opp til 100% dekning i noe grunnere områder (ca. 1m). Helt lokalt dominerte evjesoleie (*Ranunculus reptans*), og det ble videre registrert spredte rosetter samt en større blomstrende bestand, av botnegras (*Lobelia dortmanna*).

Fra ca. 1.5 m dybde og nedover var også stivt brasmegras *Isoëtes lacustris* stedvis dominerende, med noe mindre innslag av mykt brasmegras (*Isoëtes setacea*) og sylblad (*Subularia aquatica*). *Isoëtes lacustris* syntes å overta helt på ca. 2.5-3 m dybde. Det ble registrert meget sparsomt med mose, begrenset til de to artene *Drepanocladus exannulatus* og *Sphagnum lescurii* (= *S. auriculatum*, *S. inundatum*).

Langskuddsvegetasjon. Det ble registrert lite krypsiv (*Juncus bulbosus*) i området, bortsett fra i et belte utenfor (og litt inni) elvesnelle-sumpen innerst i vika, der krypsivet dannet 20-30 cm høye, noe nedslammede enger, som påminner om krypsivengene i Valle-Harstad terskelbasseng (nr. 23). De overnevnte isoetidene inngikk alle i disse undervannsensengene. Forøvrig ble det registrert spredte enkeltskudd av klovasshår (*Callitriche hamulata*), samt alle de tre blærerot-artene (*Utricularia minor*, *U. ochroleuca*, *U. vulgaris*). Både *Juncus* og *Utricularia* spp. forekommer ned til det dypeste området på ca 3.5 m.

Flytebladsvegetasjon. Flótgras (*Sparganium angustifolium*) var den vanligste flytebladsplanten i området. Arten opptrådte imidlertid vel så ofte i rene undervannsformer. Tette, frodige, lysegrønne undervannsbestander fantes f.eks. rett ut for brygga ved gården. Helt innerst i vika langs sørbredden, på utpreget mudderbunn, var det en større bestand av vanlig tjønnaks (*Potamogeton natans*).

Lok. 25c (Sør)østsiden av Flåren (utløpet av Kveasåni)

Generelt: Kveasåni danner ei liten bekkevifte ut i Flåren med eksponert finsand nærmest vifta, og tiltagende mudderbunn utover på sidene. Undersøkt 7.10.88 med ca. 30 cm høyere vannstand enn median-nivået.

Sumpvegetasjon: Bekkevifta bestod av fuktengvegetasjon dominert av noen starr-arter (*Carex nigra*, *C. juncella*), sølvbunke (*Deschampsia cespitosa*), trådsiv (*Juncus filiformis*) og blåtopp (*Molinia caerulea*), med innslag av krypkvein (*Agrostis stolonifera*), myrrapp (*Poa palustris*), stjernestarr (*Carex echinata*) og grønnstarr (*C. tumidicarpa*). (Nivået for median vannstand ble antatt å ligge i ytterkant av dette beltet). Spredte forekomster av flaskestarr (*Carex rostrata*) fantes utenfor fuktengvegetasjonen. Sumpvegetasjonen synes ikke å ekspandere vesentlig.

Vannvegetasjon: Flytebladskolonier og undervannskolonier av flótgras (*Sparganium angustifolium*) hadde en vid utbredelse i en sone langs land på 1-2 m dyp. Vegetasjonen var meget sparsom ut til et vanddyb på ca. 70-80 cm (ved medianvannstand), der *Sparganium* og spredte rosetter av mykt brasmegras (*Isoetes setacea*), samt litt sylblad (*Subularia*) forekom.

Kortskuddsvegetasjonen tiltar trolig utover og dominerer på dypere vann, men pga. høy vannstand og dårlig sikt ble det gjort få observasjoner på dypere vann enn ca. 70-80 cm (ved medianvannstand). Krypsiv (*Juncus bulbosus*) ble ikke observert, men denne er imidlertid registrert her i 1976-77 (Rørslett et al. 1981), og forekommer trolig spredt til vanlig videre utover.

Lok. 25b (Nord)vestsiden av Flåren

Generelt: Området består av en vik der Flåren utvider seg etter et langsmalt parti (nær sørgrensen for et større dyrket areal på vestsiden, rett sør for lite tjern). Lokaliteten er analysert med permanent transekt (F1) 25.07.89. Bukta var preget av meget løs bunn, med et (2-)5-10 (-20) cm tykt, organisk mudderlag som ligger over sand/grussedimenter. Bare på en liten rygg (svaberg) ble det registrert en mindre grad av nedmudring. Flere steder var det nærmest uråd å vade pga muddertykkelsen. Ute i strømløpet midtfjords syntes det (fra land) å være partier med lysere, sand- og grusdominert bunn.

Vannvegetasjon: Denne ble dominert av krypsiv (*Juncus bulbosus*), og var usedvanlig frodig, med tette, jevne eller mer klumpvise bestander av storvokste *Juncus*-planter. Plantemassen bestod hovedsakelig av opprette, fertile årsskudd som kan bli over en meter lange. Blærerot (*Utricularia*) artene trivdes innimellom *Juncus*-skuddene og forekom konstant i denne vegetasjonstypen. En kraftig nedmudret "renne" langs land var dominert av flótgras (*Sparganium angustifolium*), og ellers fantes også innslag av de to brasmegras (*Isoetes*) artene i mindre nedmudrete åpninger i *Juncus*-bestandene.

Lok. 25a Nordenden av Flåren

Generelt: Elva vider seg her ut til et meget langgrunt område. Bunnen var steinete, lenger ut med et sandig sediment omtrent uten organisk topplag. Strømløpet, med sand/grusbunn går på østsiden. Vestsiden, som var mer beskyttet ble bare observert fra land, men her var det antageligvis betydelig mer organisk sedimentering. Undersøkt 6.10.88 under meget vanskelige siktforhold (enkelte observasjoner også fra 25.07.89).

Sumpvegetasjon: Starr (*Carex*)-dominerte fuktenger var velutviklet, delvis som små øyer. Løse flaskestarr (*C. rostrata*)-bestand kan finnes utenfor fuktengene.

Vannvegetasjon: Steinbunnen var karakterisert av levermosetuer, dominert av *Scapania undulata*, men ofte iblandet *Nardia compressa*. Også enkelte store forekomster av *Fontinalis dalecarlica* ble registrert på øst-siden. Ellers ble det observert lite vegetasjon i nordøstenden. Derimot i den nordvestre delen finnes et større område med meget kraftig plantevekst. Her var det omfattende, tette bestander både av krypsiv (*Juncus bulbosus*) og flótgras (*Sparganium angustifolium*). Både *Juncus* og *Sparganium* ble registrert som vanlige i området 1976-77 (Rørslett et al. 1981), mens flytebladsbestandene av *Sparganium* ikke fantes her i 1965, dvs. året etter terskelen ble bygget (iflg. flybilder)

Terskelbasseng 23: (Valle-)Harstad

Generelt: Terskelbassenget ved Valle er det videste og etter Flåren det største bassenget, og er preget av store, grunne og beskyttede bukter, med store våtmarker på østsiden. Disse, inkludert en svært grunn bukt, er nå nesten avsnørt fra hovedbassenget av den nye RV12-traséen, bare forbundet gjennom en kanal under veien. Et utslipp fra kloakkrensaneanlegg ligger helt i sørenden av terskelbassenget.

Bassenget kan substratmessig deles inn i et smalt strømløp med grov grus(/sand-)bunn, mens resterende arealer var overdekket med et ± organisk mudderlag. Langs strømløpet forekommer flere steder svære vegetasjonsløse voller med tiltransportert detritus-materiale, vesentlig blader og noe kvist. Lokaliteten er undersøkt med båt 23.8.88 og 23+26.07.89. Tre permanente transekter (A1-A3) er etablert.

Sumpvegetasjon: Våtmarkene på østsida var dominert av relativt artsrike fuktenger, som øst for veien synes å ekspandere noe ut i den avsnørte lagunen. Vest for veien danner fuktengene en stabil erosjonskant mot åpent vann, med yttergrense omtrent i medianvannstands nivå. Fuktengene var hovedsaklig av to typer, enten dominert av blåtopp (*Molinia caerulea*), eller dominert av forskjellige starr-arter, særlig slåttestarr (*Carex nigra*) og stolpestarr (*C. juncella*), men også stjernestarr (*C. echinata*), grønnstarr (*C. tumidicarpa*), slirestarr (*C. vaginata*) og sennegras (*C. vesicaria*). Andre gras og halvgrasarter som inngikk er sølvbunke (*Deschampsia caespitosa*) (vanlig), vassrørkvein (*Calamagrostis canescens*), hundekvein (*Agrostis canina*) og krypkvein (*A. stolonifera*), ryllsiv (*Juncus articulatus*), trådsiv (*J. filiformis*) og myrrapp (*Poa palustris*), samt endel urter.

Flaskestarr (*Carex rostrata*) dannet enkelte steder en antageligvis ekspanderende sone utenfor fuktengenes erosjonskant. Slike små bestander fantes bl. a. i sørenden på øy og halvøy ved transektene A2 og A3, antageligvis begunstiget av en viss sandpåleiring her. I vika på sørvest-sida forekom også en *C. rostrata*-sone, samt en overgangstype mot myrvegetasjon med trådstarr (*Carex lasiocarpa*) og duskmyrull (*Eriophorum angustifolium*). I den nærmest avsnørte lagunen på østsiden av veien hadde det vokst fram store bestander med elvesnelle (*Equisetum fluviatile*).

Vannvegetasjon: Terskelbassenget var karakterisert ved mye og relativt artsrik vegetasjon. Artsdiversiteten og artsinventaret påminner om Flåren (artsrikt innsjøpreg) og skiller bassenget endel fra de andre, mer artsfattige terskelbassengene. Bassenget skilles fra Flåren først og fremst på en mer omfattende og antageligvis også mer tiltagende gjengroing.

Det var alt overveiende de to artene krypsiv (*Juncus bulbosus*) og flótgras (*Sparganium angustifolium*) som står for tilgroingen. Bunnen i hele terskelbassenget er i dag dekket av mer eller mindre tett vegetasjon, bortsett fra erosjonsflekker ute i strømløpet. Den totale vegetasjonsdekningen ble beregnet til 77%, men dette tallet omfatter såvel tett som glissent vegetasjonsdekke.

Langskuddsvegetasjon. Denne var dominert av krypsiv (*Juncus bulbosus*) som var jevnt utbredt i hele bassenget, også innimellom i kolonier av flótgras (*Sparganium angustifolium*), slik at denne planten alene hadde en anslagsvis dekning på over 70% i bassenget. Arten opptrådte i to voksemåter; den vanligste dannet opprette, ofte noe forgreinete og fertile ca 10-50 cm lange årsskudd. Denne formen vokste i rolige, beskyttede partier fra ca. (30-)50-150 cm dyp der det foregår en betydelig sedimentering, og plantene var på høsten betydelig nedslammet og algebegrodd, og visnet sannsynligvis ned ned om vinteren. Denne mudderbunnsformen var i 1988 kortvokst (10-20 cm), brun og ikke-fertil, mens den etter en varm og tørr periode i 1989 var større (20-50 cm), ofte fertil, delvis med blomster over (lav-) vannspeilet, og friskt rødgrønn i fargen. Spesielt frodige planter ble i 1989 registrert på grunne banker i den nordlige delen av bassenget.

Den andre vekstformen dannet meterlange ikke-nedmudrete såter, som var sanddynedannende ute i strømløpet. Disse var bygd opp av "skuddetasjer", med utløpere (stoloner) og kjeder av bladrosetter og luftrøtter. Disse kjedene filtres sammen til "ei flette" i bakkant av sanddynen. Denne "fletta" holdes oppe av strømmen, er vintergrønn, og synes å kunne ha nærmest ubegrenset lengdevekst.

Av andre langskuddsplanter som opptrådte sammen med "mudderbunnsformen" av *Juncus bulbosus* kan nevnes blærerot-artene *Utricularia minor*, *U. ochroleuca* og *U. vulgaris*, samt lokalt også vanlig tusenblad (*Myriophyllum alternifolium*). Sistnevnte opptrådte i massebestand ved rørutløp under veien.

Flytebladsvegetasjon. Flytebladskolonier av flótgras (*Sparganium angustifolium*) dekker idag størrelsesorden 15-20% av bassenget, og var dominerende i en bred sone langs veien på østsiden av bassenget, samt i lagunen på østsiden av veien. I tillegg opptrådte arten ofte i undervannsform. På østsiden og i lagunen forekom også flere store kolonier av vanlig tjønnaks (*Potamogeton natans*).

Kortskuddsvegetasjon. Rosett-planter opptrer ofte i blanding eller mosaikkmønstre med kortvokst *Juncus bulbosus*. Mest konstante var stivt brasmegras (*Isoëtes lacustris*) og mykt brasmegras (*I. setacea*), mens botnegras (*Lobelia dortmanna*), evjesoleie (*Ranunculus reptans*) og sylblad (*Subularia aquatica*) var vanlige mer lokalt. Den sistnevnte oppviste store bestandssvingninger fra 1988 (vanlig) til 1989 (nesten manglende). Den førstnevnte opptrådte nesten bare med store, og antatt gamle planter, og synes i liten grad å være i stand til å fornye seg under de rådende forhold i terskelbassenget. I et gruntområde i

bassenget ble det registrert vassreverumpe (*Alopecurus aequalis*); denne arten regnes ofte å være en kortskuddsplante.

Mosevegetasjon. I *Juncus bulbosus*-bestandene forekom vannmosen *Drepanocladus exannulatus* relativt konstant, selvom den var vanskelig å se pga nedmudringen. Det avsnørte bassenget på andre siden av veien skilte seg ut med meget kraftig mosevegetasjon av *D. exannulatus*. *Drepanocladus*-mattene nådde helt opp i vannoverflaten (60-80 cm høye), og var preget av meget sterk algepåvekst og nedmudring.

Flekkvis kunne en også finne småvokste skudd av torvmosen *Sphagnum lescurii* (= *S. auriculatum*, *S. inundatum*), men den manglet over store felter. Flekker av levermoser forekom også ute i strømløpet, og løsrevne enkelt-eksemplarer opptrådte overalt ellers.

Terskelbasseng 21: Prestefoss (ved Valle camping)

Generelt: Terskelen ble undersøkt fra begge sider omkring ny vei med bro under anleggelse, samt ut for campingplass rett sør for nesten avsnørt stor "øy". Ute i selve elveløpet var det eksponert sand og mindre stein helt uten nedmudring, mens det inne i en grunn bukt på nordøstsida var steinbunn med noe mudder. En mindre bukt på østsiden (i sør-kant av campingplassen) hadde tykt mudderlag på bunnen. Vannspeil på innsiden av øy på vestsida er nå delvis fyllt igjen. Undersøkt 6.10.88 og 27.07.89.

Vannvegetasjon: Kortvokst krypsiv (*Juncus bulbosus*) forekom rikelig i den nordligste bukta, stedvis med mye sylblad (*Subularia aquatica*) (1988), samt en del flótgras (*Sparganium angustifolium*). I den sørligste bukta var det mye sterkt nedslammet *Juncus* i 1988, men størst *Subularia*-dominans samt en stor flytebladskoloni med *Sparganium*. Litt småblærerot (*Utricularia minor*) samt få eksemplarer av brasmegras-artene (*Isoetes lacustris* og *I. setacea*) ble også observert. Selve elveløpet var nærmest vegetasjonssfritt, bortsett fra noen spredte *Juncus bulbosus* planter. I et steinete, meget grunt parti på østsiden, nord for "øya" ble det registrert noen store moseforekomster av *Fontinalis dalecarlica* samt *Rhacomitrium aquaticum*.

Terskelbasseng 18: Jore

Generelt: Terskelbassenget består egentlig av to basseng delt av en langsmal øy. Bassenget ved Jordet var relativt dypt, i allefall på østsiden, der det er en steinfylling ned i elva. Et tykt mudderlag hadde dannet seg mellom steinene. Undersøkt 6.10.88.

Vegetasjon: Eneste vegetasjon registrert var et flytebladsbestand av flótgras (*Sparganium angustifolium*) ved land på østsida. Undervannsvegetasjon kan forekomme lengre ut i bassenget, men ble ikke observert pga. meget vanskelige siktforhold ved prøvetakingstidspunktet.

Terskelbasseng 14/15: Homme-Dale

Generelt: Bassenget som ligger i elvesvingen øst for Einangfjellet, består av ett hovedbasseng øverst, som nedenfor deler seg i en sørvestre og nordøstre arm. Hovedbassenget var preget av rein grus og småstein, mens det i de to armene også fantes sterkt nedmudrete bakevjer, samt et område i sørvest med akkumulasjon av finsand. Undersøkt 27.07.89.

Sumpvegetasjon: Fuktengvegetasjon forekom rikeilig i forbindelse med bakevjene, særlig i nordøst. Denne strandvegetasjonen ble ikke nærmere undersøkt, men syntes først og fremst å være dominert av duskmyrull (*Eriophorum angustifolium*) og stolpestarr (*Carex juncella*). En bukt innerst i nordøst, ved bekkeutløp, var i ferd med å gro igjen med flaskestarr (*Carex rostrata*). Forøvrig forekommer landformen av krypsiv (*Juncus bulbosus*), samt den relativt sjeldne arten musestarr (*Carex scandinavica*) i strandsonen.

Vannvegetasjon: Hovedbassenget (dvs. øvre del) hadde spredte, gjerne mindre krypsiv (*Juncus bulbosus*) sanddyner. Noen få planter av stivt brasmegras (*Isoetes lacustris*) kunne finnes på grusbunnen, mens mykt brasmegras (*Isoetes setacea*) opptrådte i en liten bakevje med mudderbunn.

Det nordøstre løpet skiller seg ut pga. et større, stagnerende gruntområde. I denne bukta råder forhold som kan sammenliknes med (Valle-) Harstad-terskelbassenget. Her vokste *Juncus bulbosus* tett og frodig på grunnene med massiv blomstring i overflata. To kanaler innerst (opp til 1 m dype) var helt gjenfylt med "flytende hager" av *J. bulbosus*.

Den sørvestre armen inkluderer en grunn bukt (nær veien) med mye *Juncus bulbosus* og noe *Sparganium angustifolium*. Ved munningen av bukta var *Juncus*-plantene meterhøye, opprette, og frodig blomstrende. Det var generelt stor nedmudring her, enkelte steder nærmere hovedløpet er lagt opp store hauger med lite nedbrutt organisk materiale (detritus).

Ute i hovedløpet av den vestre armen forekom et parti med velutviklede *Juncus*-sanddyner på ca 1-1.5 meters dybde. Strømløpet her var betraktelig dypere og vegetasjonsfritt, med finsand. Antageligvis er bunnen her for ustabil til å danne sanddyner. Gradienten fra strømløp med sand i bevegelse, via områder med stabil sand-akkumulasjon (sanddyner), dernest områder med sedimentering av grovt detritusmateriale, til bukta innerst med sedimentasjon av fint mudder, var her ganske instruktiv og kan observeres over kort avstand.

Terskelbasseng 13: Einangmoen (rett overfor Einangfjellet)

Generelt: Elva renner med rett løp over en større grusmo, substratet i elva var derfor forholdsvis ensartet grov grus og noe sand, med et tynt mudderlag og ca. 10 cm store steiner i strandsonen. På nordsiden (i den østlige delen av bassenget) fantes også enkelte akkumulasjonsområder med et tykket mudderlag. Pga. gjennomgående nokså finkornet substrat er dette det terskebassenget (sammen med deler av basseng 14/15) som minte mest om (Valle-)Harstad-bassenget ved Valle sentrum. Undersøkt 24.8.88 (med båt), samt 27.07.89.

Vannvegetasjon: I den midterste delen (omkring Dalsmo camping) var det forholdsvis rikelig med vannvegetasjon. Fra ca. 70-80 cm dyp var det 30-40% dekning av middels storvokst (opp til ca. 50cm) krypsiv (*Juncus bulbosus*), noe nærmere nordsiden (i strømløpet) opp til 50% dekning. Plantene dannet ikke så storvokste "såter" som i (Valle-)Harstad-bassenget, og var i liten grad sandbindende. Det var forholdsvis mye blærerøt (*Utricularia*) spp. i *Juncus*-bestandene. Innimellom ble det også registrert begge brasmegras (*Isoetes*)-artene og sylblad (*Subularia aquatica*). Av moser ble det registrert en del *Drepanocladus exannulatus* blant makrovegetasjonen, samt dotter med levermose (*Nardia compressa* + *Scapania undulata*).

I den nedre delen forekom også akkumulasjonsområder (langs nordre bredd, bl.a. i le av store flyttblokker) med frodig, høyvokst og blomstrende *Juncus bulbosus*, samt endel fløtgras (*Sparganium angustifolium*). Strømløpet her hadde relativt spredt tuevegetasjon av *Juncus bulbosus* på dybder omkring 2-2.2 m. Her består plantene

overveiende av langbladete (og sterkt grønne) rosetter, uten opprette "skudd-etasje".

Terskelbasseng 11: Svortie (ved Flatland camping)

Generelt: Elva går over moreneavsetninger, men tildels betydelig grovere materiale enn i terskelbasseng 13 nedenfor. Bunnmaterialet varierte fra stein til grus, med enkelte sandbanker/sanddyner. I strandsonen var det partier med grov rullestein. I øvre del var dette morenematerialet helt eksponert. I nedre del var det et meget tynt mudderlag, bortsett fra en bukt/bakevje i nordøst (mot campingplassen) og en bekkemunning i sørvest som hadde tykke organiske slamlag. Bukta har vært rensket opp, men nedslammes hurtig. At øvre del av bassenget (omtrent til odden på campingplassen) ikke formidres skyldtes en viss strømhastighet her (5-15 cm/s ved minstevannføring). Undersøkt med båt 24.8.88 og 24.07.89, permanente transekter (D1 og D2) etablert.

Sumpvegetasjon: Sumpvegetasjonen var ikke eller meget fragmentarisk utviklet på de steinete breddene. Vanligst var tuer med blåtopp (*Molinia caerulea*) eller sølvbunke (*Deschampsia caespitosa*).

Vannvegetasjon: Vannvegetasjonen var preget av det grove substratet og var gjennomgående artsfattig når det gjelder høyere planter. Syv arter ble riktignok registrert, men 5 av dem bare med få individer. Øvre delen av terskelen var karakterisert av meget spredte krypsiv (*Juncus bulbosus*) -planter, samt noen større tuer med litt sandbinding. Her ble også observert mosetuer som danner sanddyner, mest "mikro-dyner" av langvokste eksemplarer av levermosen *Nardia compressa*, men også større *Fontinalis antipyretica*-dyner. I yttersvingen forekom også enkelte større sanddyner med *Juncus*, samt et større parti med brede, flate, tilsynelatende inaktive sanddyner med meget velutviklet og artsrik mosevegetasjon, og felter med steril undervannsform av sølvbunke (*Deschampsia caespitosa*), den sistnevnte finnes relativt sjelden med permanent nedsenkede vekstformer. Mosevegetasjonen var dominert av *Polytrichum commune*, *Nardia compressa*, *Sphagnum* spp., samt flere følgearter. En liten, grunn bakevje på vestbredden skilte seg ut med tett, blomstrende *Juncus bulbosus* til overflaten. Noen meget frodige tuer av mannasøtgras (*Glyceria fluitans*) forekom også her.

Vegetasjonsforholdene endret seg markert omtrent rett ut for odden, der det var massiv begroing med *Juncus* nesten tvers over hele strømløpet, særlig fra 1 m dyp. Plantene dannet store såter med tildels betydelig sand-akkumulasjon (som i strømløpet i Valle-Harstadterskelbassenget). Skuddkjedene kunne bli over 2 m lange, og var de

største *Juncus*-plantene (og største sanddynene) som ble registrert i terskelbassengene. I 1988 var plantene relativt grønne, i 1989 mer brune, muligens pga. stress i forbindelse med flom-episoder (inkludert en utpreget spyleflom på forsommeren). Imidlertid hadde ikke flommen tatt med seg nevneverdig av plantene, det ble kun observert noen små erosjonsspor proksimalt (oppstrøms) i enkelte sanddyner.

Tettheten og lengden på *Juncus*-skuddene avtok noe nedenfor en liten odde på vestsida, men det var mer eller mindre vegetasjonsdekke nesten ned til terskelen (*Juncus* går her ned til ca 2.5 meters dyp, som svært grønne tuer med lange blader). I den nedre delen ble mudderlaget noe tykkere. Småblærerot (*Utricularia minor*) ble registrert i *Juncus*-bestanden på 2 m dybde, enkelt-planter av stivt brasmegras (*Isoetes lacustris*) og mykt brasmegras (*I. setacea*) i grunnere områder. I huller i *Juncus*-bestandene kunne det være store forekomster av levermoser (*Nardia* + *Scapania*), endel store tuer ("tjafser") av *Fontinalis antipyretica*, samt enkelte matter av *Sphagnum lescurii*. På østsida av den nedslammete bukta var det et større flytebladsbestand av flótgras (*Sparganium angustifolium*), og et annet bestand ble registrert ved bekkeutløp på sørvestsiden lengre nedstrøms.

Terskelbasseng 8: (Brokka-)Hagefoss (ved Lunden camping/Myri)

Generelt: Elva renner i rett løp over grove moreneavsetninger og bunnen var delvis storsteinet. Langs furumoen på østsida var det en tydelig erosjonskant. En større bakevje ved Myri skilte seg kraftig ut. Denne er i dag helt avsnørt fra hovedløpet ved en kunstig voll, og var som følge av dette i ferd med å nedslammes. Slam/dy-laget kan være opp til 0.5 m tykt (og ikke tilrådelig å vade i!). Bredden på østsida var en mer eller mindre markert steinvoll mot dyrket mark bakenfor. Undersøkt 25.8. og 6.10.88 ved ca. medianvannstand.

Sumpvegetasjon: Sumpvegetasjonen var ikke nevneverdig utviklet i bassenget. Innerst i den avsnørte bukta var det flekker med flaskestarr (*Carex rostrata*), som syntes å ekspandere utover.

Vannvegetasjon: Vegetasjonen i hovedløpet bestod av spredte planter/småbestander av *Juncus*, samt noe levermose, men større arealer var helt vegetasjonsfrie.

Den avsnørte bukta ved Myri var karakterisert ved relativt rikelig med flytebladsvegetasjon. Et belte med flôtgras (*Sparganium angustifolium*) hadde etablert seg langs øst-stranda, med enkelte bestander av vanlig tjønnaks (*Potamogeton natans*). Rikelig med høyvokst *Juncus* ble observert innimellom i *Sparganium*-bestandene, og trolig var det rikelig med *Juncus* i hele bukta (mangler observasjoner fra deler av bukta pga. vanskelige bunnforhold og dårlig sikt).

Forholdene i bukta har forandret seg radikalt siden forrige gang den ble undersøkt i 1976-77 (Rørslett et al. 1981). Bunnen ble da beskrevet som slampreget, men ikke mere enn at det dengang var rikelig med isoetidevegetasjon av botnegras (*Lobelia*) og mykt brasmegras (*Isoëtes setacea*), dessuten store bestander av *Fontinalis dalecarlica*. Videre var *Juncus* sjelden, og *Potamogeton natans* ble ikke registrert.

Terskelbasseng 7: Brokka (nord for Lunden)

Generelt: Bassenget var overveiende storsteinet. I sørøst ved Brokka var det brattskråning ned fra veien og tildels store blokker i strandsonen. det var et jevnt 1-5 cm tykt slamlag på steinene. Området ble bare kort undersøkt 6.10.88 under vanskelige siktforhold.

Vannvegetasjon: Det ble bare registrert spredt til meget spredt *Juncus bulbosus* mellom steinene.

Terskelbasseng 6: Sandens Åre (ved utløp Veiåni)

Generelt: Terskelbassenget består i stor grad av svaberg, med noe grus og stein i strandkanten, og ca. 5-10 cm mudderlag (med noe finsand) i det undersøkte området på nordøst-sida. Området benyttes mye til bading. Undersøkt med etablering av permanent transekt (C1) 24.8.88, samt 24.07.89.

Sumpvegetasjon: På nordøstsiden var det en brem med eksponert grusstrand og bare fragmentarisk sumpvegetasjon. Større blåtopp (*Molinia caerulea*)-bestander finnes på land i tilknytning til sigevann, ellers ble i strandsonen registrert starrarter (*Carex nigra*, *C. echinata*, *C. tumidicarpa*), hundekvein (*Agrostis canina*) og sølvbunke (*Deschampsia caespitosa*).

Vannvegetasjon: Terskelbassenget skilte seg fra de andre i øvre del av Valle kommune ved å ha en både frodig og relativt artsrik vegetasjon. Dette synes å skyldes etableringen av tilsynelatende nokså stabilt finsediment-lag (mest mudder) på de forholdsvis flatlendte svabergene.

Langskuddsvegetasjonen med krypsiv (*Juncus bulbosus*) dominerte fra 80-90 cm. Arten opptrådte som regel kortvokst, men i skrått langsgående forsenkninger i berget kunne den bli opp mot 1 m lang og med 100% dekning. Innimellom *Juncus* ble det også registrert småblærerot (*Utricularia minor*) og levermoser (mest *Nardia compressa*).

Kortskuddsvegetasjonen var velutviklet i en sone innenfor *Juncus*-såtene (kan sikkert også finnes lengre ut på egnet substrat) med rikelig av mykt brasmegras (*Isoëtes setacea*) og sylblad (*Subularia aquatica*), sistnevnte riktignok nesten fraværende i 1989. På stein fantes også levermoser og *Fontinalis antipyretica*. Flytebladsvegetasjonen var representert ved flere store kolonier av flôtgras (*Sparganium angustifolium*), som også forekom spredt ellers med undervannsskudd.

Terskelbasseng 2: Reimarmoen I (ved Drengsøy)

Generelt: Dette terskelbassenget er undersøkt i øvre del der elva går i små stryk, dvs. utenfor influenssonen av terskelen nedenfor. På oversiden (ved Drengsøy) var det en naturlig terskel (svaberg) med foss nedenfor. Substratet var rullestein, til dels stor stein med noe sand innimellom, uten mudderlag. I en liten bakevje nedstrøms fossen var det sand og grus-sediment. Undersøkt 24.8.88.

Vannvegetasjon: Velutviklet mosevegetasjon var karakteristisk for området. Steinene hadde påvekst av småflekker til større tuer av levermose (mest *Nardia compressa*), ute mot hovedløpet kunne det være opp til 100% dekning av svartgrønne levermosetepper. Det ble også registrert enkelte strå av krypsiv (*Juncus bulbosus*) og i en liten bakevje med sand/grus var det en liten, sammenhengende bestand av *Juncus*. Dette var den eneste høyere planten som ble registrert på lokaliteten.

Terskelbasseng 1: Bjørnarå

Generelt: Terskelbassenget er nokså vidt, og substratet var overveiende stein med tynt mudderlag. Det går en rygg av finere siltaktig sediment ut fra østsida (kunstig opplagt?). Lokaliteten ble undersøkt og permanent transekt ble etablert/restudert 23.08.88, og 25.07.89 (registrering med båt).

Sumpvegetasjon: En kulturing i øst gikk i nedre del over i en fukteng med engkvein (*Agrostis capillaris*), vassrørkvein (*Calamagrostis canescens*), stjernestarr (*Carex echinata*), slåttestarr (*C. nigra*), sennegras (*C. vesicaria*), sølvbunke (*Deschampsia cespitosa*), tepperot (*Potentilla erecta*) (rikelig), blåtopp (*Molinia caerulea*) (dominerende), finntopp (*Nardus stricta*) og myrfiol (*Viola palustris*). Det var en markert erosjonskant i vannivå.

Vannvegetasjon: Det typiske vegetasjonsbildet på steinbunn var spredt dekning av krypsiv (*Juncus bulbosus*), opp til 50–60 cm høye skudd. Enkelte skudd av småblærerot (*Utricularia minor*), samt enkelte store planter av stivt brasmegras (*Isoetes lacustris*), ble også observert, samt små dotter av levermose, særlig *Nardia compressa*, mest på de mindre steinene. På ryggen av finere sediment var det store bestander av *J. bulbosus* med litt *Utricularia*, dessuten bestander av flôtgras (*Sparganium angustifolium*) og velutviklet kortskuddsvegetasjon med mykt brasmegras (*Isoetes setacea*) og i 1988 også sylblad (*Subularia aquatica*), samt innslag av ferskvannssvampen *Spongilla*.