

NIVA



RAPPORT LNR 4321-2000

Konsekvenser av reguleringsinngrep på vannvegetasjon i elver

Tilgroing av krypsiv
Kunnskapsstatus



Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internet:

www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5008 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-niva

9296 Tromsø
Telefon (47) 77 75 03 00
Telefax (47) 77 75 03 01

Tittel KONSEKVENSER AV REGULERINGSINNGREP PÅ VANNVEGETASJON I ELVER Tilgroing med krypsiv Kunnskapsstatus	Løpenr. (for bestilling) 4321-2000	Dato
	Prosjektnr. Undernr. O-99111	Sider Pris 67
Forfatter(e) Stein W. Johansen Tor Erik Brandrud Marit Mjelde	Fagområde Hydrologi og vassdragsregulering	Distribusjon
	Geografisk område Sør-Norge	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) NVE Vassdragsmiljøprogrammet	Oppdragsreferanse Gry Berg
--	-------------------------------

Sammendrag Rapporten sammenstiller eksisterende data med hensyn på problemvekst av krypsiv i elver. Krypsiv er en vanlig art i Norge med et klart tyngdepunkt på Sør- og Vestlandet. Planten er meget fleksibel i vekst og livsformstrategi, noe som gjør den godt egnet til å vokse i strømmende vann (optimalområde 0,5-1,5m dyp). Store bestander, dominert av såter med langvokste planter som ofte danner overflatematter, omtales som <i>problemvekst</i> . Denne veksten kan dekke store arealer og har uheldige konsekvenser for en rekke brukergrupper. Problemvekst kan også føre til endringer i og eventuelt tap av biologisk mangfold lokalt. Selv om krypsiv lokalt har forholdsvis store forekomster i flere elver, er problemvekst til nå bare registrert på en eller flere lokaliteter i 7 elver; Fotlandsvatn i Bjerkreimvassdraget (Rogaland), Mandalselva (Vest-Agder), Kvina (Vest-Agder), Nidelva (Aust-Agder), Otra (Aust-Agder), Frølandsvatn i Tokkevassdraget (Telemark) og Begna (Buskerud). De to viktigste forutsetningene for problemvekst av krypsiv er høyt CO ₂ -innhold og gunstige hydrologiske forhold. De aller fleste problemområdene med krypsiv finnes på regulerte elveavsnitt og regulering framstår som en viktig faktor for problemvekst av krypsiv i elver. To hovedområder med problemvekst skiller seg ut: terskelbassenger i elver med redusert og utjevnet vannføring og områder nedstrøms utløp kraftverk med utjevnet vannføring. Av totalt 17 problemlokaliteter tilhørte 14 de to nevnte kategoriene. Perioder med gunstig klima i form av reduserte flommer og milde vintre med mye nedbør og liten eller manglende islegging, vil på samme måte som regulering føre til mindre erosjon og slitasje på plantene. Tilvekst og årsvekst av krypsiv kan være like stor i uregulerte og regulerte vassdrag. Problemvekstområdene skiller seg først og fremst ut ved mangelen på avgang av plantebiomasse. Vi har derfor i de siste årene med milde vintre på Sørlandet sett økt utbredelse av krypsiv også i uregulerte eller lite regulerte vassdrag.
--

Fire norske emneord 1. Regulerte elver 2. Krypsiv 3. Tilgroing 4. Vekstfaktorer	Fire engelske emneord 1. Regulated Rivers 2. Juncus supinus 3. nuisance growth 4. growth factors
---	--

Stein W. Johansen
Stein W. Johansen
Prosjektleder

Dag Berge
Dag Berge
Forskningsleder

Nils Roar Sælthun
Nils Roar Sælthun
Forskningssjef

KONSEKVENSER AV REGULERINGSSINNGREP PÅ VANNVEGETASJON I ELVER

Tilgroing med krypsiv

Kunnskapsstatus

Prosjektleder: Stein W. Johansen
Medarbeidere: Tor Erik Brandrud
Marit Mjelde

Forord

NIVA søkte i 1997 NVE Vassdragsmiljøprogrammet om midler til prosjektet "Konsekvenser av reguleringsinngrep på vannvegetasjon i elver: Tilgroing med krypsiv og biologisk mangfold. En Kunnskapsstatus." Fra og med 1999 fikk NIVA midler til deler av prosjektet og det ble derfor lagt vekt på å lage en kunnskapsstatus for vekst og forekomst av krypsiv i regulerte vassdrag.

Det ble forutsatt å basere seg på allerede innsamlet materiale samt rapporter og annet skriftlig materiale frem til og med 1999. Det skulle ikke gjøres nye undersøkelser.

I forbindelse med forprosjektet "Krypsiv i Sørlandsvassdrag" har imidlertid interessen for krypsiv økt markert det siste året. Vi synes derfor det har vært nødvendig også å ta med en del data fra 2000-sesongen for å få en mest mulig oppdatert versjon av dagens kunnskap. Det er i denne forbindelse brukt data fra pågående kalkingsovervåkning (DN) og overvåkning av langtransportert forurenset luft og nedbør (SFT). Data fra DNMI og NVE er også innhentet så langt data er tilgjengelig.

På NIVA har Stein W. Johansen vært prosjektleder med Marit Mjelde og Tor-Erik Brandrud (NINA fra juli 1999) som medarbeidere. Alle tre har bidratt med sine elementer til den endelige rapporten.

Oslo, november 2000

Stein W. Johansen

Innhold

Sammendrag	6
1. Innledning	8
1.1 Bakgrunn	8
1.2 Formål	8
2. Vassdragsregulering	8
2.1 Hovedtyper av hydrologiske endringer i elver	8
2.2 Vannplanter som kan forårsake uønsket vekst i elver	9
3. Krypsiv (<i>Juncus supinus</i>)	11
3.1 Beskrivelse av planten	11
3.1.1 Generelt	11
3.1.2 Lengdevekst	12
3.2 Geografisk utbredelse i Norge	12
3.3 Generelle miljøkrav	13
3.3.1 Klima, hydrologi og substrat	13
3.3.2 Vannkjemi	14
3.3.3 Elementinnhold	15
4. Forekomst og vekst av krypsiv i elver	16
4.1 Generell forekomst	16
4.2 Problemvekst	16
4.2.1 Ulike vekstformer og definisjon av problemvekst	16
4.2.2 Hvordan karakteriseres problemveksten	18
4.2.3 Elver med problemvekst	19
5. Årsak til problemvekst	20
5.1 Innledning	20
5.2 Naturlige, klimarelaterte svingninger	20
5.3 Forsuring og kalking	21
5.4 Eutrofiering (økt næringssaltbelastning)	21
5.5 Vassdragsregulering	22
5.5.1 Uregulerte områder	22
5.5.2 Problemområder	22
5.5.3 Tidsutvikling i tilgroingsområder	24
5.6 Eksempler på problemområder	25
5.6.1 Terskelbasseng i Otra	25
5.6.2 Områder nedstrøms utløp kraftverk i Mandalselva	27
5.7 Sammenfatning	28
6. Forholdene i Mandalselva og Tovdalselva i perioden 1980-2000	29
6.1 Vekst av krypsiv i Mandalselva og Tovdalselva	29
6.2 Naturlige, klimarelaterte svingninger	30
6.3 Forsuring og kalking	36

6.4 Eurofiering (økt næringssaltbelastning)	37
6.5 Vassdragsregulering (endret hydrologisk regime)	39
6.6 Sammenfatning	39
7. Tiltak mot krypsiv	40
7.1 Tiltak mot problemvekst	40
7.1.1 Forslag til tiltaksplan	41
7.2 Mekanisk fjerning med slåmaskin	41
7.2.1 Erfaringer fra Mandalselva	41
7.2.2 Erfaringer fra Otra	42
7.2.3 Konklusjoner	43
7.3 Rensking med gravemaskin og hjullaster (Aksjon Venneslafjord 1997)	43
7.4 Manuell rensking	44
7.5 Manipulering med vannføring – innfrysing og spyleflommer	45
7.5.1 Erfaringer fra Otra	45
8. Referanser	46
9. Øvrig litteratur om krypsiv	53
Vedlegg A. Problemvekstformene, detaljbeskrivelse	56
Vedlegg B. Problemvekst i innsjøer	59
Vedlegg C. Vekstforsøk med ulike kalkdoser	61
Vedlegg D. Forekomst av krypsiv i elver	63
Vedlegg E. Krypsiv i elver fordelt på fylker	67

Sammendrag

Rapporten sammenstiller eksisterende data med hensyn på problemvekst av krypsiv i elver.

Krypsiv er en vanlig art i Norge med et klart tyngdepunkt på Sør- og Vestlandet. Planten er meget fleksibel i vekst og livsformstrategi, noe som gjør den godt egnet til å vokse i strømmende vann. Skuddene kan ha svært stor lengdevest i vann ved at det adderes nye årsskudd fra bladhjørnene på gamle skudd. Under ekstreme betingelser kan skuddvasene nå vannoverflata fra 2.5-3m dyp. I rennende vann er optimalområdet for krypsivvekst 0.5-1.5m dyp. Krypsiv har generelt lave næringskrav og trives i utpreget næringsfattige vassdrag. Siden planten ikke bruker bikarbonat som karbon-kilde, er den avhengig av CO₂ for fotosyntese. Tilgang på CO₂ er derfor vekstbegrensende for vannformer av krypsiv. I sure og forsurede vannforekomster vil CO₂ være den primære karbonkilden slik at krypsiv normalt vil kunne trives godt og vinne konkurransen mot andre langskuddsplanter som vanligvis er bikarbonat-brukere.

Store bestander, dominert av såter med langvokste planter som ofte danner overflatematter, omtales som *problemvekst*. Denne veksten kan dekke store arealer og har uheldige konsekvenser for en rekke brukergrupper. Problemvekst kan også føre til endringer i og eventuelt tap av biologisk mangfold lokalt.

Selv om krypsiv lokalt har forholdsvis store forekomster i flere elver er problemvekst til nå bare registrert på en eller flere lokaliteter i 7 elver; Fotlandsvatn i Bjerkreimvassdraget (Rogaland), Mandalselva (Vest-Agder), Kvina (Vest-Agder), Nidelva (Aust-Agder), Otra (Aust-Agder), Frølandsvatn i Tokkevassdraget (Telemark) og Begna (Buskerud). Med unntak av Begna ligger alle problemvassdragene på Sørlandet og søndre del av Vestlandet.

Alle vassdragene som har problemvekst av krypsiv, har i de siste 20-40 år hatt en kraftig tilgroing. I denne perioden har vassdragene vært utsatt for relativt betydelige, antropogene påvirkninger, ofte av flere påvirkningsfaktorer samtidig.

De to viktigste forutsetningene for problemvekst av krypsiv er høyt CO₂-innhold og gunstige hydrologiske forhold.

De aller fleste problemområdene med krypsiv finnes på regulerte elveavsnitt og regulering framstår som en viktig faktor for problemvekst av krypsiv i elver. *To hovedområder med problemvekst skiller seg ut: terskelbassenger i elver med redusert og utjevnet vannføring og områder nedstrøms utløp kraftverk med utjevnet vannføring.* Av totalt 17 problemlokaliteter tilhørte 14 de to nevnte kategoriene. Dette er i tråd med tidligere undersøkelser som viser problemer med annen vannvegetasjon (først og fremst langskuddsplanter) i regulerte elver utenfor de forsurete områdene. Så selv om reguleringene på Sør- og Vestlandet er gunstig for flere arter, er det bare krypsiv som kan danne slike langstrakte såter og bestander i sure og forsurete områder.

Både terskelbassengene og områdene nedstrøms utløp kraftverk får stabilisert vannstand og vannføring med påfølgende økt akkumulering av finmateriale. I områder like nedstrøms utløp kraftverk vil også isforholdene være dårlige eller fraværende slik at iserosjon er minimal. Manglende isdekke fører også til gunstigere lysforhold for plantene. Reguleringen fører til mindre erosjon og slitasje i plantebestandene, dvs. at krypsivsåtene får anledning til å vokse seg store og omfangsrike ved å addere nye årsskudd til de gamle over en årrekke uten å bli satt tilbake av mekanisk stress. Jo større og tettere bestandene blir, jo vanskeligere er det å få revet opp plantene ved flom eller isskuring.

Perioder med gunstig klima i form av reduserte flommer og milde vintre med mye nedbør og liten eller manglende islegging, vil på samme måte som regulering føre til mindre erosjon og slitasje på plantene. Vi har derfor i de siste årene med milde vintre på Sørlandet sett økt utbredelse av krypsiv også i uregulerte eller lite regulerte vassdrag.

En økning av CO₂-innholdet, enten på grunn av forsurening av lokaliteter med et visst kalknivå (som i innsjøer i Nederland) eller kalking i svært kalkfattige områder (innsjøer på Sør-Vestlandet) kan være en medvirkende årsak til etablering av massebestander av krypsiv i enkelte elver med gunstige hydrologiske forhold. Imidlertid er det ikke forventet økt krypsivvekst i forbindelse med kalking av elver når det benyttes dosereralking, som hindrer både overkalking og reforsuring.

En sammenligning av forholdene i Mandalselva og Tovdalselva i perioden 1980-2000, viser at den vesentlige faktoren som skiller disse vassdragene er omfanget av reguleringsinngrep. Både eventuelle naturlige klimarelaterte svingninger i nedbør og temperatur, forsurening og kalking og eventuelle påvirkninger av økte næringstilførsler synes å virke likt i de to vassdragene. Etter at en startet vekstmålinger på årsskudd av krypsiv, har årsveksten vært tilnærmet like god i begge vassdragene. Reguleringsinngrepene i Mandalselva sørger imidlertid for at naturens egne reguleringsmekanismer overfor plantevekst i elveløpet blir kraftig redusert. Tap av plantebiomasse blir over tid mindre i reguleringspåvirkede elveavsnitt.

Klimarelaterte svingninger i nedbør og temperatur ser ut til å ha virket gunstig i hele perioden etter den kalde viteren i 1996 i begge vassdrag. Milde vintre med mye nedbør har sørget for lite tap av planter også i deler av Tovdalselva som ikke er regulert. Det er også 8 år siden den siste store flommen i vassdragene. Kalkingen kan ha indirekte stimulert veksten av krypsiv i vassdragene ved at tilførsel av sur nedbør sørger for lokal reforsuring på enkelte lokaliteter. Et mildt nedbørrikt klima vil derfor være årsaksfaktor nummer 2 etter regulering for fremvekst av krypsiv i Sørlandsvassdragene. En må forvente at den klimarelaterte fremveksten av krypsiv vil gå dramatisk tilbake dersom perioder med kalde nedbørfattige vintre igjen får virke.

Ut fra erfaringene fra ulike tiltak for å redusere krypsiv-veksten i Sørlandsvassdragene på 90-tallet kan en stille opp følgende liste over realistiske bekjempningsmetoder:

- 1) mekanisk fjerning (slåmaskin, gravemaskin),
- 2) manuell rensking,
- 3) spyleflommer
- 4) innfrysning ved lav vintervannføring.

Det understrekes at alle disse tiltakene, enten brukt alene eller i kombinasjon, krever *regelmessig gjentagelse* og oppfølging hvis krypsivet skal holdes nede. Man kan da tenke seg følgende strategi:

- 1) **starttiltak/basistiltak** (fjerne store deler av krypsiv, torvmose og mudder som er akkumulert over mange år, f.eks. ved slåmaskin, gravemaskin),
- 2) **etterrensk** (fjerne siste rester av krypsiv f.eks. ved spyleflom, kombinert med manuell rensking)
- 3) **oppfølgende tiltak** (benytte naturens egne metoder til å holde bestandene nede ved f.eks. innfrysning/isingang kombinert med spyleflom hver 2. eller 3. år).

1. Innledning

1.1 Bakgrunn

De største endringene i vannvegetasjonen som er registrert i norske, regulerte vassdrag skyldes framveksten av problemlantplanten krypsiv (*Juncus bulbosus* = *J. supinus*). Dette er en flerårig plante som kan bli opp til 3m lang, og som kan danne kompakte bestander på stilleflytende elvestrekninger. Planten har et tyngdepunkt i sørlige og vestlige kyststrøk, og det er også her den i hovedsak danner problemvekst.

NIVA har tidligere foretatt omfattende undersøkelser av krypsiv i Otra, Mandalselva og Ekso (Hvoslef 1986, Rørslett 1986, 1987, Rørslett m.fl 1990, Johansen 1993, Brandrud og Johansen 1997, Brandrud m.fl. 1992), samt spredte registreringer i andre vassdrag med kraftig krypsivvekst. Det er foretatt en rekke undersøkelser av kalkede innsjøer med problemvekst av krypsiv (Sørvestlandet) (bl.a. Roelofs et al. 1994). Dessuten er det foretatt ulike vekstforsøk for bl.a. å belyse vekstbegrensende faktorer (Brandrud og Rørslett 1988, Rørslett 1991, Brandrud og Johansen 1992, Brandrud 2000).

På bakgrunn av overnevnte studier har NIVA etterhvert dannet seg et bilde av hvor problemvekst oppstår og årsaker til problemveksten, herunder betydningen av ulike reguleringsinngrep (bl.a. Rørslett 1989). De seineste årene er det også samlet endel erfaring med hensyn til ulike bekjempningstiltak (Rørslett 1991, 1997, Moe 1997, Brandrud og Johansen 1997, Brandrud 1999c, Johansen 1999). NIVA har også opparbeidet en populasjonsbiologisk kunnskap om krypsiv i forbindelse med kalking i både innsjøer og elver.

1.2 Formål

Formålet med det foreliggende prosjektet har vært å:

- sammenstille eksisterende data med hensyn på problemvekst av krypsiv i regulerte elver
- kartlegging av problemomfang (typer av vassdrag, typer av biotoper) og karakterisering av problemvekst
- vurdere årsaker til økt vekst (mekanismer, påvirkningsfaktorer)
- sammenstille og evaluere vegetasjonsbekjempende tiltak
- Utarbeide en oppdatert oversikt over tilgjengelig litteratur omkring krypsiv.

2. Vassdragsregulering

2.1 Hovedtyper av hydrologiske endringer i elver

Norske vassdrag utmerker seg ved å ha store variasjoner i vannføring gjennom året (Otnes og Ræstad 1978). Selv om tilgroing i rennende vann skjer etter de samme prinsipper som i innsjøer, vil prosessen i elver være mer ustabil og starte på nytt etter perioder med erosjon (isskuring, flomepisoder, o.l.) (Rørslett 1989). Vassdragsreguleringer kan på ulike måter endre såvel variasjonsbredde som variasjonsmønster for vannføring i de berørte elvestrekningene (tabell 1), og derigjennom forholdene for vannvegetasjonen.

Tabell 1. Skjematisk framstilling av hovedtyper av hydrologiske endringer i elver (fra Rørslett 1989). Forklaring: 0: ingen endring, +: økning, -: reduksjon

Type	Vann-stand	Vann-føring	Sommer-vannf.	Vinter-vannf.	Is	Flom-frekvens
Oppstrøms dam elvekraftverk	+	0	0	0	±	0
Mellom inntak og utløp kraftverk	-	-	-	-	-	-
Nedstrøms utløp kraftverk	0	0	-	+	-	-
Minstevannføringsstrekning m. terskler	+	-	+	+	±?	-
Minstevannføringsstrekning u. terskler	-	-	-	-	-	-

Tidligere kunnskap viser at økt vintervannføring i kombinasjon med utjevnet eller redusert sommer-vannføring fører til økt forekomst av undervannsvegetasjon (Rørslett 1989). Økt vintervannføring innebærer redusert eller manglende isdekke, som fører til mindre erosjon på planter og sediment. Manglende isdekke fører også til gunstigere lysforhold for plantene. Redusert sommervannføring betyr lavere strømhastighet og dermed mindre mekanisk belastning i planteveksten ute i elva. Naturforholdene (substrat, vannkvalitet) må i tillegg være gunstige for at slik vegetasjon skal kunne øke til problemskapende nivå. Dessuten må arter som tåler stress og forstyrrelse, f.eks. langskuddsplanter, være tilstede i vassdraget.

2.2 Vannplanter som kan forårsake uønsket vekst i elver

Basert på gjennomgang av tilgjengelig litteratur, befaringer og innsendte planteprøver gir Rørslett (1989) følgende oversikt over arter som kan være problemskapende i elver:

- oppslag av krattskog og buskas
- elvesnelle (*Equisetum fluviatile*) (helofyttplante)
- flaskestarr (*Carex rostrata*) (helofyttplante)
- flotgras (*Sparganium angustifolium*) (flytebladsplante)
- krypsiv (*Juncus supinus*, tidl. *Juncus bulbosus*)
- andre langskuddsplanter (*Ranunculus*, *Myriophyllum*, *Potamogeton*, *Callitriche*, *Elodea*)
- ulike vannmoser, særlig elvemose (*Fontinalis*)
- trådformete alger, særlig grønnalger (*Microspora*)

Oppslag av krattskog i mer eller mindre tørrlagte elver er omtalt av bl.a. Nilsson (1979, 1984), Andersen (1983) og Andersen og Fremstad (1986) og tilgroingen er en direkte følge av redusert vannføring. Tilgroing med helofyttvegetasjon kan skje under betingelser der utjevnet eller redusert vannføring er framtreddende (Rørslett 1976, Hvoslef og Mjelde 1983, Andersen og Fremstad 1986, Mjelde 1987). Vannplantene som er omtalt som mulige problemarter omfatter alle de vanligste langskuddsplantene i elver (se Rørslett m.fl. 1989). De fleste artene har flerårige, meterlange, rikt forgreinete skuddsystemer. Disse er imidlertid avhengige av et visst minimum av bikarbonat (varierer fra art til art) og er derfor svært sjeldne i forsurete områder. Av arter som er avhengig av CO₂ er det bare krypsiv som kan danne slike lange og forgreinete skuddsystemer under vann.

Nedenfor er gitt eksempler på tilgroing i elver hvor andre arter enn krypsiv er involvert. Det er meget sjelden at tilgroing med disse vannplantene er rapportert å skape problemer for bruk av vassdragene.

Vanlig tusenblad (*Myriophyllum alterniflorum*) er et eksempel på en vanlig art som enkelte steder på Østlandet har hatt en tilgroing de seineste 20-30 årene (f.eks. Lesjaleirene, Brandrud & Mjelde 1996; Glomma i Hedmark, Hessen m. fl. 1992, Rørslett m. fl. 1996); Hallingdalselva, Brandrud m. fl. 1992; innløp i Seljordsvatnet, Johansen m. fl. 1991). Men ingen steder er denne tilgroingen av en tetthet og arealmessig omfang som kan kalles problematisk. Denne arten er forøvrig som de fleste

langskuddsplanter forsurningsfølsom, og har hatt en tilbakegang på Sør- og Sørvestlandet slik at den i dag er forsvunnet eller er meget sjelden i elvene i denne regionen (jfr. Brandrud & Mjelde 1993, Brandrud m. fl. 1999, Brandrud 2000).

Klovasshår (*Callitriche hamulata*) er et eksempel på en annen langskuddsplante som har stått for en tilgroing i enkelte vassdrag. Men denne skiller seg fra de fleste andre elveplantene ved at den har et vestlig tyngdepunkt, og at tilgroingen primært er registrert på Vestlandet, bl.a. med omfattende og problematisk tilgroing i gjennomstrømningsområder av Hafslovatnet i Sogn & Fjordane (Mjelde m. fl. 1992, Mjelde & Brandrud 1994).

Ofte er tilgroing forårsaket av flere arter som danner blandingsbestand. Dette er særlig typisk for de litt rikere elvene på indre Østlandet og enkelte steder i Nord-Norge der flere langskuddsplanter opptrer vanlig og på de samme, stilleflytende partiene (f.eks. Lesjaleirene, Brandrud & Mjelde 1996, Børselva, Aanes og Mjelde 1999). Her kan tilgroingen ”kollektivt” være forårsaket av arter som f.eks. tusenblad, stor vassoleie (*Ranunculus peltatus*), klovasshår (*Callitriche hamulata*), tjønnaks-arter (*Potamogeton* spp.) og kransalgen *Nitella opaca/flexilis*.

Det finnes også tilgroingsplanter med andre karaktertrekk. Først og fremst gjelder dette flótgras (*Sparganium angustifolium*) som ikke er en langskuddsplante og ikke har flerårige, grønne skudd (over sedimentet) og vasspest (*Elodea canadensis*) som er en nylig introdusert art under rask spredning.

Flótgras er en meget vanlig elveplante på stilleflytende strekninger med sedimentasjon av finmateriale. Den danner lange, trådsmale skudd med flyteblader som visner ned om høsten. Planten står for en betydelig tilgroing i endel ione- og næringsfattige elver, men siden skuddene er tynne og ugreinete og danner relativt glisne bestander som visner ned på høsten, blir denne sjelden sett på som en problemløst plante (jfr. Otra, Rørslett m. fl. 1990, Brandrud & Johansen 1992). Skuddtettheten varierer forøvrig mye fra år til år, og planten er nesten ikke synlig i år med høy vannføring (jfr. bl.a. Brandrud m. fl. 1992 fra Ekso). I henhold til en spørreundersøkelse NIVA utførte i 1989, var flótgras en av de hyppigst nevnte tilgroingsplantene i tillegg til krypsiv (Rørslett 1989). I Nitelva er det registrert tilgroing med den nærstående men større, sjeldnere og mer krevende arten stautpiggnopp (*Sparganium emersum*) (Brandrud m. fl. 1989).

Vasspest er et kapittel for seg, og det har foregått omfattende undersøkelser og overvåking av utvikling av denne problemløst planten siden den begynte å spre seg for alvor i Norge på 1970-tallet (jfr. bl.a. Berge m. fl. 1983, Mjelde 1997a, Brandrud & Mjelde 1999). Problemvekst med vasspest er primært knyttet til innsjøer. I elver er tilgroing registrert først og fremst i bakloner og evjer i Drammenselva (Mjelde & Hvoslef 1985), samt i noen grad i Sandvikselva-Lommedalselva (Mjelde 1997a). Forøvrig er det registrert omfattende problemvekst i kroksjøene Juveren og Synneren i tilknytning til Storelva på Ringerike (Brandrud 1998c)

Med hensyn på generell tilgroing i vassdrag bør det også nevnes *kantvegetasjon*, dvs. ”sivbelter” med overvannsvegetasjon (helofytter) som mange steder danner brede belter langs stilleflytende elver med finpartikulært sediment. De fleste vanlige kantartene/helofyttene som elvesnelle (*Equisetum fluviatile*), flaskestarr (*Carex rostrata*) og kvasstarr (*C. acuta*) har mange steder stått for en omfattende tilgroing som gjerne er sett i sammenheng med kraftig eutrofiering, regulering og/eller opphørt beite og andre endringer i kulturlandskapet (Brandrud m. fl. 1989, Brandrud & Aagaard 1997, Brandrud 1998c, Aanes og Mjelde 1999).

3. Krypsiv (*Juncus supinus*)

3.1 Beskrivelse av planten

3.1.1 Generelt

Krypsiv er en amfibisk, flerårig, grasaktig plante med sterkt varierende utseende og størrelse, fra 5cm høye rosettplanter på land til 3m lange, sammenflettede skuddvaser i vann. Skuddene kan ha svært stor lengdevekst i vann, ved at det adderes nye årsskudd fra bladhjørnene på gamle skudd (figur 1). Under ekstreme betingelser kan skuddvasene nå vannoverflaten fra 2.5-3 meters dyp, noe som gjør denne til en av de aller største ikke-forvedete plantene i norsk flora.



Figur 1. Krypsiv (*Juncus supinus*). A: rosettplante. B: plante med lange vertikale skudd.

Planten er meget fleksibel i vekst og livsformstrategi, bl.a. med rotslående utløpere, som gjør den godt egnet til å vokse i relativt hurtigstrømmende vann. Men den greier seg også godt i helt beskyttede innsjøbukter på torv eller dyaktig substrat.

Krypsiv utgjør et artskompleks med to underarter som er meget vanskelig å skille når de vokser vegetativt i vann: krypsiv i snever forstand (*Juncus supinus* subsp. *supinus*) og dysiv (*J. supinus* subsp. *nigritellus*) (Lid & Lid 1994). Disse underartene vil i det følgende bli behandlet under étt, som hovedarten *Juncus supinus* (i tidligere undersøkelser omtalt som *Juncus bulbosus*).

3.1.2 Lengdevekst

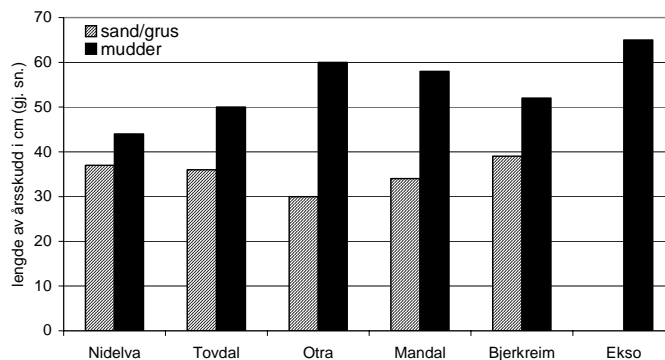
Lengde av årsskudd er vurdert som den parameteren som best reflekterer krypsivets vekst og vitalitet, og er benyttet i ulike overvåkingssammenhenger (Rørslett m.fl. 1990, Brandrud og Johansen 1997, Brandrud 1999a,b). Årsvæksten varierer mye fra plante til plante. Eldre, stagnerende planter kan være helt uten årsskudd, mens lange årsskudd kan skyte fra planter i kanten eller i åpninger i bestandene. De mest frodige og lange årsskuddene kommer fra basale rosetter i sedimentet, eller fra bladhjørnene på de nedre skuddsegmentene (figur 1). Ofte kan en finne mosaikkstrukturer der enkelte såter er gamle og stagnerende nesten helt uten årsskudd, mens andre er unge og i god vekst.

Optimalområdet for submers krypsivvekst, med stor årsvækst og kraftige plantesåter, er i elver knyttet til dybdesonen 50-150cm (Rørslett m.fl. 1990). Svært ofte stopper krypsivbestandene i marbakken mot strømløpet (Rørslett m.fl. 1990, Brandrud og Johansen 1997). I innsjøer kan kraftig vekst nå helt ned til 3m, og spredte planter eller mindre bestander ned til 4-5m dyp.

I elver er årsvæksten på gunstige lokaliteter normalt 45-65 cm (figur 2), mens den på enkeltlokaliteter under ikke-naturlige betingelser kan være opp i 70-80 cm (Rørslett m.fl. 1990). Det er her stor forskjell på lengde av årsskudd på spesielt stilleflytende partier med mudderbunn versus mer strømmende partier med sand og grus.

Generelt er den kraftigste årsvæksten registrert i innsjøer, nærmere bestemt i heisjøer med dyaktig mudderbunn på Sørlandet. Her kan årsvæksten i gunstige sesonger nå opp i 1 m. Dette er imidlertid forsurete innsjøer med pH omkring 5.0 (Brandrud m.fl. 1999), og det er grunn til å anta at så lange årsskudd normalt ikke finnes i naturlige, upåvirkete vannforekomster.

Krypsiv årsskudd i elver: ulikt substrat/strøm

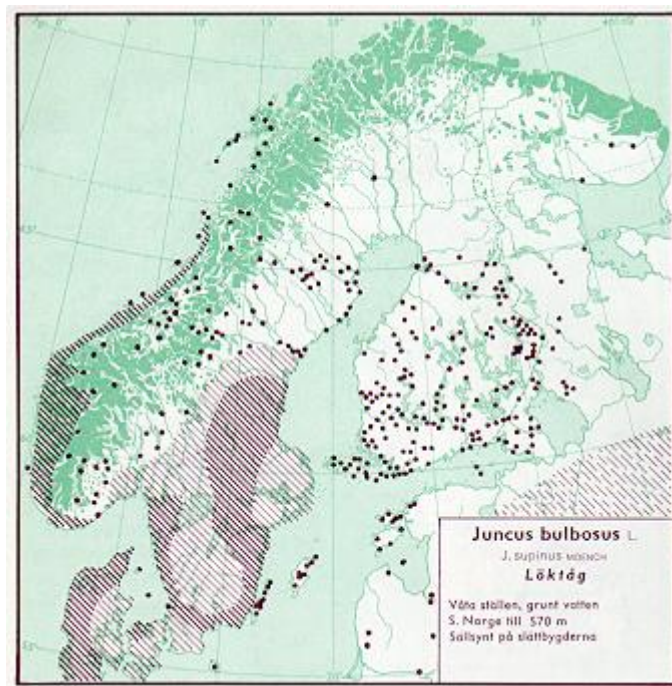


Figur 2. Typisk årsvækst av krypsiv i elver. Årsskuddene på mudder i stilleflytende områder er normalt lengre enn årsskuddene på sand og grus i strømløp. Basert på målinger av de 10 lengste årsskuddene for hver lokalitet. Snittverdier for periodene 1995-98 (Tovdal, Mandal), 1996-98 (Nidelva), 1996-97 (Bjerkreim, Ekso) og 1988-89 (Otra).

3.2 Geografisk utbredelse i Norge

Krypsiv er en typisk kystplante som er registrert langs kysten nord til Nordland, men med et klart tyngdepunkt på Sør- og Vestlandet (figur 3). Den forekommer også spredt i indre strøk på Østlandet. I Hedmark har arten ifølge nyere sammenstillinger spredte forekomster i søndre og midtre deler av fylket (Often m.fl. 1998), mens den i Agder og Vest-Telemark er vanlig langt innover i heiene, hvor den er registrert opp i subalpin (nordboreal) sone, Nedre Sikildalsvatn 1000 m.o.h. (Fægri 1960). På

Vestlandet er arten vanligst i kystområdene, men også her registrert i innsjøer over tregrensa, 500-600 m o.h.



Figur 3. Utbredelse av krypsiv (*Juncus supinus*) i Norden. Etter Hultèn 1971.

3.3 Generelle miljøkrav

De viktigste miljøbetingelsene for krypsiv er sammenstilt i tabell 2. Krypsivet er knyttet til (i) ione- og næringsfattige, mer eller mindre sure vassdrag med (ii) høye CO₂ og ammonium-verdier, (iii) på fortrinnsvis sterkt organisk, dyaktig substrat, (iv) i stille til svaktstrømmende områder, (v) fortrinnsvis i dybdesonen 0,5-1,5 m, (vi) i vintermilde, nedbørrike, oseaniske, nemorale-lavboreale områder.

3.3.1 Klima, hydrologi og substrat

Krypsiv har størst utbredelse i oseaniske, nemorale-lavboreale områder, som er karakterisert med forholdsvis høy nedbør og milde vintre. På Sørlandet kan krypsiv være dominerende også i sørboreal sone.

Krypsiv er frostømfintlig og forsøk har vist at det bare er overflatematter og landformer som ser ut til å tåle endel frost (Brandrud og Johansen 1992). I klimatisk marginale områder finner man arten overveiende som en rein undervannsplante, og arten har trolig i disse områdene en rein vegetativ spredning (ved skuddfragmenter). Planten overlever vinteren som grønne planter på over 1-1.5m dyp, mens plantene på grunt vann dør som følge av innfrysning og mekanisk ødeleggelse ved isgang (Svedäng 1990a).

Planten kan forekomme på svært ulikt substrat i elver, fra mudderbunn i stillestående vann til sand, grus og stein i mer hurtigstrømmende vann. De stilleflytende partiene med mudderbunn har imidlertid klart kraftigere vekst av krypsiv enn de strømmende partiene med sand og grus.

Tabell 2. Skjematisert oversikt over krypsivets preferanser for ulike miljøfaktorer. Basert delvis på empiriske, delvis på eksperimentelle data (se tekst).

Innrammet med heltrukken linje: den delen av gradienten der krypsivet finnes. Middels skyggelegging: del av gradienten der krypsivet ofte er vanlig. Sterkt skyggelegging: del av gradienten der krypsivet ofte dominerer (optimale forhold for denne faktoren).

pH innsjø	< 5,5	5,5-6,0	6,0-6,5	> 6,5
pH i elver	< 5,5	5,5-6,0	6,0-6,5	> 6,5
fosfor ($\mu\text{g/l Tot.-P}$)	< 5	5-10	10-25	> 25
ammonium	meget høy	høy	lav	ingen
CO ₂ ($\mu\text{mol/l}$)	> 200	100-200	10-100	< 10
substrat innsjø	dy (organisk)	mudder	sand/grus	stein
substrat elv	dy (organisk)	mudder	sand/grus	stein
strøm (cm/sek)	< 1	1-10	10-50	> 50
sedimentasjon	høy (>1cm/år)	moderat	liten	ingen
dybde innsjø (cm)	< 50	50-150	150-250	> 250
dybde elv (cm)	< 50	50-150	150-250	> 250
frostpåvirkning	ingen	liten*	moderat*	stor
klima/veget.sone	(boreo)nemoral	sørboreal**	mellomboreal	høybor./subalp.
vegetasj.seksjon	oseanisk	svakt oseanisk	svakt kontinent.	kontinentalt

*kun overflatematter og landformer tåler endel frost.

** på Sørlandet kan krypsivet være dominerende også i sørboreal sone

3.3.2 Vannkjemi

Krypsiv er avhengig av CO₂ til fotosyntese, og i motsetning til de fleste kortsukksplantene tar den CO₂ fra vannfasen via bladene. Den kan ikke utnytte HCO₃ fra vannfasen, noe som skiller den fra langskuddsplantene. Planten begunstiges altså av å vokse i en sur vannfase som har høyt CO₂ innhold, samt på sterkt organisk, dyaktig sediment. Tilgangen på karbondioksyd er således primært vekstbegrensende for vannformer av krypsiv, og laboratoriedata og felteksperimenter har vist at kraftig vekst av krypsiv er avhengig av høye verdier av CO₂ (Roelofs et al. 1994). I kalkfattige lokaliteter, med nærmest CO₂-frie sedimenter, vil forsuring føre til en generell reduksjon av vannplantene på grunn av karbondioksid-mangel. Dette er bl.a. årsaken til at forsuring ikke har medført samme kraftige vekst av krypsiv i kalkfattige, norske områder som man har observert i nederlandske innsjøer med svakt kalkrike sedimenter (Roelofs et al. 1994, Lucassen et al. 1996).

Arten er vist å kunne vokse ved forholdsvis lite lys og lave temperaturer i innsjøer (Svedäng 1990b), noe som muliggjør vekst i perioder med forholdsvis høye CO₂-nivåer.

Krypsiv har generelt lave næringskrav og trives i utpreget næringsfattige vassdrag, og tilhører standard-inventaret i ultraoligotrofe innsjøer og elver (Rørslett 1987, Rørslett m.fl. 1990). Krypsiv tar mye av næringen fra vannfasen (Roelofs et al. 1984) og friskt grønne krypsivplanter kan greie seg flere år uten kontakt med sedimentet. Innholdet av fosfor er usedvanlig lavt i krypsiv (tabell 3) (Rørslett m.fl. 1990), noe som indikerer at fosfor normalt ikke er vekstbegrensende for denne arten (Roelofs et al. 1994).

Krypsiv kan utnytte ammonium (NH₄) som nitrogen-kilde istedenfor nitrat (NO₃), og laboratorieforsøk viser at den kraftigste veksten av krypsiv fås når det er høye verdier av både karbondioksyd (CO₂) og ammonium (NH₄) i vannfasen (Schuurkes et al. 1987).

3.3.3 Elementinnhold

Generelt sett gir fosforinnhold på mindre enn 0.13% redusert vekst for vannplanter, mens 1.3% er et kritisk nivå for nitrogen (Gerloff & Kromholz 1966).

I de fleste lokalitetene listet opp i tabell 3 har krypsivplantene et fosforinnhold som er over nivået for optimal vekst. Undersøkelser i SV-Norge viste et klart lavere fosfornivå i planter fra kalkede innsjøer i forhold til de ukalkede, forsurete innsjøene (Roelofs et al. 1994). Nitrogeninnholdet er langt over kritisk nivå for alle lokalitetene.

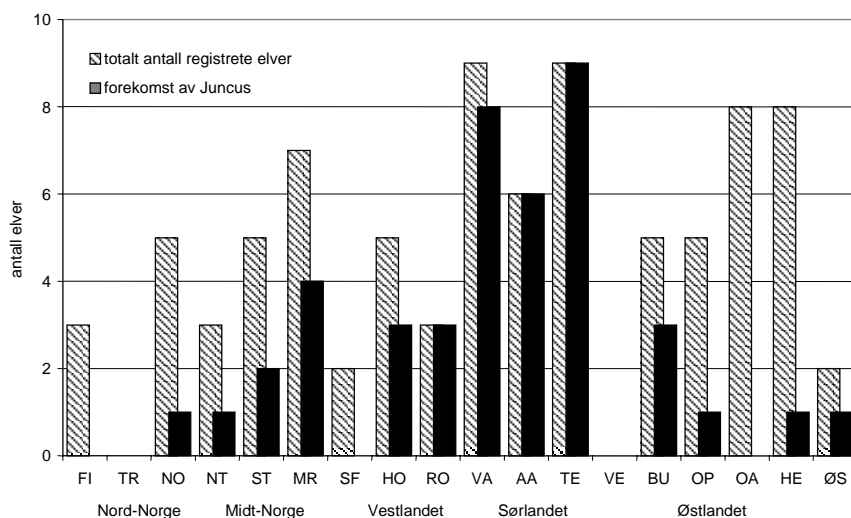
Tabell 3. Elementinnhold i krypsiv. Alle prøvene representerer hele planten (overjordisk del), unntatt Breisjøen hvor bare rosettenes 10 ytterste cm er benyttet. Alle dataene er oppgitt som mg/g tørrvekt.

Lokalitet	tid	FOSFOR		NITROGEN		KARBON		Referanse
		min	max	min	max	min	max	
Elver:								
Otra, Valle	sep-86	1.32	1.69	27	30.3	453	479	Rørslett m.fl. 1990
Otra, Straumefj.	sep-86	0.65	2.17	17	43.3	462	499	Rørslett m.fl. 1990
Otra, Bjørnaråi-Flåren	aug-88	1.04	1.72	25.6	30.3	476	489	Rørslett m.fl. 1990
Otra, Bjørnaråi-Flåren	jul-89	0.80	2.23	21.8	30.4	461	491	Rørslett m.fl. 1990
Tovdal, Ramse	sep-88	0.99	1.09	22.8	24.3	469	491	Rørslett m.fl. 1990
Suldalslågen	feb-88	2.03	3.48	28.8	39.3	481	496	Rørslett m.fl. 1990
Audna, TRY	sep-00	0.70	0.75	20.5	21.4	426	429	Mjelde upubl.
Audna, ØØY	sep-00	1.35	2.02	28.1	30.7	423	429	Mjelde upubl.
Audna, BUH	sep-00	0.72	0.98	20.7	21.9	420	430	Mjelde upubl.
Audna, KOS	sep-00	1.21	1.48	25.6	27.6	397	413	Mjelde upubl.
Innsjøer:								
Tovdal, Tveitvatn	sep-88	1.33	1.69	25.9	27.6	481	488	Rørslett m.fl. 1990
Breisjøen	sep-98	0.78	1.29	26.4	28.2			Lydersen m.fl. 2000
Brøbørvatn	sep-86	1.43	1.68	24.1	28.3	475	492	Rørslett m.fl. 1990
forsurete innsjøer (10 lok.)	aug-93	1.98	3.84	13.8	18			Roelofs et al. 1994
kalkete innsjøer (6 lok.)	aug-93	0.56	1.43	12.4	17.9			Roelofs et al. 1994

4. Forekomst og vekst av krypsiv i elver

4.1 Generell forekomst

I ulike sammenhenger er det foretatt registreringer av vannvegetasjonen i elver. Basert på disse dataene har vi foretatt en sammenstilling av totalt 85 elver spredt over hele landet. Krypsiv ble registrert i 43 av disse elvene, med tyngdepunkt på Sørlandet og søndre del av Vestlandet (figur 4). I disse områdene er planten vidt utbredt i rennende vann og har alltid forekommet og vært vanlig. Den er imidlertid ikke tidligere blitt beskrevet så massivt dominerende som den stedvis framtrer i dag (Braarud & Aalen 1938, Kvifte 1941, Andersen 1952).



Figur 4. Antall elver med forekomst av krypsiv (*Juncus supinus*). Basert på et datamateriale på 85 elver.

4.2 Problemvekst

4.2.1 Ulike vekstformer og definisjon av problemvekst

På land danner krypsiv små rosettplanter med kortvokste, opprette eller krypende skudd. I vann skiller vi mellom 2 ulike miljøbetingete *vekstformer* av krypsiv:

- Korte-middels lange rosettplanter med kraftige røtter, som tar næring fra sedimentet (figur 1A)
- Planter med lange, vertikale skudd og nesten manglende røtter. Flerårige skudd kan bli opp til 3m lange og danne tette, sammenfiltrede matter i overflaten. (figur 1B)

Veksten av krypsiv i elver kan deles inn i 3 kategorier (tabell 4).

Tabell 4. Ulike kategorier for krypsivvekst i elver.

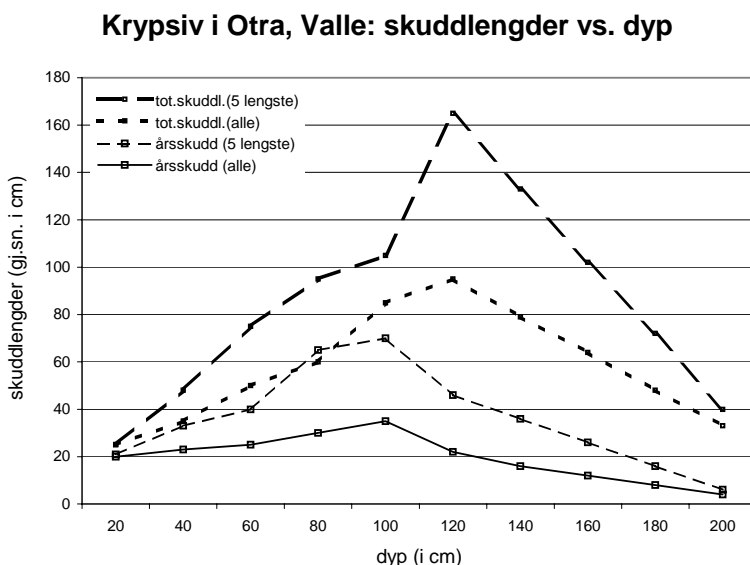
Kategori	Forklaring
1	Sparsomme forekomster eller mindre tuer av kortvokste planter tilhørende <i>vekstform a</i> .
2	Spredte forekomster, lokalt store forekomster i bakevjer/viker, både <i>vekstform a</i> og <i>b</i> er tilstede.
3	Store bestander, dominert av langvokste planter av <i>vekstform b</i> , ofte med overflatematter, dekker store arealer. Denne kraftige veksten omtales som problemvekst (figur 5) og har uheldige konsekvenser for ulike brukergrupper, samt fører til økosystemendringer med tap av biologisk mangfold.



Figur 5. Eksempel på lokalitet med problemvekst. Bilder fra Sveindalområdet i Mandalselva i september 2000.

4.2.2 Hvordan karakteriseres problemveksten

Problemvekst-områdene er karakterisert av en massiv vekst i dybdesonen 0,5-1,5 m (figur 6). I beskyttede områder kan bestandene gå helt inn til land. Krypsivbestandene fyller her gjerne opp hele gruntarealet mellom strømløp og stranda. I problemvekstområder kan dekningen av krypsivbestander bli svært høy, slik at store deler av arealet grunnere enn 1,5m vil være helt tilgrodd med krypsiv (figur 5). Dette er en vegetasjonsdekning som er uvanlig høy for norske elver. I tette, storvokste bestander i Otra er det registrert biomasser opp til $0,5 \text{ kg/m}^2$ tørrvekt (Rørslett m.fl. 1990). I våtvekt tilsvarer dette ca. 2 tonn pr. dekar, og kanskje 4 tonn hvis en tar med døde planterester, detritus og mudder som er akkumulert opp i plantebestandene (Brandrud og Johansen 1997). Dette tilsvarer biomassen i massebestander av vasspest, men er klart lavere enn maksimumsverdier for problembestander av krypsiv i innsjøer (Brandrud 2000).



Figur 6. Lengdevekst av krypsiv i ulike dybdesoner i Otra. Basert på materiale fra 7 terskelbasseng i Valle 1989 (jfr. Rørslett m. fl. 1990).

To hovedvekstformer av problemvekst kan skilles ut (Rørslett m.fl. 1990):

- *Strømløpssåter.* Skråttstilte såter med lange, innvevde fletter nedover i strømrretningen. Såtene er sterkt rødgrønne og uten algebelegg. Årsvæksten er liten, 0-20 cm, men skuddvasene er mange-årige og kan bli opptil 2-3m lange. Såtene akkumulerer sand og silt, og danner som regel sand-dyner. Finnes ofte i en smal sone mellom gruntområder og dypere strømløp.
- *Mudderbunnssåter.* Opprette, ofte kompakte bestander, opp til 1,2-1,5m høye. Såtene er som regel nokså grågrønne i fargen pga. algebelegg og detritus. Årsvækst er liten, 0-30cm, i stagnerende og tette såter, men kan være høy, 60-80cm, i utkanten av såtene. Det er en betydelig mudderakkumulering i såtene og 40-50cm tykke mudder/detritus-lag er registrert.

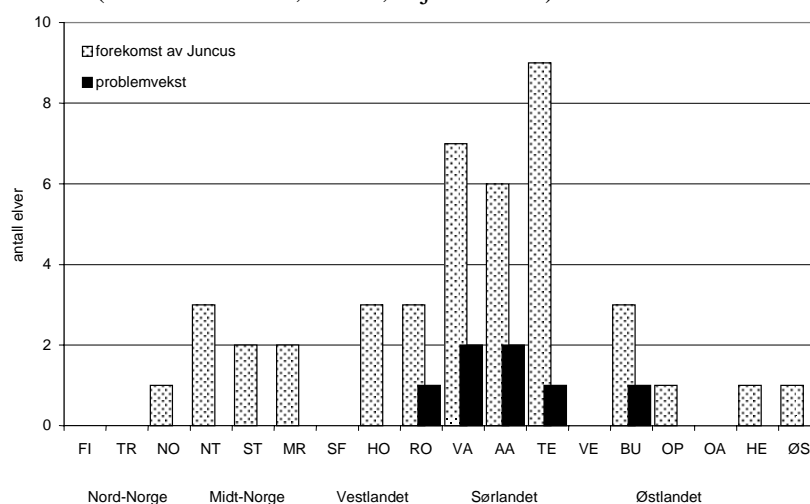
I vedlegg 1 er det gitt en mer utfyllende beskrivelse av de to problemvekstformene.

Selv om det finnes alle overganger mellom disse typene, er de i sin ekstreme form svært ulike i utforming og tilvekst. Strømløpssåtene er saktevoksende, men karakterisert av tildels svært lange og omfangsrrike planter. Mudderbunnssåtene er i unge stadier karakterisert av kraftig tilvekst med mye lengre årsskudd enn strømløpssåtene. Imidlertid er den totale lengdeveksten av disse opprette plantene i større grad begrenset av dybdeforhold, og plantesåtene blir sjelden noe særlig mer enn 1m høye.

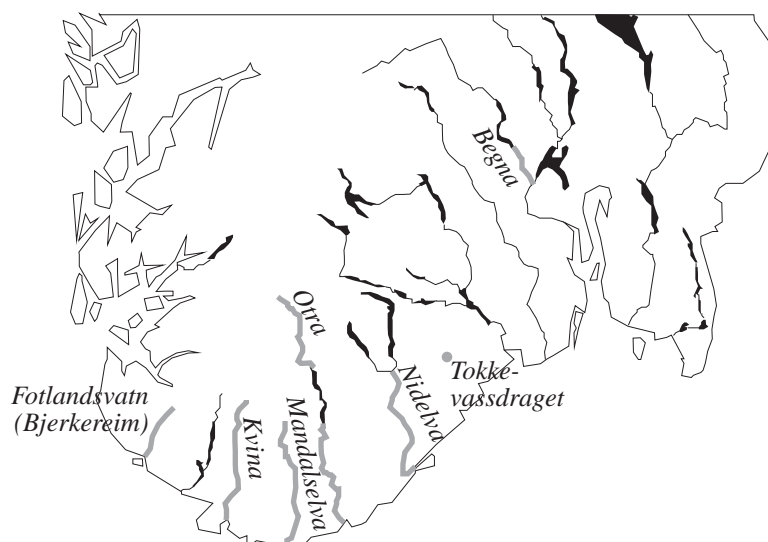
4.2.3 Elver med problemvekst

Selv om krypsiv lokalt har forholdsvis store forekomster i flere elver er problemvekst (kategori 3, se definisjon i kap. 4.2.1) bare registrert på en eller flere lokaliteter i 7 elver (figur 7). Med ett unntak, Begna i Buskerud, ligger alle problemelvene på Sørlandet og søndre del av Vestlandet; Fotlandsvatn i Bjerkreimvassdraget (RO), Mandalselva (VA), Kvina (VA), Nidelva (AA), Otra (AA) og Frølandsvatn i Tokkevassdraget (TE) (figur 8). Tovdalselva representert ved en enkelt lokalitet i Vågsdalsfjorden, er foreløpig ikke plassert inn i denne oversikten.

Av disse vassdragene er problemveksten størst og mest omfattende dokumentert fra Otra (Rørslett 1986, 1987, 1991, Rørslett m.fl. 1990), Mandalsvassdraget (Johansen 1993, Brandrud og Johansen 1997) og delvis Nidelva (Brandrud 1998a, 1999a, Mjelde 2000).



Figur 7. Antall elver med problemvekst av krypsiv (*Juncus supinus*) i forhold til totalt antall elver (43) med registrert forekomst av krypsiv.



Figur 8. Elver med en eller flere lokaliteter med problemvekst av krypsiv (*Juncus supinus*) i Norge. Problemvekst = kategori 3 (etter def. i tabell 4). Oppdatert pr. oktober 2000.

5. Årsak til problemvekst

5.1 Innledning

Alle vassdragene som har problemvekst av krypsiv, har i de siste 20-40 år hatt en kraftig tilgroing. I denne perioden har vassdragene vært utsatt for relativt betydelige, antropogene påvirkninger, ofte av flere påvirkningsfaktorer samtidig.

I samtlige av de omfattende studiene som har vært foretatt i ”problemelvene” (jfr. særlig Rørslett 1987, Rørslett m. fl. 1990, Johansen 1993, Brandrud & Johansen 1997), framtrer én av disse påvirkningsfaktorene, nemlig regulering, som hovedårsaken til problemvekst av krypsiv i elver. I noen tilfeller kan også andre påvirkningsfaktorer ha bidratt til en økt krypsivvekst, men konklusjonen har vært at problemvekst med krypsiv i elver over tid normalt ikke ville kunne ha oppstått uten i tilknytning til bestemte reguleringsinngrep. Dette begrunnes ved at problemvekst i elver kun er registrert etter regulering og i tilknytning til kraftig regulerte elvestrekninger. Tilsvarende problemvekst over tid er til nå ikke registrert i uregulerte elver.

En kan tenke seg følgende, fire mulige faktorer som medvirkende årsak til framveksten av krypsiv i elver de siste 20-40 årene:

- naturlige og klimarelaterte svingninger
- forsuring/kalking
- eutrofiering (økt næringssaltbelastning)
- vassdragsregulering (endret hydrologisk regime)

I denne gjennomgang av de ulike vekstfaktorer er det gjort en generell vurdering basert på konklusjoner i tidligere undersøkelser. I kapittel 6 er det forsøkt å gjøre en sammenligning mellom forholdene i Mandalselva og Tovdalselva fra 1980 og frem til i dag hvor en ser på de samme vekstfaktorer.

5.2 Naturlige, klimarelaterte svingninger

Endringer i lufttemperaturen er en medvirkende faktor til oppvarming og nedkjøling av vannet. Vanntemperaturen er igjen en avgjørende og viktig vekstfaktor for vegetasjonen i elva. Vinterperioden vil normalt være en kritisk periode for plantevekst, og vanntemperaturer nær 0°C og videre underkjøling vil virke stressende og i mange tilfeller direkte ødeleggende på plantene. Mildere vintre reduserer muligheter for isdannelse og begrenser lengder av isperioder. Manglende isdekke fører også til gunstigere lysforhold for plantene om vinteren. Endringer i nedbørsforholdene vil virke direkte inn på avrenningsforholdene og dermed vannføringen på ulike elveavsnitt. I tillegg vil nedbøren ha innvirkning på vanntemperaturen og de vannkjemiske forhold.

I de tidligere undersøkelser omkring krypsiv-vekst i elver har ikke klimarelaterte svingninger og klimatiske forhold blitt trukket frem som hovedforklaring på krypsivekspansjonen og problemveksten. De store undersøkelsene i Otra ble avsluttet før perioden med milde vintre på begynnelsen av 1990-tallet (Rørslett 1987, Rørslett m.fl. 1990). Brandrud (pers. obs.) mener ikke å ha registrert vekstøkninger i krypsivbestander i Otra i perioden 1991-1992. Dette i kontrast til situasjonen i endel (kalkete) innsjøer i sørlandsregionen i samme periode (Brandrud 1996, 2000). I forbindelse med undersøkelsene i Mandalselva i 1993 ble det antydnet at de milde vintrene i den seneste 5-års perioden hadde sørget for en noe økt vintervannføring inklusive flomepisoder og en generell økning av temperaturen i elva som kunne ha gitt allerede etablerte krypsivbestander ekstra gode vekstvilkår (Johansen 1993). Senere er det gjort registreringer både i Mandalselva (Brandrud og Johansen 1997)

og Tovdalselva (Brandrud m.fl. 1999), hvor klimarelaterte svingninger i form av en relativt kald vinter i 1996, har sørget for erosjon og tap av krypsivbestander.

Så langt man kjenner til (gamle) beskrivelser av krypsiv og dens naturlige habitater (Buchenau 1890, Ascherson & Graebner 1902-04, Braarud 1928) så er problemveksten på Sørlandet av en karakter som ikke forekommer i naturlige habitater.

5.3 Forsuring og kalking

Forsuring kan ha ført til framvekst av krypsiv i enkelte tilfeller. Økt forekomst av krypsiv ved forsuring er rapportert bl.a. fra Sverige (Svedäng 1990a) og fra Nederland (Roelofs 1983). I Norge er dette framsatt som en mulig del-forklaring til framveksten av krypsiv i enkelte gjennomstrømningsinnsjøer, som Fotlandsvatnet i Bjerkreim (Vöge 1988, Walseng m.fl. 1997, 1998) og Brøbørvatn i Gjerstadvassdraget (Hindar og Rørslett 1989). Videre er det registrert en framvekst av krypsiv i noen forsurete, svakt brune tjern, f.eks. i Tovdalsvassdraget som antas å være forårsaket av forsuringen (Brandrud m.fl. 1999).

I problemelvene er det derimot ingen korrelasjon mellom forsuring og framvekst av krypsiv. Mandalselva hadde i perioden 1967-1992 årlige middelveier for pH under pH 4,9 og hadde følgelig vært stabilt sur i god tid før perioden med klar framvekst av krypsiv (Johansen 1993). Dessuten er krypsiv langt kraftigere og mer aggressiv i hovedvassdraget enn i den sureste sidegreina Kosåna (Kaste m.fl. 1997, 1998, Drangeid 1984).

De største krypsivområdene finnes i Otra, som er den minst forsurete blant de større elvene på Sørlandet. I Valle-Brokke-området i Otra har pH i problemvekst-perioden ligget i underkant av 6.0, noe som må antas å ligge nær det som er naturlig for denne type elv (Appelberg & Brandrud 2000). Det er heller ikke noen forsuringstrend over tid i vassdraget. Det er ikke påvist noen statistisk endring for pH og ledningsevne i perioden 1972-88 i Otra ved Valle og nedstrøms Brokke (Rørslett 1987, Rørslett m.fl. 1990).

Tovdalselva regnes som et av de aller mest forsuringspregete vassdragene på Sørlandet, helt dominert av forsuringstolerante arter, og med pH < 5.0 på 1970- og 80-tallet (Brandrud m.fl. 1999, SFT 1999). Krypsiv har her langt mindre bestander enn i nabovassdraget Otra. Dessuten viser tidsserier fra enkelte lokaliteter ingen økning i krypsiv i Tovdalselva i perioden 1980-1996 (Næss 1983, Brandrud m.fl. 1999).

Alle problemelvene var så godt som ukalket da den kraftige tilgroingen av krypsiv fant sted på 1970- og 80-tallet, og kalkingen framstår derfor ikke som noen hovedårsak til problemvekst. Foreløpig er det for tidlig å antyde noen klare trender med hensyn på krypsivvekst etter fullkalking av problemvassdrag som Mandalselva og Nidelva. Det kan imidlertid se ut som om kalkingen kan ha ført til en svak vekstøkning i årsskudd av krypsiv (DN-notat 2000-2). I ét tilfelle er kalkingen sannsynligvis årsaken til kraftig tilgroing i en gjennomstrømningsinnsjø (Molaugsvann i Frafjordsvassdraget; Larsen m.fl. 1997)

5.4 Eutrofiering (økt nærings saltbelastning)

Ulike arter innenfor vannvegetasjonen har ulike krav til næringsinnhold, f.eks. er betydningen av et noe forhøyet fosforinnhold dokumentert når det gjelder problemvekst av vasspest i innsjøer (Mjelde 1997a, Brandrud & Mjelde 1999). Næringsfattige lokaliteter har som regel lavere artsantall enn de middels næringsrike og middels kalkrike innsjøene, hvor vi finner den mest artsrike vannvegetasjonen

(Mjelde 1997b). Tilgroing av vannvegetasjon foregår i de fleste vannforekomster, men med generelt størst hastighet i næringsrike lokaliteter.

Krypsiv skiller seg fra mange andre problemplanter ved at den trives best i svært næringsfattig vann, særlig ved svært lave fosforverdier (Rørslett 1987, Rørslett m.fl. 1990) og er lite konkurransedyktig i mer næringsrikt vann. Det er ikke registrert endringer i fosfor- eller nitrogeninnhold i problemvekstområdene i f.eks. Otra (Rørslett 1987, Rørslett m.fl. 1990) eller i Mandalselva (Johansen 1993) som skulle kunne forklare problemveksten.

Undersøkelsene fra Otra nedstrøms Brokke viste at plantene i problemvekstområdene der hadde det laveste N- og P-innholdet, og dermed syntes å være mest næringsstresset (dvs. å ha minst tilgang på næring i forhold til behov). Det ble på dette grunnlag konkludert med at den kraftige veksten her ikke kunne være forårsaket av forhøyete næringsnivåer (Rørslett 1987).

5.5 Vassdragsregulering

5.5.1 Uregulerte områder

I uregulerte elver kan de stilleflytende og grunne strekningene ha svært lav vannstand vinterstid med betydelig innfrysning av vannvegetasjonen. I slike elver forekommer som regel krypsivsåtene med små arealer på noe dypere vann (Rørslett 1987) eller i bakevjer, avsnørte løp o.l. der omfangsrike, gamle bestander er normalt (Brandrud m.fl. 2000). På våren fører gjerne isskuring og vårfloem til betydelig erosjon i plantebestandene. Slike forhold ble f.eks. observert i 1996 i den uregulerte delen av Tovdalselva, med store mengder drivmateriale (Brandrud m.fl. 1999), mens tilsvarende mengder drivmateriale ikke ble observert samme vår i den regulerte Mandalselva.

Bestandene gjennomgår imidlertid store fluktuasjoner, bestemt av klimatiske og hydrologiske skiftninger. Således var det f.eks. utviklet frodige, kortvokste krypsivenger over store arealer i Gauslåfjorden i Tovdalselva den tørre, varme sommeren i 1995 (Brandrud m.fl. 2000)

5.5.2 Problemområder

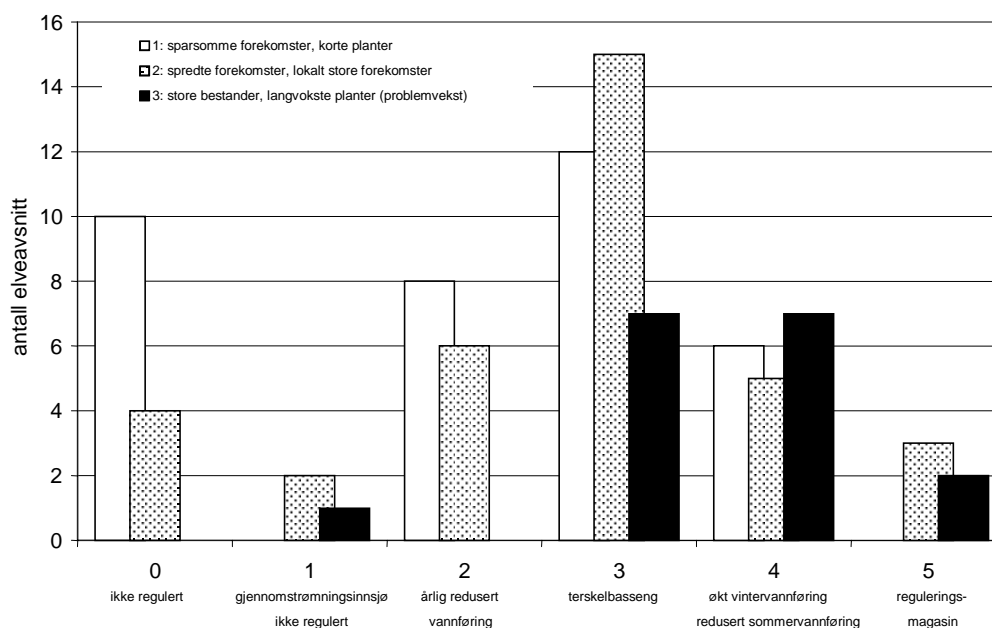
Reguleringens betydning for ulik vekst av krypsiv er vurdert for totalt 88 elveavsnitt fra 17 elver. Av disse er 11 ikke berørt av regulering, mens de øvrige er delt inn i kategorier avhengig av type inngrep og effekter på vannføringsforhold (tabell 5). Se også vedlegg D.

Tabell 5. Kategorier for type inngrep og effekter på vannføringsforhold

Kategori	Beskrivelse
0	ikke regulert
1	gjennomstrømningsinnsjø i uregulert vassdrag
2	årlig redusert vannføring (f.eks. nedstr. overføring, mellom kr.v. og utl.)
3	terskelbasseng i vassdrag med årlig redusert vannføring
4	utjevnet vannføring over året (økt vinter- og redusert sommervannføring) (f.eks. nedstrøms utløp kr.v.)
5	reguleringsmagasin, oppstrøms elvekraftverk

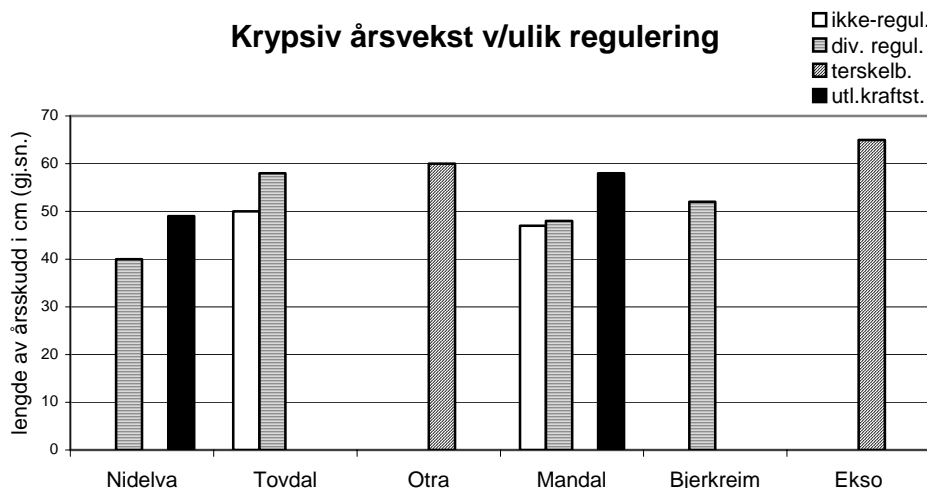
De aller fleste problemområdene med krypsiv finnes på regulerte elveavsnitt (figur 9), og regulering framstår som en viktig faktor for problemvekst av krypsiv i elver. To hovedområder med problemvekst skiller seg ut:

- terskelbassenger på elveavsnitt med redusert årlig vannføring
- områder nedstrøms utløp kraftverk



Figur 9. Ulike vekstformer av krypsiv fordelt på ulike reguleringstyper.

Dette stemmer godt overens med tidligere erfaringer, se kap. 2.1. Både terskelbassengene og områdene nedstrøms utløp kraftverk får stabilisert vannstand og vannføring med påfølgende økt akkumulering av finmateriale. I områder like nedstrøms utløp kraftverk vil også isforholdene være dårlige eller fraværende slik at iserosjon er minimal. Reguleringen fører til mindre erosjon og slitasje i plantebestandene, dvs. at krypsivsåtene får anledning til å vokse seg store og omfangsrike ved å addere nye årsskudd til de gamle over en årrekke uten å bli satt tilbake av mekanisk stress. Jo større og tettere bestandene blir, jo vanskeligere er det å få revet opp plantene ved flom eller isskuring. En kraftig mudderakkumulering bidrar i samme retning (Rørslett m.fl. 1990, Brandrud & Johansen 1997).



Figur 10. Årsvekst av krypsiv (mudderbunnsformer) på ulike elvestrekninger fra øst mot vest. Basert på målinger av 10 lengste årsskudd pr. lokalitet. Gjennomsnittsverdier for 1995-98 (Tovdalsvassdr., Mandalsvassdr.), 1996-98 (Nidelva), 1996-97 (Bjerkreimsvassdr., Ekso), 1988-89 (Otra). ikke-regul. = ikke regulerte strekninger. div. regul. = diverse vannstandstabiliserende reguleringer. terskelb. = terskelbasseng (problemvekstområder). utl. kraftst. = rett nedstrøms utløp kraftstasjon (problemvekstområder).

Årsveksten varierer mye fra lokalitet til lokalitet, bl.a. avhengig av substrat og strømforhold. Dessuten er årsveksten generelt større i vestlige problemvekstområder enn i østlige. Det ser imidlertid ut til å være en noe kraftigere årsvekst av de opprette mudderbunnsformene på de regulerte problemvekststrekningene enn i uregulerte elver (figur 10). Forskjellene er imidlertid små, gjennomsnittlig ca. 10cm. Strømløpssåtene har overalt en beskjeden årsvekst på 20-30 cm (Rørslett m.fl. 1990, Brandrud 1998a,b, 1999a,b). Denne forskjellen i lengdevækst kan ikke forklare de tildels meget store forskjellene i tilgroing og plantetetthet mellom regulerte og uregulerte elver. Konklusjonen blir derfor at det ikke er tilveksten, men mangelen på avgang av plantebiomasse som skiller problemvekstområdene fra de andre.

Som det fremgår av figur 9 er det imidlertid ikke alle terskelbasseng og nedstrømsområder som har problemvekst, faktisk bare en tredjedel. Selv om flere av områdene lokalt har store forekomster, har ca. en tredjedel av de undersøkte terskelbassengene og nedstrømsområdene svært sparsom forekomst av krypsiv. Årsakene til dette kan være flere. Områdene kan være uegnet for vannvegetasjon, f.eks. kan terskelbassengene være for små og grunne. Dessuten kan tiden fra reguleringen ble foretatt og frem til tidspunkt for undersøkelsen ha vært for kort for etablering og vekst. Dette er sannsynligvis tilfelle i Otra oppstrøms Hekni kraftstasjon. Her ble det anlagt 10 terskler i 1997. Krypsiv ble registrert i alle terskelbassengene i 1999 og syntes flere steder å være i en etableringsfase (Gravem 1999).

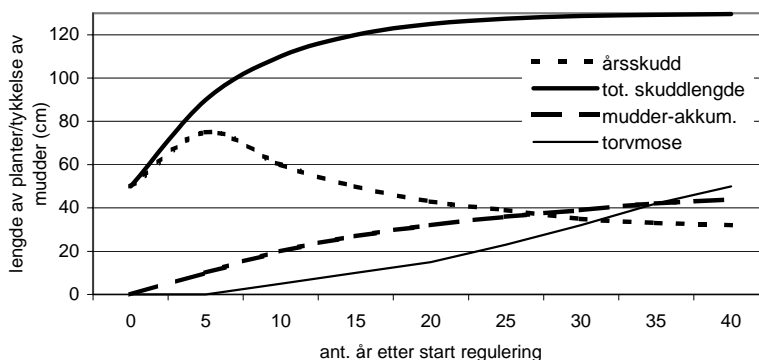
5.5.3 Tidsutvikling i tilgroingsområder

Tilgroingssituasjonen varierer noe mellom de ulike problemområdene, avhengig av typen av regulering og tiden som er gått siden regulering. Men typisk for alle områdene synes å være at situasjonen nå er stabilisert, bestandene endrer seg lite fra år til år. Det er imidlertid visse forskjeller på utviklingen i sakteflytende, grunne mudderbunnsområder og mer strømpregete områder med sanddyner.

Suksessjonsutvikling i sakteflytende, grunne mudderbunnsområder (figur 11):

1. Initialstadiet. Vannvegetasjon mangler eller består av spredt krypsivvegetasjon. Levermosevegetasjon er ofte tilstede.
2. Mer eller mindre spredt krypsivvegetasjon, med kraftig vekst. Kortsukksplanter forekommer.
3. Tett og høyvokst krypsivvegetasjon. Blærerot og flótgras er vanlig.
4. Tett og høyvokst krypsiv-torvmosevegetasjon. Stagnerende vekst og betydelig mudderrakkumulering (opp til 40-50 cm). I terskelbasseng også flytebladsplanter (flótgras, etterhvert også vanlig tjønnaks).
5. Framvekst av helofyttvegetasjon (elvesnelle, flaskestarr)?

Krypsivutvikling i problemområder; mudderbunn



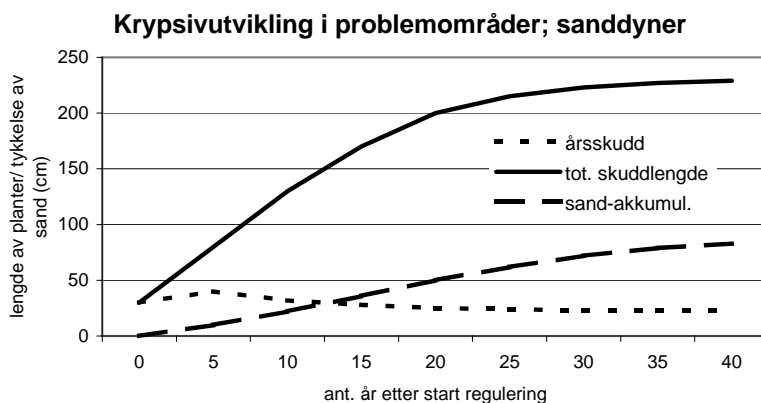
Figur 11. Skjematisert framstilling av krypsivutvikling, mudderrakkumulering og torvmosevekst i problemområder etter regulering. Utpreget stilleflytende områder med opprette mudderbunnsplanter. Typisk eksempelområde: Sveindal i Mandalsvassdraget.

Da terskelbassengene i Valle ble undersøkt 20 år etter regulering, var disse i stadium 2-3 (Rørslett m.fl. 1990), mens problemområdene ved Sveindal i Mandalselva etter 40 års regulering var kommet betydelig lengre i suksesjonen; stadium 4 med langt større mudderakkumulering, mer stagnerende krypsivvekst og betydelig framvekst av torvmose (Johansen 1993, Brandrud og Johansen 1997). Stadium 5 er hypotetisk, og det vil de fleste steder sannsynligvis ta lang tid før en når dette stadiet. Trolig vil tilgroingen raskest kunne gå i denne retningen i enkelte terskelbasseng, da disse er mest endret i forhold til naturtilstanden (Brandrud m.fl. 1992). På lang sikt vil disse stedvis kunne få karakter av våtmark med dominans av elvesnelle eller flaskestarr.

Suksesjonsstadier i mer strømmende, sand/grusområder (figur 12):

1. Initialstadiet. Vannvegetasjon på sand mangler, mens det forekommer spredt levermose/elvemose/krypsivvegetasjon på småstein og grus, krypsiv i små tuer innimellom mosene.
2. Tydelige krypsivsåter med en viss sand/siltakkumulering. Mosevegetasjonen går fram der det er litt sterkere strøm (og lite kraftig krypsiv-etablering).
3. Store, mer eller mindre sammenhengende krypsivsåter med lange, sammenfiltrede "fletter" i nedstrømsenden. Betydelig sanddyneakkumulering.

I sand/grusområder med strømløpssåter av krypsiv ser det ikke ut til at andre vannplanter i noen særlig grad greier å etablere seg. Det ser derfor ut til at disse problemvekstområdene forandrer seg meget lite over tid i forhold til de grunne mudderbunnsområdene.



Figur 12. Skjematisert framstilling av krypsivutvikling og sand/silt-akkumulering i problemområder etter regulering. Områder med skråttstille, særlig lange strømløpssåter og sanddyneakkumulering.

5.6 Eksempler på problemområder

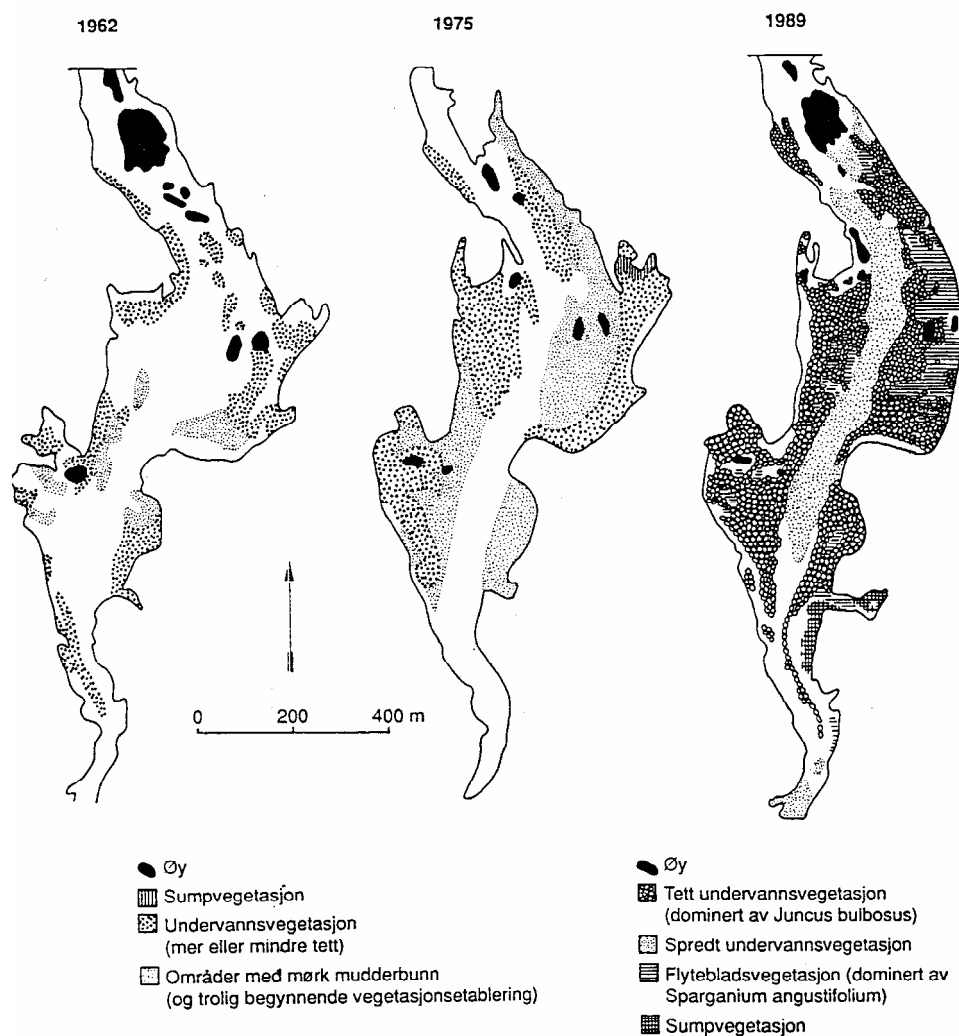
5.6.1 Terskelbasseng i Otra

Etter at Brokke kraftverk kom i drift i 1964-65 fikk Otra ved Valle sterkt redusert vannføring, og renner nå med pålagt minstevannføring på 3 m³/s om sommeren og 2 m³/s om vinteren. I perioden 1964-83 ble det bygget en rekke terskler på strekningen Bjørnaråi - Flåren. Tersklene ved Valle ble bygget i 1968-69. Vannstanden er hevet ca. 1m i terskelbassengene og variasjonen i vannstand er betydelig redusert slik at stressbelastningen på det biologiske samfunn som følge av variasjoner i vannføring og vannstand ble betydelig redusert etter Brokke.

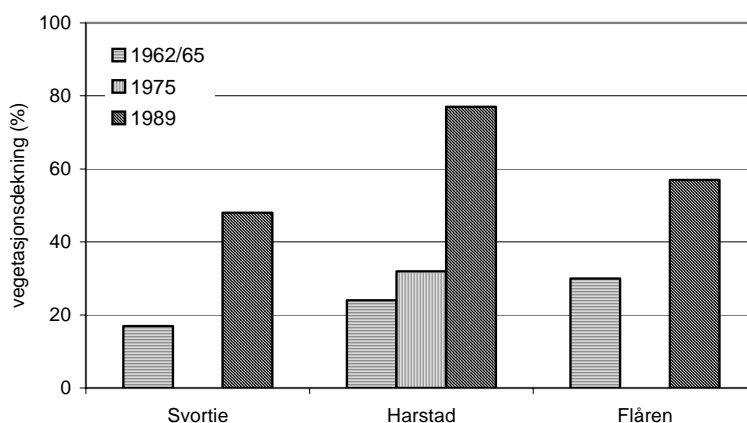
Ved hjelp av flybilder er det vist at problemveksten i terskelbassengene ved Valle er vokst fram på 1970- og 80-tallet, etter at reguleringen ble igangsatt (Rørslett m.fl. 1990). Den totale vegetasjonsdekningen i Harstad terskelbasseng er for 1964 beregnet til 24%. I 1989 dekket vannvegetasjonen

(klart dominert av krypsiv) 77% av det samme området (figur 13). Tilsvarende økning i areal dekket av vannvegetasjon er registrert også for andre terskelbasseng i Otra (figur 14).

Brokke-reguleringen skapte et helt nytt habitat for de vannplantene som allerede eksisterte i Otra. Dette habitatet kjennetegnes ved store gruntvannsområder, sedimentering av finmateriale og redusert stress-belastning på grunn av minsket frekvens og størrelse av flomvannføringer. De vide sand- og grusbankene i dybdesonen 1-2m er optimale for krypsivetablering og -vekst. Tidligere ble disse bankene mer eller mindre tørrlagt om vinteren, og plantene ble holdt i sjakk pga. denne eksponeringen og en større flomaktivitet (Brandrud 1995b).



Figur 13. Tilgroing av vannvegetasjon i Harstad terskelbasseng i Otra ved Valle fra 1962 til 1989. Terskelen ble anlagt i 1969 (etter Rørslett m.fl. 1990).

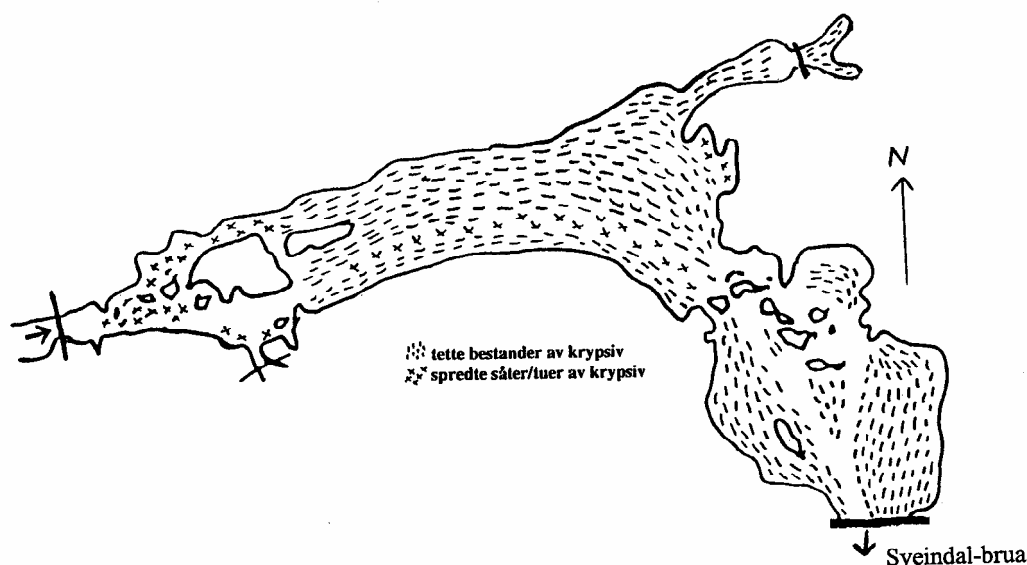


Figur 14. Tilgroing av vannvegetasjon (dominert av krypsiv) i terskelbasseng i Otra. Basert på flybilder fra 1962 (Harstad), 1965 (Svortie og Flåren), 1975 (Harstad) og 1989 (alle). Tersklene ble anlagt i 1964 (Svortie, Flåren) og i 1969 (Harstad). (Data fra Rørslett m.fl. 1990).

5.6.2 Områder nedstrøms utløp kraftverk i Mandalselva

Mandalselva har vært regulert siden omkring 1930 og må i dag betraktes som gjennomregulert med sine 7 kraftstasjoner. 4 av kraftverkene har utløp i Mandalselva og på alle disse nedstrømsstrekningene er flomvannføringen på våren redusert, mens vintervannføringen er økt og isleggingen er manglende eller dårlig. Dette skaper mange potensielt gunstige områder for vekst av vannvegetasjon.

Tidsutviklingen av krypsiv i Mandalsvassdraget er forholdsvis lite dokumentert, bortsett fra på 1990-tallet da elvestrekningene med problemvekst har hatt en stabil og meget høy tetthet av krypsiv (Brandrud og Johansen 1997). Imidlertid er det, bl.a. basert på lokale observasjoner og registreringer av økende mengder drivmateriale av krypsiv i kraftverkene, også her klare indikasjoner på at tilgroingen og problemveksten er etablert de siste 20-40 årene (Johansen 1993).



Figur 15. Utbredelse av krypsiv ved Sveindal i Mandalselva i 1993, 3-4km nedstrøms Håverstad kraftverk som ble satt i drift i 1958 (etter Johansen 1993).

Problemvekst i tilknytningen til strekninger nedstrøms kraftstasjoner med høy vintervannføring framtrer særlig tydelig i Mandalsvassdraget. Her ligger kraftverkene på rekke og rad, og krypsivveksten er konsentrert til områder nedstrøms utløp kraftverk både ved Smeland, Håverstad, Bjelland og Laudal. Ved Sveindal er det særlig store, grunne områder med gunstige forhold for krypsivvekst, og problemveksten strekker seg langt nedstrøms utløpet av kraftstasjonen, se figur 15. Ved de andre kraftstasjonene der forholdene er mindre optimale for krypsivvekst, framtrer en påtagelig konsentrasjon av massiv krypsivvekst til området helt inntil utløpet av kraftverkstunnelen.

5.7 Sammenfatning

Sammenstillingen av tilgjengelige data viser at følgende forutsetninger må være tilstede for å få problematisk krypsiv-vekst: 1) høyt CO₂-innhold og 2) gunstige hydrologiske forhold.

I sure og forsurete lokaliteter hvor størstedelen av karbonet foreligger som CO₂ vil de fleste langskuddsplantene, f.eks. tusenblad (*Myriophyllum alterniflorum*), vasspest (*Elodea canadensis*), som utnytter HCO₃ ha problemer. Disse er derfor svært sjeldne i Sørlandsvassdragene. Kortskuddsplantene, f.eks. stivt brasmegras (*Isoetes lacustris*) og botngras (*Lobelia dortmanna*), tar CO₂ fra sedimentet og er svært vanlige i innsjøer og stilleflytende elver på Sørlandet. Selv om de danner store bestander gjør de ikke så mye av seg på grunn av sin korte vekst. Krypsiv er den eneste CO₂-brukeren som kan danne etasjevekst og stor forekomst av denne vil være mer iøyenfallende og problemskapende enn kortskuddsplantene. Krypsiv har ikke stor forekomst og danner ikke store bestander i noe kalkrike og næringsrike lokaliteter.

Krypsiv er altså en av de vanligste plantene i sure lokaliteter i Norge. Problemvekst av krypsiv forekommer imidlertid bare ved høye konsentrasjoner av CO₂, observert ved overkalking eller første-gangskalking i sure innsjøer og reforsuring. Etter stabilisering av CO₂-innholdet er det registrert en nedgang i massebestandene i overkalkete innsjøer på Sør-Vestlandet. I elver er det til nå ikke påvist noen klar sammenheng mellom kalkingseffekter i form av økt krypsivvekst. Reforsuring i kalkede vassdrag vil imidlertid kunne forekomme i perioder med mye nedbør. Et mildere og mer nedbørrikt klima kan derfor indirekte føre til at kalking vil virke positivt på krypsivveksten på sikt.

De aller fleste problemområdene med krypsiv finnes på regulerte elveavsnitt og regulering framstår som en viktig faktor for problemvekst av krypsiv i elver. To hovedområder med problemvekst skiller seg ut: terskelbassenger på elveavsnitt med redusert årlig vannføring og områder nedstrøms utløp elvekraftverk. Av totalt 17 problemlokaliteter tilhørte 14 de to nevnte kategoriene. Tilsvarende problemvekst er ikke registrert i ikke-regulerte elver.

Både terskelbassengene og områdene nedstrøms utløp kraftverk får stabilisert vannstand og vannføring med påfølgende økt sedimentering av finmateriale. I områder like nedstrøms utløp kraftverk vil også isforholdene være dårlige eller fraværende slik at iserosjon er minimal. Reguleringen fører til mindre erosjon og slitasje i plantebestandene, dvs. at krypsivsåtene får anledning til å vokse seg store og omfangsrrike ved å addere nye årsskudd til de gamle over en årrekke uten å bli satt tilbake av mekanisk stress. Jo større og tettere bestandene blir, jo vanskeligere er det å få revet opp plantene ved flom eller isskuring.

Perioder med gunstig klima i form av reduserte flommer og milde vintre med liten eller manglende islegging vil på samme måte som regulering føre til mindre erosjon og slitasje på plantene. Vi har derfor i de siste årene med milde vintre på Sørlandet sett økt utbredelse av krypsiv også i uregulerte eller lite regulerte vassdrag.

6. Forholdene i Mandalselva og Tovdalselva i perioden 1980-2000

6.1 Vekst av krypsiv i Mandalselva og Tovdalselva

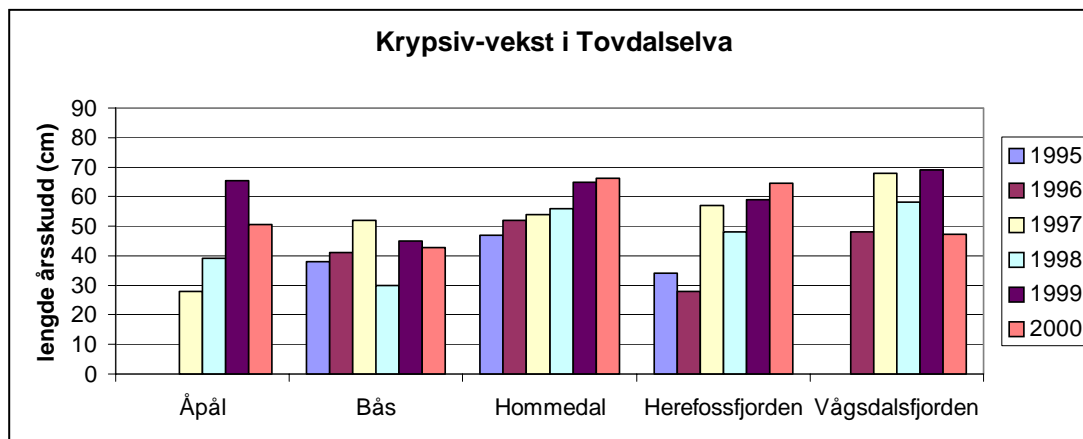
Vekst av krypsiv i de to elvene er først og fremst studert på 90-tallet, slik at det finnes ikke tidsserier langt tilbake. I Mandalselva ble utbredelsen av krypsiv kartlagt i 1993 (Johansen 1993). Dette var en kartlegging basert på arealutbredelse og forekomst/fravær. De første årsskudd med tanke på lengdevekst-målinger ble samlet inn. Senere er enkelte lokaliteter og spesielt Sveindal-området fulgt opp i forbindelse med kalkingsovervåning og høstingsforsøk. Oppfølgingen har så langt i stor grad basert seg på vekstmålinger av krypsiv. Arealmessig utbredelse er ikke fulgt opp i tilsvarende grad med unntak av begrensede områder tilknyttet høstingsforsøk (Brandrud 1999c, Johansen 1999). I forbindelse med den pågående kalkingsovervåning er det registrert en tendens til økt arealutbredelse av krypsiv på enkelte av de etablerte overvåningslokaliteter de siste årene (DN-notat 2000-2 og upubl. 2000).

I Tovdalselva startet årlige registreringer av krypsiv i 1995 i forbindelse med prosjektet "Effekter av kalking på biologisk mangfold" (Brandrud m.fl. 1999, 2000). I dette prosjektet er det igjen lagt vekt på lengdevekst-målinger av krypsiv og i mindre grad endringer i arealutbredelse. Følgelig mangler en kartlegging av utbredelsen av krypsiv i Tovdalselva tilsvarende som ble gjort for Mandalselva i 1993. Tidligere beskrivelser av krypsiv i Tovdalsvassdraget i Næss (1983) kan tyde på at det periodevis har vært større forekomster av krypsiv f.eks. ved Ramse i Tovdal enn det som ble registrert i 1996 (Brandrud m.fl. 1999). Rørslett (1994) beskriver forholdene i Herefossfjorden basert på observasjoner i 1988, 1989 og 1993 slik: "krypsiv spiller liten rolle med unntak av et par beskyttede bukter i nord". Ved de innledende undersøkelser i Tovdalsvassdraget i 1995 ble det registrert spesielt store krypsivforekomster i Vågsdalsfjorden som er påvirket av regulering. I en vurdering av tidsutvikling i vassdraget mhp. krypsivvekst fra perioden 1995-96 til 1997-98 blir det antydnet at krypsiv har hatt en økning i vitalitet og dekningsgrad på flere av de etablerte lokaliteter (Brandrud m.fl. 2000). Feltobservasjoner fra 1999 og spesielt 2000 indikerer at krypsiv flere steder på svakt strømmende stilleflytende partier har hatt en merkbar arealekspansjon i tillegg til en god årsvekst.

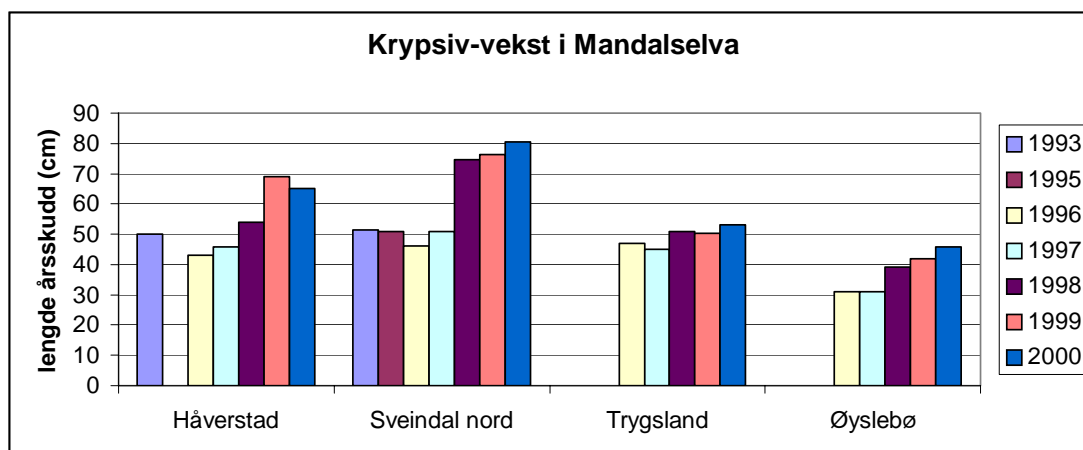
For å illustrere hvordan årsveksten av krypsivplanter har vært i de to vassdragene i de senere år, er det valgt ut 4-5 lokaliteter i hvert vassdrag. I Tovdalselva er lokalitetene Åpål og Bås referanselokaliteter uten kalkpåvirkning. Hommedal representerer en stilleflytende elvestreng nedstrøms kalkdoserer. Vågsdalsfjorden er en gjennomstrømningsinnsjø påvirket av reguleringen i Uldalsgreina og kalking, mens Herefossfjorden representerer en stor gjennomstrømningsinnsjø påvirket av kalking og i mindre grad regulering. Generelt viser vekstmålingene at krypsiv har hatt en god årsvekst de 3-4 siste årene på flere typer lokaliteter (figur 16). Det er verdt å merke seg at Vågsdalsfjorden som er mest påvirket av regulering, både i 1997 og 1999 hadde de lengste årsskuddene. Referanselokaliteten Åpål hadde også meget god årsvekst i 1999.

I Mandalselva er alle 4 lokalitetene påvirket av kalking fra og med vekstsesongen 1998. Lokalitetene Håverstad og Sveindal nord ligger begge nedstrøms utløp Håverstad kr.st. i brede stilleflytende partier og er i stor grad påvirket av regulering. Trygslund og Øyslebø ligger et godt stykke nedstrøms henholdsvis kraftstasjonene Bjelland og Laudal, og representerer moderat strømmende partier. Alle lokalitetene viser størst lengdevekst i krypsivplantene de 3 siste årene 1998-2000 (figur 17).

Som en foreløpig konklusjon på krypsiv-veksten i de to vassdragene, virker det som om forholdene har ligget til rette for god vekst i begge vassdragene spesielt de 3 siste årene. Som det fremgår av gjennomgangen av de mulige vekstfaktorene har flere enn en faktor virket gunstig på samme tid.



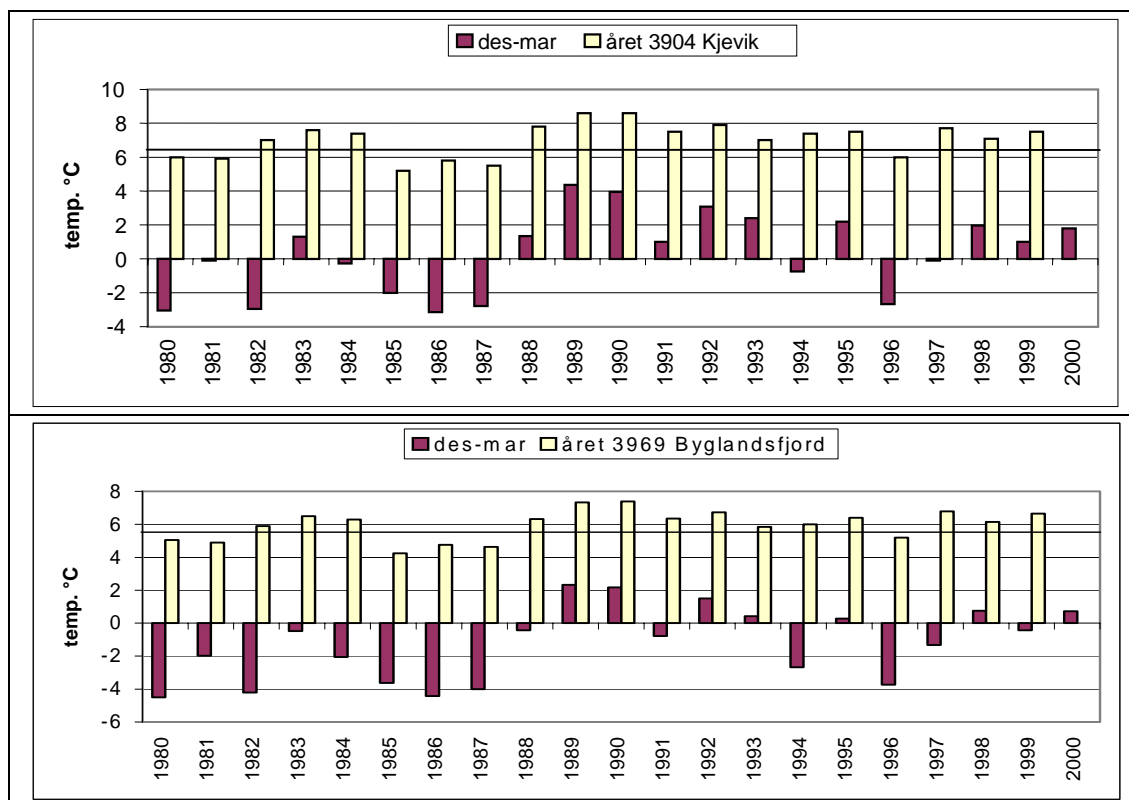
Figur 16. Lengder av årsskudd på krypsivplanter på 5 lokaliteter i Tovdalselva i perioden 1995-2000.



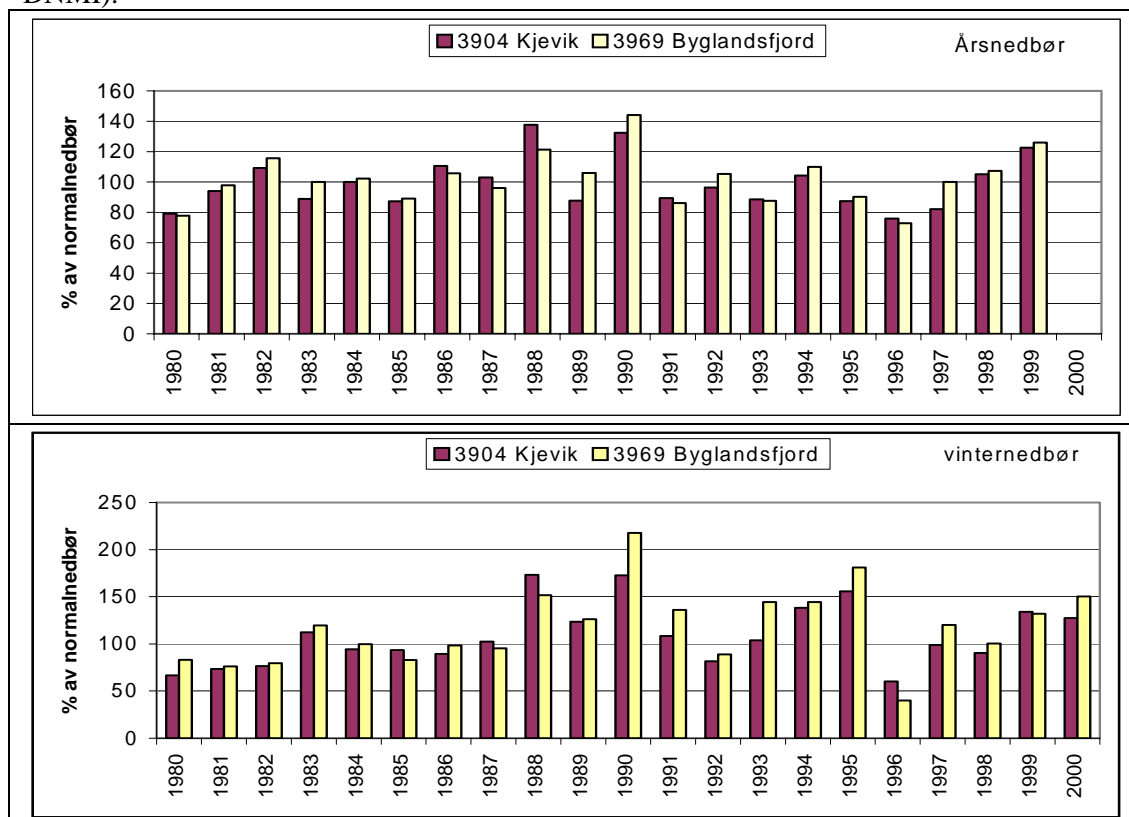
Figur 17. Lengder av årsskudd på krypsivplanter på 4 lokaliteter i Mandalselva i perioden 1993-2000.

6.2 Naturlige, klimarelaterte svingninger

Klima virker inn på en rekke vekstregulerende faktorer i elvene våre. Lufttemperaturen er en medvirkende faktor til oppvarming/nedkjøling av vannet. Nedbøren virker direkte inn på avrenningsforholdene og dermed vannføringen på de enkelte elveavsnitt, noe som igjen har innvirkning på vanntemperaturen og de vannkjemiske forhold i elvene. Det er derfor viktig å ha en viss oversikt over klima i området. For å belyse svingninger i de klimatiske forhold i den siste 20-års perioden i sørlandsregionen, er det innhentet data fra DNMI-klimastasjonene 3904 Kjevik og 3969 Byglandsfjord Solbakken. Stasjonene ligger midt mellom Mandalselva i vest og Tovdalselva i øst.



Figur 18. Årsmiddeltemperatur og middeltemperatur for vinterperioden desember-mars for årene 1980-2000 på DNMI-klimastasjonene 3904 Kjevik og 3969 Byglandsfjord Solbakken. (Data fra DNMI).



Figur 19. Årsnedbør og vinternedbør i % av 1961-1990-normalen for årene 1980-2000 på DNMI-klimastasjonene 3904 Kjevik og 3969 Byglandsfjord Solbakken. (Data fra DNMI).

Lufttemperatur

I figur 18 er gitt en oversikt over lufttemperatur som årsmidler og midler for vinterperioden desember-mars. I perioden før 1988 var det en serie med kalde vintre og årstemperatur kaldere enn for normalperioden 1961-1990. Etter 1988 er det bare 1996 som har hatt en årsmiddeltemperatur under normalen. Ser en på temperaturen i vinterperioden er det bare vinteren 1994 og 1996 som har vært i nærheten av de kaldere vintrene på 80-tallet. Med hensyn på krypsiv-vekst har det vært en sammenhengende gunstig periode etter 1996.

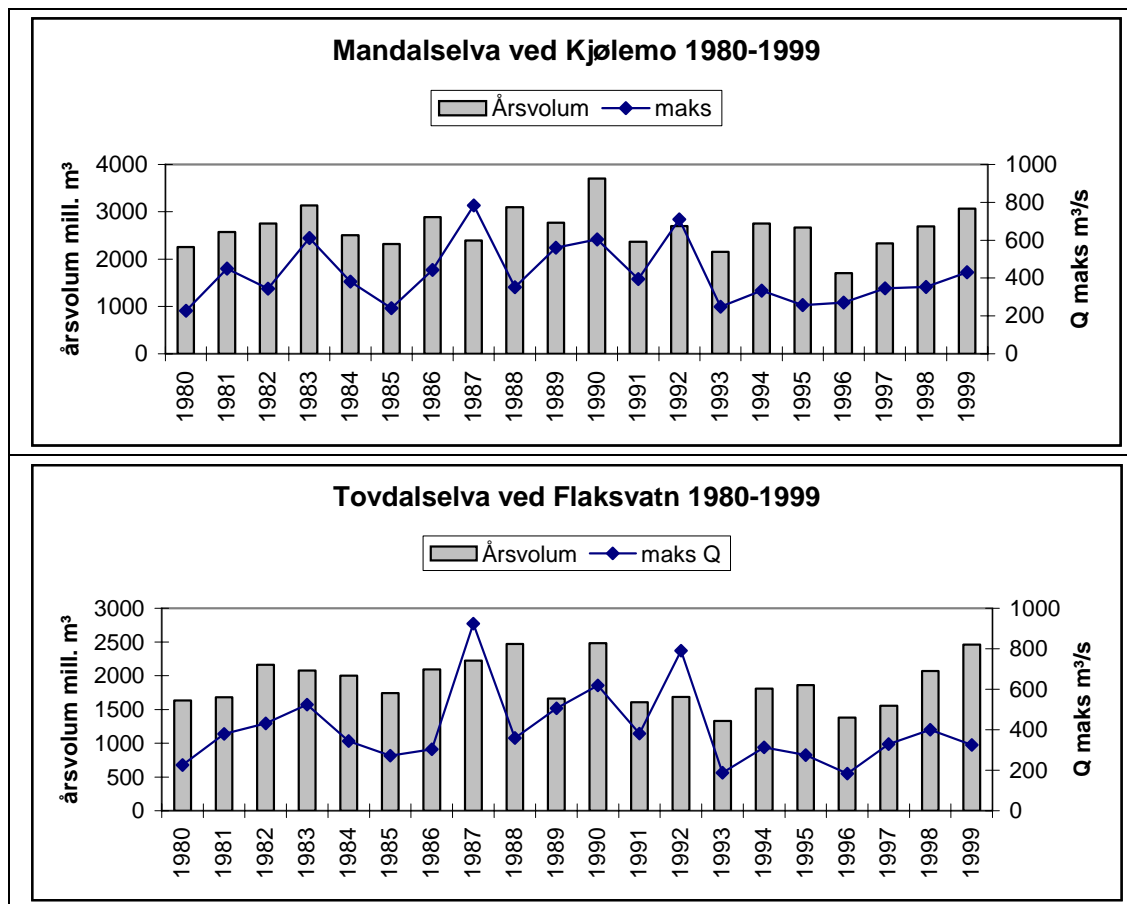
Nedbør

Figur 19 viser tidsutvikling for årsnedbør og vinternedbør i perioden 1980-2000. Årene 1988, 1990 og 1999 skiller seg ut med relativ høy årsnedbør i forhold til normalen. 1996 skiller seg ut som det tørreste året i hele perioden. Fra og med 1988 har det vært flere år med relativ høy vinternedbør. Kombinert med milde vintre gir dette meget gunstige vekstforhold for krypsiv. Således har det vært flere år etter 1988 hvor krypsiv har kommet seg godt gjennom vinteren og har kunnet fortsette veksten tilnærmet uforstyrret påfølgende sesong. 1996 var et spesielt tørt år med en kald vinter og lite nedbør. Våren dette året ble det observert en betydelig erosjon og planteavgang i krypsivbestander i Håverstad-Sveindal området i Mandalselva (Brandrud og Johansen 1997). I Tovdalselva var det ennå tydeligere spor etter den "harde" vinteren flere steder med større mengder drivmateriale av intakte, friske krypsiv- og botnegras-planter (Brandrud m.fl. 1999). Etter 1996 har både årsnedbør og vinternedbør vært jevnt økende som sammen med relativt varme år og milde vintre har gitt gunstige forhold for både årsvekst og overvintring av krypsiv generelt på sørlandet.

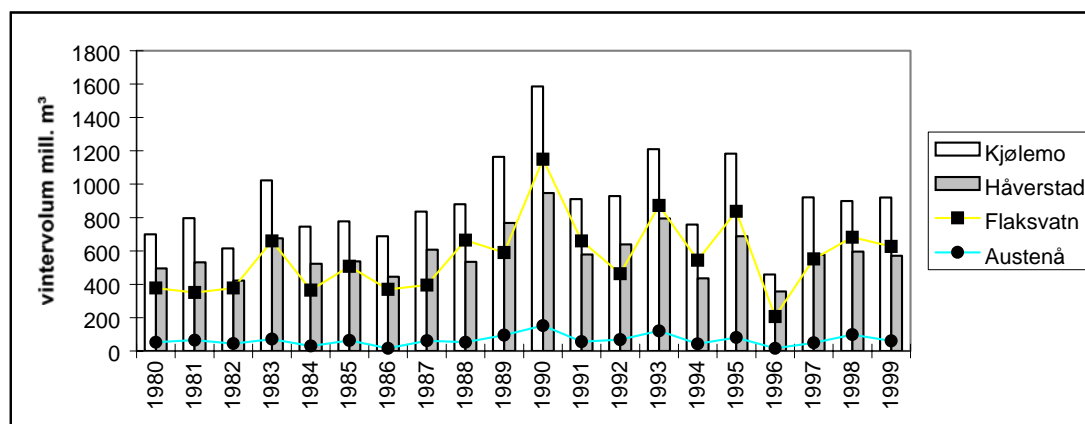
Hydrologiske forhold

Mandalselva og Tovdalselva har noe forskjellig hydrologi med årsmiddelvannføringer på henholdsvis 85,5 og 65 m³/s. I perioden 1980-1999 har årsvolumet variert mellom 1701 og 3703 mill. m³ i Mandalselva (ved Kjøleemo) og mellom 1332 og 2483 mill. m³ i Tovdalselva (ved Flaksvatn) (figur 20). I årene etter 1996 har det vært en jevn økning i årlig vannvolum ut av begge vassdragene med 1999 blant de vannrikeste årene i hele perioden. Etter storflommen i 1987 på henholdsvis 783 m³/s i Mandalselva og 923 m³/s i Tovdalselva, har det bare vært en tilsvarende storflom i 1992 i begge vassdragene. Etter 1992 har det vært flere mindre flommer på 300-400 m³/s i begge vassdragene, men de store renskeflommene har uteblitt.

Figur 21 illustrerer avrenningen i vinterperioden desember-mars for årene 1980-1999. Både i Mandalselva og Tovdalselva er det en tendens til større vinteravrenning på 90-tallet i forhold til på 80-tallet. Således har det vært flere år med gunstige forhold for overvintring av krypsiv etter 1988. Vinteren 1996 skiller seg klart ut med de dårligste forhold for overvintring. Etter dette har det vært jevnt høy vintervannføring i begge vassdrag noe som klart har vært gunstig for krypsiv.



Figur 20. Årlig avrenning i Mandalselva målt ved Kjølemo og Tovdalselva målt ved Flaksvatn i perioden 1980-1999. Maks døgnmiddelvanntføring i samme periode er markert. (Rådata fra NVE).

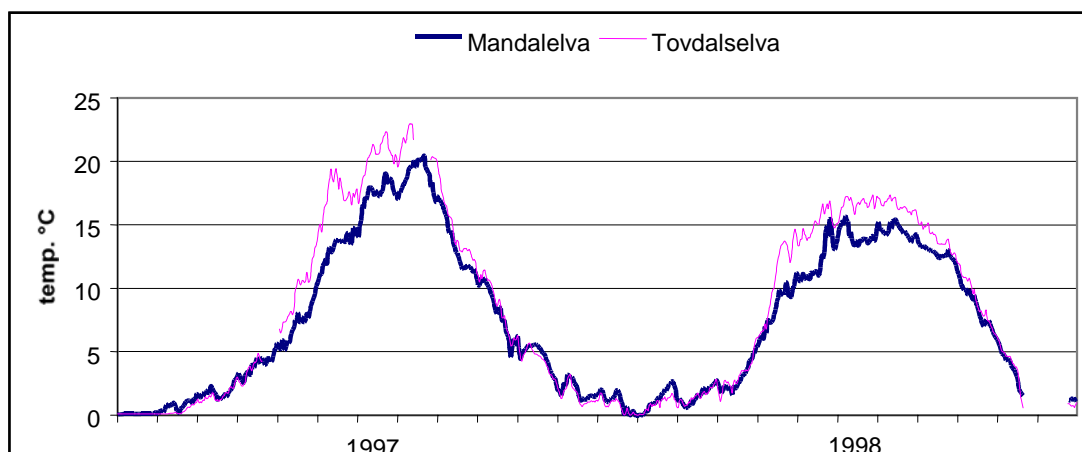


Figur 21. Avrenning i vinterperioden desember-mars i Mandalselva målt ved Kjølemo og Håverstad og i Tovdalselva målt ved Flaksvatn og Austenå i perioden 1980-1999. (Rådata fra NVE).

Vanntemperatur

Vanntemperaturen er en direkte følge av de klimatiske forholdene og en viktig vekstfaktor for krypsiv. Det eksisterer spredte målinger av vanntemperatur fra både Mandalselva og Tovdalselva tilbake i tid, men først i 1983 og 1985 ble det lagt ut temperatur-loggere på enkelte stasjoner i de to vassdragene.

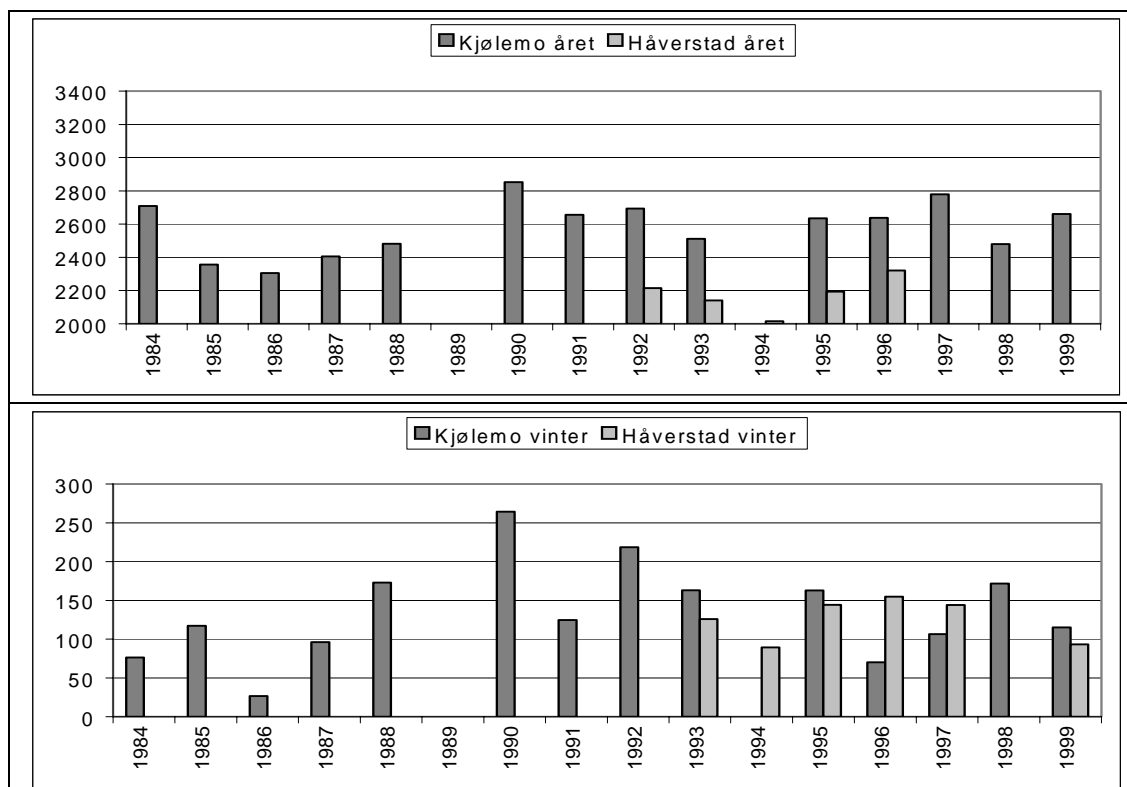
Til tross for dette er måleseriene langt fra komplette både pga. at loggere har blitt flyttet mellom stasjoner og gått tapt i perioder. Følgelig er det vanskelig å gjøre en god sammenligning mellom de to vassdragene. Det er likevel tilstrekkelig med data til å påvise likheter og forskjeller mellom de to vassdragene. Figur 22 viser døgnmiddeltemperatur to påfølgende år i de to elvene. 1997 og 1998 er henholdsvis det varmeste og kaldeste året i de to elvene etter 1990 basert på årssum for døgngrader. Det er spesielt perioden mai-september som skiller de to elvene. I denne perioden er Tovdalselva varmere og kan nå opp i døgnmiddeltemperaturer over 23°C. I Mandalselva er det sjeldent målt over 20°C. Temperaturforskjellen kan nå opp i 6°C i denne perioden. Om vinteren kan Tovdalselva ofte være noe kaldere enn Mandalselva.



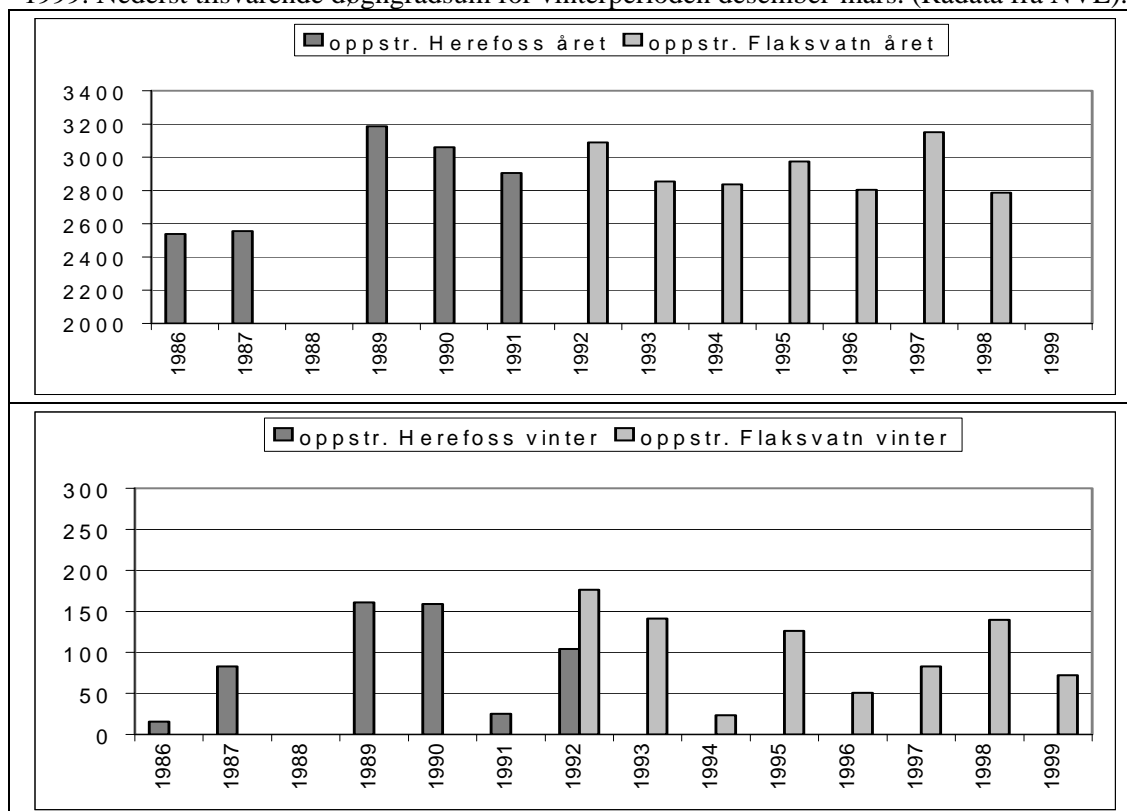
Figur 22. Døgnmiddeltemperatur i Mandalselva målt ved Kjølemo og Tovdalselva målt ved Flaksvatn for årene 1997 og 1998. (Rådata fra NVE).

Temperaturdata for Mandalselva ble gjennomgått i forbindelse med krypsiv-kartlegging til og med 1992 (Johansen 1993). Etter dette er det opprettet en ny stasjon ved Håverstad der krypsiv-veksten har vært størst. Årsum for døgngrader ved Kjølemo viser en variasjon mellom 2305 i 1986 og 2853 i 1990 (figur 23). Etter 1990 har det ikke vært noe entydig mønster i år til år variasjon. 1994 og 1998 har vært de kaldeste årene på 90-tallet. Det har ikke vært spesielt høye vintertemperaturer på 90-tallet, men generelt noe høyere enn de kalde årene på 80-tallet. Sammenligner en data fra Kjølemo og Håverstad kan vintertemperaturen være betydelig forskjellig. I kalde vintre som i 1996 og 1997 får man en betydelig høyere varmesum på vannet ved Håverstad i forhold til lenger ned i elva hvor avkjølingen blir merkbar. Den mer stabile vanntemperaturen ved Håverstad er gunstig for både vekst og vinteroverlevelse av krypsiv.

Varmesummer for Tovdalselva er satt opp i figur 24. Årsummene er generelt høyere enn i Mandalselva. I de to varmeste årene 1992 og 1997 lå varmesummen henholdsvis 396 og 370 døgngrader høyere i Tovdalselva. Sammenlignes vinterperioden i de to elvene, lå Tovdalselva ved Flaksvatn 20-45 døgngrader lavere enn Mandalselva ved Kjølemo i perioden 1992-1998. Disse sammenligninger gjelder de nedre deler i begge vassdrag. Begge elver kan ha enkelte elveavsnitt hvor forholdene kan være annerledes. Isolert sett vil disse temperatur-forskjellene gi de gunstigste vinterforhold i Mandalselva og de gunstigste sommerforhold i Tovdalselva. En høy sommertemperatur er imidlertid avhengig av de andre vekstfaktorene som strømhastighet og kjemisk vannkvalitet for å kunne ha gunstigere effekt på veksthastigheten i forhold til en moderat sommertemperatur. Således vil den mer utjevnete vanntemperaturen i Mandalselva være gunstigst for krypsivvekst på sikt.



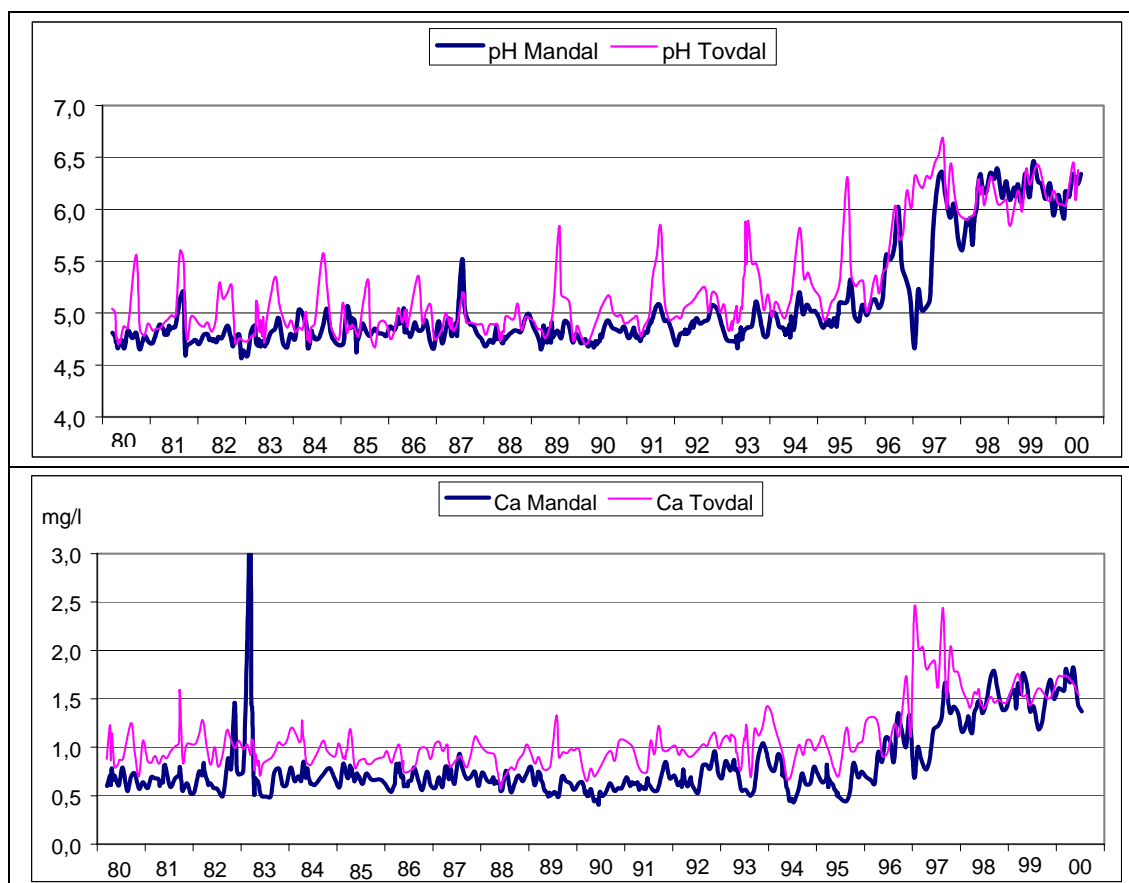
Figur 23. Årsum for døgngnader i Mandalselva målt ved Kjølemo og Håverstad i perioden 1984-1999. Nederst tilsvarende døgngnradsum for vinterperioden desember-mars. (Rådata fra NVE).



Figur 24. Årsum for døgngnader i Tovdalselva målt oppstrøms Herefossfjorden i perioden 1986-1992 og oppstrøms Flaksvatn i perioden 1992-1999. Nederst tilsvarende døgngnradsum for vinterperioden desember-mars. (Rådata fra NVE).

6.3 Forsuring og kalking

Tidsutvikling i vannkvaliteten mhp. pH og Ca er satt opp for Mandalselva og Tovdalselva i figur 25. Både Mandalselva og Tovdalselva har vært blant de sureste elvene på sørlandet. Begge elvene har vært kronisk sure med pH <5 og lave Ca-verdier <1 mg/l i lange perioder frem til midt på 90-tallet. Denne vannkvaliteten tilsier at forholdene for planter som bruker bikarbonat som karbon-kilde har vært meget dårlig. Vannkvaliteten har favorisert planter som krypsiv, som må ha CO₂ i vannfasen for å få gode vekstbetingelser. Det har generelt vært liten forskjell i vannkvalitet mellom de to elvene før kalking, men både pH og Ca har vært noe høyere i Tovdalselva enn i Mandalselva. Etter den naturlige forbedring i vannkvaliteten som begynte på slutten av 80-tallet har det vært flere år med en betydelig forskjell på sommer-pH og pH ellers i året i Tovdalselva. Denne forskjellen er ikke observert i Mandalselva. Forskjellene i vannkvaliteten i de to vassdragene før kalking har ikke vært av en slik karakter at det skulle kunne gi vesentlige forskjeller i vekstbetingelser for krypsiv. Det kan likevel være grunn til å anta at forholdene har vært noe gunstigere i Mandalselva.



Figur 25. Tidsutvikling i pH og Ca i Tovdalselva og Mandalselva i perioden 1980-2000. Data fra SFT-overvåkningsstasjoner ved Boen bruk i Tovdalselva og Marnardal i Mandalselva.

Tovdalselva ble kalket med doserere fra og med oktober 1996, mens tilsvarende dosererkalking ble startet i Mandalsvassdraget i juni 1997. Som det fremgår av figur 25 gjorde dette store utslag i både pH og Ca i de to vassdragene. pH har nå kommet opp på et nivå over pH 6, mens Ca svinger rundt 1,5 mg/l. Vannkvaliteten både mhp. pH og Ca synes å ha blitt mer lik i de to vassdragene etter kalking. Når det gjelder forholdene for krypsivvekst, vil ikke en stabil oppkalket vannkvalitet med høyere pH og Ca gi bedre vekstvilkår. Imidlertid vil en slik oppkalket vannmasse gi grunnlag for ekstra gode betingelser ved innblanding av surt vann, noe en stadig vil få ved kraftige regnperioder og stor

avrenning fra ukalkede sidebekker ut i hovedvassdraget. I slike tilfeller vil en få dannet store mengder CO₂ som vil kunne stimulere veksten av krypsiv der denne sekundæreffekten oppstår. Dette vil være likt for begge vassdragene. De senere år med jevnt tilsig av nedbør hele året kan derfor ha stimulert krypsivveksten ekstra på enkelte lokaliteter i begge vassdragene etter kalking.

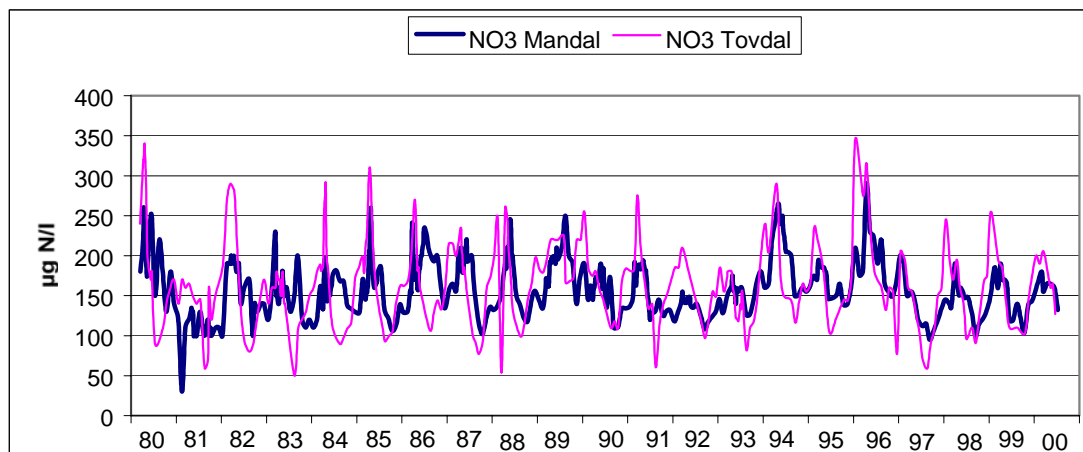
6.4 Eutrofiering (økt nærings saltbelastning)

Fra naturens side er avrenningen fra nedbørfeltene til både Mandalselva og Tovdalselva sur og ionefattig og inneholder lite nærings salt. Spredt bosetning og relativt stor vannføring i hovedvassdraget sørger for at tilførsler av nærings stoffer fra menneskelig aktivitet i nedbørfeltet gjør lite av seg. I forbindelse med overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør, viser årsmiddel-konsentrasjoner av nitrat og ammonium i nedbør ingen markert tendens siden 1980. Heller ikke luftens innhold av oksidert nitrogen og redusert nitrogen viser noen markert tendens siden disse målingene startet i 1984 (SFT 1999). Med hensyn på konsentrasjoner av nærings salt i vassdragene finnes det bare gode målinger på nitrat (figur 26). Disse viser at både Mandalselva og Tovdalselva har tilstrekkelig med nitrogen i vannmassene hele året til å underholde aktiv vekst. Det er en tendens til årstidsvariasjon i begge vassdrag, da med størst utslag i Tovdalselva med et tydelig sommer-minimum og maksimum om vinteren/tidlig vår. I Mandalselva er denne årstidsvariasjonen forskjøvt og mindre tydelig, trolig pga. reguleringen med magasinering av større vannvolumer.

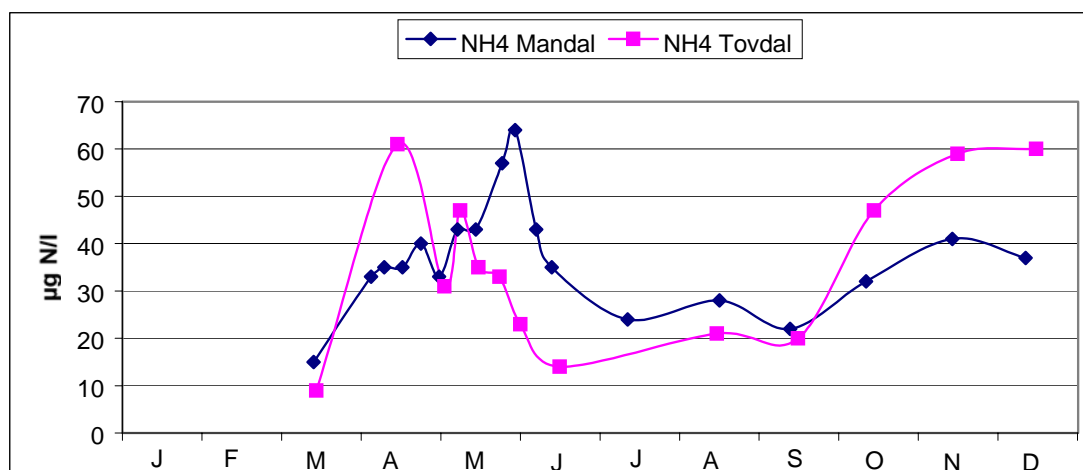
Ammonium er påvist å være en viktig nitrogenkilde for krypsiv. Således inneholder nedbøren i denne regionen ca 50/50 av nitrat og ammonium. Det finnes få målinger av dette nærings stoffet i vassdragene. I regi av SFT-overvåkingen ble det gjort målinger i 1988 i de to elvene. Disse resultatene viste at det var påvisbare konsentrasjoner av NH₄ i hele vekstsesongen både i Mandalselva og Tovdalselva og at nivåene var omtrent de samme (figur 27). Kurvene viser også samme tendens til forskyvelse i årstidsvariasjon. Det finnes ikke noen langtids-trender å gå ut fra, men ut fra nedbør overvåkingen er det sannsynlig at utviklingen har vært parallell i de to vassdragene. I og med at det ikke er tendens til mer nitrat i vassdragene i de senere år, er det liten sannsynlighet for at ammonium-konsentrasjonene har økt.

Fosfor er også viktig for plantevekst. Denne parameteren overvåkes ikke i det ordinære SFT-programmet. I årene 1998 og 1999 ble det imidlertid foretatt målinger på total fosfor (Tot-P). I de to årene varierte Tot-P konsentrasjonene innenfor 3-8 µgP/l og 3-7 µgP/l i henholdsvis Tovdalselva og Mandalselva (figur 28). Det var en tendens til gjennomgående noe høyere verdier i Tovdalselva i forhold til Mandalselva. Dette betyr nødvendigvis ikke at det er mer tilgjengelig fosfor for plantevekst i Tovdalselva.

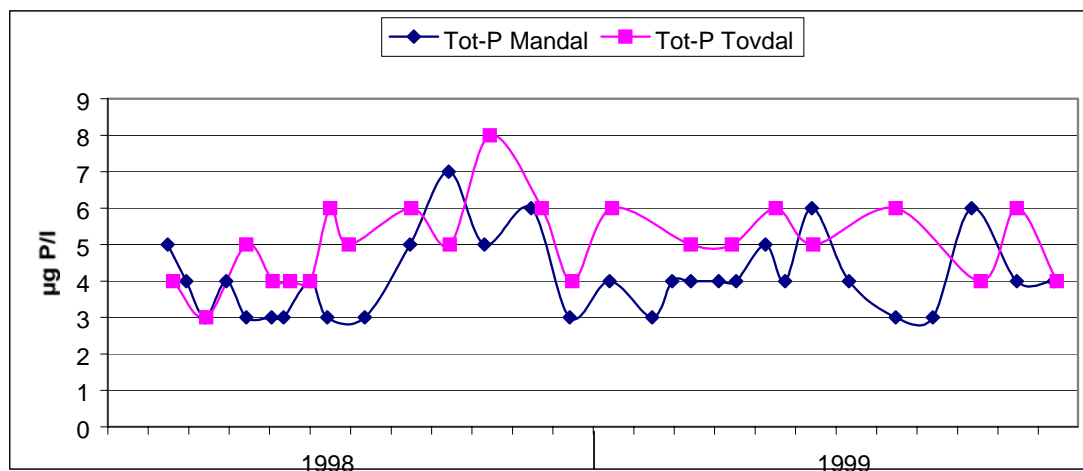
Ser en på forholdene omkring nærings stoffer generelt i de to vassdragene, basert på SFTs overvåkningsdata, er det vanskelig å påvise store forskjeller mellom Tovdalselva og Mandalselva. En kan slå fast at de to vassdragene har omtrent like forutsetninger for krypsivvekst hva tilgang på nærings stoffer angår. Det kan imidlertid forekomme lokale variasjoner på enkelte delstrekninger i begge vassdrag som ikke fanges opp av overvåkningsdataene.



Figur 26. Konsentrasjoner av nitrat i Mandalselva og Tovdalselva i perioden 1980-2000. Data fra SFTs overvåkningsprogram (SFT 1999).



Figur 27. Konsentrasjoner av ammonium i Mandalselva og Tovdalselva i 1988. Data fra SFTs overvåkningsprogram.



Figur 28. Konsentrasjoner av total fosfor i Mandalselva og Tovdalselva i perioden 1998-1999. Data fra SFTs overvåkningsprogram.

6.5 Vassdragsregulering (endret hydrologisk regime)

Mandalselva har vært regulert siden omkring 1930 og må i dag betraktes som sterkt regulert med sine 7 kraftstasjoner. Det ble gjort en gjennomgang av reguleringene i Mandalselva i forhold til krypsivvekst i 1993 hvor konklusjonen var at reguleringsinngrepene med utjevnet vannføring over året var viktigste årsak til den massive veksten av krypsiv på enkelte delstrekninger (Johansen 1993). Videre ble det gjort en konsekvensutredning i forbindelse med utvidelse og opprusting av nye Skjerka kraftstasjon i 1995 (Johansen og Tjomslund 1995). I denne rapporten ble det påpekt at en generell flomdempning og utjevnet vannføring som er resultatet av en utvidet regulering, vil gi bedre vekstforhold og mulighet for økt mengdemessig forekomst av bl.a. krypsiv. Nye Skjerka kraftstasjon ble satt i drift i april 1997. Det er ikke gjennomført noen ny kartlegging av arealutbredelsen av krypsiv i Mandalselva etter siste reguleringsinngrep. Data fra høstingsforsøk og kalkingsovervåkning viser imidlertid at krypsivet vokser minst like bra som før (basert på lengdevest av årsskudd) og at arealutbredelsen kan ha økt de siste årene på enkelte overvåkningslokaliteter.

Tovdalselva er bare i mindre grad påvirket av regulering. Den østlige sidegreina inn i Herefossfjorden er upåvirket av regulering. Den vestlige sidegreina av Tovdalselva, Uldalsvassdraget, er regulert med Hanefoss kraftstasjon som går ut i nordenden av Herefossfjorden. Kraftverket har en maks slukeevne på 34 m³/s og har Hanefossmagasinet som inntaksdam. Således vil Tovdalselva være påvirket av regulering fra Herefossfjorden og ned til utløp i havet, i tillegg til selve Uldalsvassdraget. Utbyggingen har skjedd i to trinn; først ved kgl. res. av 22.mars 1957 og deretter kgl. res. av 1.august 1969. Det er ikke gjort noen undersøkelser av krypsiv i forhold til reguleringsinngrepene i Tovdalsvassdraget. Det er derfor vanskelig å vurdere eventuelle effekter denne reguleringen har på krypsivveksten i vassdraget. Det er imidlertid kjent at det har vært rapportert om økt tilslamming og tilgroing i Uldalsvassdraget etter regulering. I forbindelse med kalkingsovervåkning er det også påvist store bestander av krypsiv i Vågsdalsfjorden (Brandrud m.fl. 1999, 2000). Av mulige effekter fra Herefossfjorden og videre nedover, kan en tenke seg at reguleringen kan bidra til en viss utjevning av vannføringen over året og også til en noe forhøyet vintervannføring. Dette vil avhenge av magasinkapasiteten og driften av kraftstasjonen, noe som ikke er utredet i denne sammenheng, men som vil være naturlig å gå inn på i forbindelse med en eventuell kartlegging av arealutbredelsen av krypsiv i hele Tovdalsvassdraget.

6.6 Sammenfatning

En sammenligning av forholdene i Mandalselva og Tovdalselva i perioden 1980-2000, viser at den vesentlige faktoren som skiller disse vassdragene er omfanget av reguleringsinngrep. Både eventuelle naturlige klimarelaterte svingninger i nedbør og temperatur, forsuring og kalking og eventuelle påvirkninger av økte næringstilførsler synes å virke likt i de to vassdragene. Etter at en startet vekstmålinger på årsskudd av krypsiv, har årsveksten vært tilnærmet like god i begge vassdragene. Reguleringsinngrepene i Mandalselva sørger imidlertid for at naturens egne reguleringsmekanismer overfor plantevekst i elveløpet blir kraftig redusert. Tap av plantebiomasse blir over tid mindre i reguleringspåvirkede elveavsnitt.

Klimarelaterte svingninger i nedbør og temperatur ser ut til å ha virket gunstig i hele perioden etter den kalde vinteren i 1996 i begge vassdrag. Milde vintre med mye nedbør har sørget for lite tap av planter også i deler av Tovdalselva som ikke er regulert. Det er også 8 år siden den siste store flommen i vassdragene. Kalkingen kan ha indirekte stimulert veksten av krypsiv i vassdragene ved at tilførsel av sur nedbør sørger for lokal refsuring på enkelte lokaliteter. Et mildt nedbørrikt klima vil derfor være årsaksfaktor nummer 2 etter regulering for fremvekst av krypsiv i Sørlandsvassdragene. En må forvente at den klimarelaterte fremveksten av krypsiv vil gå dramatisk tilbake dersom perioder med kalde nedbørfattige vintre igjen får virke.

7. Tiltak mot krypsiv

7.1 Tiltak mot problemvekst

Hva kan gjøres for å redusere tilgroingsproblemet med krypsiv? Tiltak kan rette seg mot å gjenskape de mindre gunstige vekstbetingelser som var tilfelle før regulering. En benytter seg da av naturens egne metoder. I dette ligger elementer som (i) flomepisoder, (ii) lav vintervannstand og (iii) islegging (jfr. Rørslett 1987, Rørslett m. fl. 1990, Brandrud & Johansen 1997). Slike tiltak vil imidlertid ofte komme i sterk konflikt med behovet for full drift av kraftverkene i vassdraget. Alternativt eller i tillegg må en derfor vurdere tiltak som maskinelt eller manuelt fjerner krypsivbestandene, som ofte også har mye akkumulert mudder.

På 1990-tallet er det på forsøksbasis foretatt ulike tiltak mot problemvekst både i Otra (Rørslett 1991, Rørslett 1997, Fløgstad 1996, Moe 1997) og i Mandalselva (Brandrud & Johansen 1997, Brandrud 1999b, Johansen 1999). Tabell 6 gir en oversikt over de utprøvde tiltakene.

Tabell 6. Oversikt over utprøvde tiltak mot krypsiv i Otravassdraget og Mandalselva.

Vassdrag	tidspunkt	tiltak	oppfølging	
Otra	1991	Innfrysning nedstrøms Brokke	Rørslett (1991)	
	1992	Innfrysning nedstrøms Brokke	Rørslett (1997)	
	1993	Høsting/mudring i terskelbasseng ved Valle	Rørslett (1997)	
	1993	Høsting/mudring ved Straume bru (lite felt)	Rørslett (1997)	
	1996	Høsting/klipping med Watermaster RS2000	- i terskelbasseng ved Valle	Rørslett (1997)
			- i Straumefjorden nedstrøms Brokke	Rørslett (1997)
			- i Venneslafjorden	Fløgstad (1996)
1997	Høsting/fjerning med gravemaskin/hjullaster i Venneslafjorden etter senking	Moe (1997)		
Mandalselva	1996	Høsting/klipping med Watermaster RS2000 i Sveindalområdet	Brandrud og Johansen (1997)	
		Manuell rensking av små arealer (50 og 100 m ²) i Sveindalområdet	Brandrud (1999b)	
			Johansen (1999)	

Ut fra erfaringene med disse forsøkene kan en stille opp følgende liste over realistiske bekjempningsmetoder (jfr. også bl.a. Rørslett 1987):

- | | |
|----|--|
| 1. | Mekanisk fjerning (slåmaskin, gravemaskin) |
| 2. | Manuell rensking |
| 3. | Spyleflommer |
| 4. | Innfrysning ved lav vintervannføring |

Det må understrekes at alle disse tiltakene, – enten brukt alene eller i kombinasjon, krever *regelmessig gjentakelse* og oppfølging dersom krypsivet skal holdes nede.

7.1.1 Forslag til tiltaksplan

Ut i fra erfaringer til nå med krypsivfjerning, kan man tenke seg følgende strategi for å holde krypsivet på et stabilt, lavt nivå:

1. **Starttiltak/basistiltak.** En ”tung” innsats f.eks. med slåmaskin, gravemaskin, eventuelt enklere utstyr som steinsvans på vinsj for å fjerne de store mengdene med krypsiv, torvmose og mudder som er akkumulert over 30-40 år.
2. **Etterrens** f.eks. ved spyleflom, kombinert med manuell rensning for å fjerne siste rester (vekstpunkter) av krypsiv.
3. **Oppfølgende tiltak** f.eks. hvert 2. eller 3. år for å holde bestandene nede (må skje før bestandene er blitt tette), f.eks. innfrysing/isgang kombinert med spyleflom.

7.2 Mekanisk fjerning med slåmaskin

Forsøk med mekanisk fjerning startet i Otra i terskelbasseng ved Valle og et mindre felt i Straume-fjorden ved bruk av slamsuger (eldre type av Watermaster) i 1993 (Rørslett 1997). I 1996 ble det på forsøksbasis foretatt fjerning av krypsiv med slåmaskin i Mandalselva ved Sveindal og i Otra ved Rysstad (Straumefjorden), i terskelbasseng ved Valle og i Venneslafjorden. Den vanngående slåmaskinen (Watermaster RS 2000) som ble benyttet, både klipper og tar opp krypsivet, - og deponerer krypsivmassen på land (jfr. Brandrud og Johansen 1997, Rørslett 1997). I 1997 ble det foretatt fjerning med gravemaskin i Venneslafjorden etter en større aksjon som bl. a. innebar senking av vannstanden (Moe 1997).

Disse tiltakene har i ulik grad lyktes i å fjerne krypsivet, men felles for alle disse maskinelle tiltakene er at de er kostbare, og at krypsivet kommer relativt raskt tilbake igjen etter behandling. Tiltakene krever m.a.o. en mer eller mindre jevnlig oppfølging, ellers er de av meget liten verdi for vassdraget og dets brukergrupper. Dette er også i tråd med utenlandske erfaringer med mekanisk fjerning (Madsen m. fl. 1988, Painter 1988).

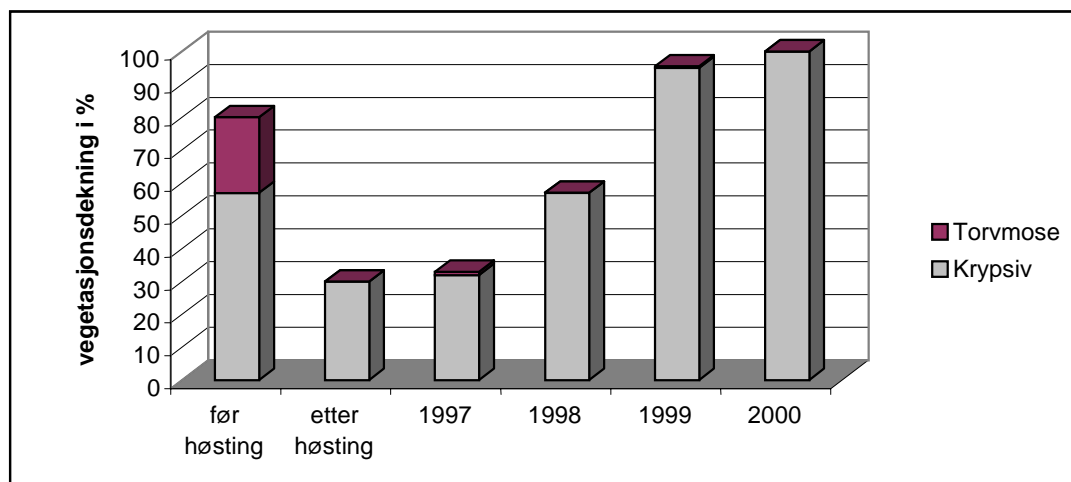
7.2.1 Erfaringer fra Mandalselva

Forsøkene med slåmaskin i Sveindalsområdet i Mandalselva i 1996 må betegnes som middels vellykket. Vellykket på den måten at det har vist at det går an å fjerne og få på land det aller meste av plantematerialet og mudder fra grunne problemområder, mindre vellykket i den forstand at krypsivet har vist en meget rask regenerering fra kun små restforekomster.

Ved Sveindal måtte det største problemarealet i midtre/øvre Kilen (Sveindal nord) unntas fra tiltaket fordi maskinen ikke kom opp pga. lav vannføring og enkelte stein/bergterskler (Brandrud og Johansen 1997). Imidlertid ble store arealer av bassenget ved Vestre Sveindal slått/klippet. Området ansees som optimalt med jevne, flate sand/grusbanker med dybde omkring 1 m. Området var før slått karakterisert av kompakte, gamle tilgroingsområder med krypsiv og dessuten svært mye horntorvmose (*Sphagnum auriculatum*) og opp til 50 cm tykke mudder/detritus-lag.

Slåmaskinen kom til og fikk slått/klippet på ca 50% av krypsivarealet ved Vestre Sveindal (ca. 65% i kjerneområdet), dvs. i dybdesonen 80-120 cm. Ved en styrt manøvrering av kraftverket ved Håverstad, med f.eks. med én høy og én lav vannføring, ville slåmaskinen kunne ha kommet til på større områder (trolig 70-80% av krypsivdekket areal, som er i dybdesonen 40-150 cm ved lav sommervannføring, tilsvarende ca. 30 m³/sek ved Kjølemo). På det arealet der det ble slått/klippet tok maskinen med seg anslagsvis 90% av de enorme mengdene med plantebiomasse og akkumulert mudder. Mye av bunnen var helt snauskrapet, slik at den lyse sand/siltbunnen under ble eksponert. Imidlertid ble det igjen flekkvis små rester av detritus og mer eller mindre levende fragmenter av krypsivskudd. Disse restene dekket anslagsvis 30% av bunnen etter slått (Brandrud og Johansen 1997).

Det viste seg at slått førte til en re-vitalisering av gjenstående krypsivresten, som med forbedret lys-, vann- og sediment-kontakt dannet lange årsskudd allerede året etter slått. Etter to år var vegetasjonsdekningen kommet opp i over 70% av den opprinnelige (figur 29). Etter 3 år var arealet tilnærmet fullt tilgrodd med tette bestander i og nær overflaten (Johansen 1999). Etter 4 år hadde krypsivplantene i overflaten utviklet en kompakt matte med grønne friske skudd som nærmest så ut som en gressplen. Resultatet 4 år etter høsting er at man har fått en tettere og mer vital krypsivbestand, riktignok uten de kompakte lagene med torvmose og mudder som var der *før* slått. Slike tette bestander vil etter hvert fylles opp med mudder igjen og en vil gradvis kunne gå over i en tilstand lik før høsting.



Figur 29. Tidsutvikling 1996-2000 i vegetasjonsdekning (krypsiv og horntorvmose) i et område som ble høstet ved hjelp av Watermaster RS2000 i 1996 ved Sveindal i Mandalselva.

7.2.2 Erfaringer fra Otra

I 1993 ble det foretatt krypsivfjerning med slamsuger fra terskelbassenget ved Valle sentrum ("Harstad-bassenget") (Rørslett 1997). Her var resultatet nokså tilsvarende som ved Vestre Sveindal. Det meste av plantemasse og mudder ble fjernet, men omtrent 30% av behandlet areal var fortsatt dekket av krypsivresten. Som ved Sveindal var gjenveksten meget rask fra disse skuddrestene, og etter tre år hadde krypsivbestandene samme tetthet og arealomfang som før tiltaket.

I 1993 ble samme maskin brukt på et mindre areal ved Straume bru nedstrøms Brokke. På dette arealet klarte maskinen å fjerne krypsivplantene helt inklusive rotstokker og sediment på bunnen. Flybilder fra 1995 og feltbefaring i juli 1996 viste at feltet fortsatt fremsto som delvis ubevokst (Rørslett 1997). Dette er igjen et eksempel på hvor viktig det er å få rensket opp alt plantematerialet og ikke la det stå rester igjen.

I 1996 ble den vanngående slåmaskinen (Watermaster RS 2000) forsøkt i det samme terskelbassenget ved Valle Sentrum som i 1993, men krypsivområdene stod stort sett for grunt, og framkommeligheten var derfor meget begrenset. Det ble tatt opp lite plantemateriale.

I 1996 ble det også foretatt tiltak med slåmaskinen i Straumefjorden nedstrøms Brokke kraftstasjon. Dette er det største problemområdet med krypsiv i Otra. Det ble tatt opp betydelige plantemengder (13-1400 m³), men tiltaket må betraktes som mindre vellykket her enn Sveindal-96 og Valle-93: De fleste og største krypsivbestandene i Straumefjorden står noe dypere enn ved Sveindal og Valle, og slåmaskinen greide kun en begrenset toppklipping av disse strømsåtene. Slike avklipte bestander hadde en meget rask regenerering av nye skudd. Dermed ble effekten av tiltaket meget kortvarig.

Watermaster RS 2000 ble også forsøkt i Venneslafjorden i samme perioden (Fløgstad 1996). Det ble tatt opp 50-60m³ med krypsiv. Der maskinen hadde gått ble det beste resultatet beskrevet som "Alt krypsiv fjernet (bortsett fra små partier på bunnen)". Denne beskrivelsen kan passe bra med det som ble observert i Sveindal-området hvor det ble anslått å gjenstå ca. 30% etter rensking. De renska flatene i Venneslafjorden er ikke fulgt opp med registreringer i årene etter.

En generell erfaring med slåmaskinen som ble brukt i 1996, var at den bare fungerer optimalt når den skraper helt ned mot sedimentflaten og dermed kan "måke" med seg hele planter samt mudder. Ved klipping blir ikke de nederste vekstpunktene fjernet, og plante-såtene regenererer etter 1-2 år. Ved toppklipping glir dessuten de glatte krypsivsåtene ofte unna og det er vanskelig å få tak i plantene.

7.2.3 Konklusjoner

Følgende konklusjoner kan trekkes fra fjerning av krypsiv ved hjelp av slåmaskin:

- maksimalt 70% av bunnen renskes helt, og varigheten av tiltaket er maksimalt 3 år
- maskinen er avhengig av jevn grus/sandbunn
- maskinen er avhengig av gruntnivå/lav vannstand: tar effektivt kun når slåmaskinen skraper ned mot sedimentflaten (grunnere enn ca 1 m)
- maskinen får ikke tak i, og greier i liten grad å klippe krypsivsåtene som står dypere enn 1 m
- toppklippede bestander har de viktigste vekstpunktene intakt og regenererer meget fort (1-2 år)
- "avskrapete" bestander har intakt små rester av krypsiv som regenererer på ca 3 år, men de fjernete massene av mudder og torvmose vil ta betydelig lengre tid å regenerere
- ved etterrensk av arealene, slik at tilnærmet alle krypsivrestene fjernes, vil effekten av tiltaket kunne forlenges betydelig
- behandling med slåmaskin må inkludere jevnlig, oppfølgende tiltak
- tiltak med slåmaskin er svært kostbart, og bør kun brukes på egnete arealer, og kun som initialtiltak, med billigere, oppfølgende tiltak.

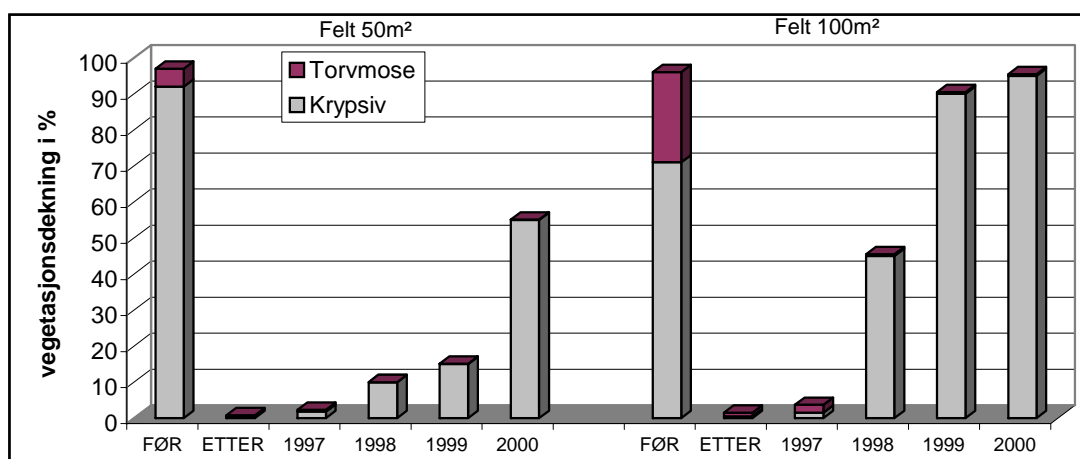
7.3 Rensking med gravemaskin og hjullaster (Aksjon Venneslafjord 1997)

Sommeren 1997 ble det gjort et forsøk med mekanisk fjerning av krypsiv og slam i Venneslafjorden (Aksjon Venneslafjord, Moe 1997). Forsøket var planlagt og organisert som en større dugnadsaksjon hvor målsetningen var både å få fjernet krypsiv og slam fra prioriterte områder, samt å få mest mulig erfaring med bruk av gravemaskin og hjullaster som arbeidsredskaper med tanke på en mer omfattende opprenskingsaksjon ved en senere anledning. En viktig forsøksbetingelse var en senking av Venneslafjorden på ca. 0,6m under lav sommervannstand i de dagene renskearbeidene pågikk. Aksjonen ble betegnet som svært vellykket. Arealet som ble rensket var omtrent som planlagt samtidig som det ble gjort nyttig erfaring med maskinbruk, behandling av særdeles vannholdig slam- og mudder-masser, samt deponering.

Når det gjelder videre oppfølging av forsøket i Venneslafjorden med tanke på en vurdering av effekten av renskingen på lengere sikt, foreligger det ikke noe skriftlig materiale på dette. Ifølge Eli Moe (pers.medd.) ble det gjort registreringer på de renska feltene i desember 1999. Det var da fortsatt forskjell på renskede og ikke renskede områder selv om det var tydelig at gjenveksten av krypsiv var godt i gang. Det var fortsatt mulig å se sandbunn inn i mellom krypsivbestandene. Der det var bevisst kjørt på med sand på badeplassene og folk har brukt badeplassene, virket det som om renskingen hadde holdt seg lengst. I september 2000 ble det tatt bilder av Venneslafjorden fra fly. Ifølge Tore Kviljo (Fylkesmannens Miljøvernaveidning i Vest-Agder) er det vanskelig å skille ut områdene som ble rensket ut fra ubehandlede områder på disse bildene. En mulig tolkning av registreringene 3 år etter tiltaket blir derfor at også denne form for opprensning har hatt begrenset varighet.

7.4 Manuell rensking

Manuell renskning med enkel håndredskap kan være et viktig supplement til maskinell fjerning (etterrensk). Manuell renskning ble forsøkt i Sveindalsområdet i Mandalsvassdraget i 1996 (Brandrud & Johansen 1997). Her ble små flater på 50 og 100m² i beskyttet, svært sakteflytende og litt mer strømmende områder tilnærmet 100% rensket for krypsiv, planterester, detritus og mudder. Flatene lå inne i kompakte krypsivbestander, slik at det etter rensking var vegger av krypsiv på alle kanter. Tidsutvikling i vegetasjonsdekning på de to flatene er vist i figur 30.



Figur 30. Tidsutvikling 1996-2000 i vegetasjonsdekning (krypsiv og horntorvmose) på 2 felter (50 og 100m²) manuelt rensket i 1996 ved Sveindal i Mandalselva.

De to feltene har hatt en forskjellig utvikling de 4 årene etter rensking. Første året etter rensking var gjenveksten av krypsiv meget liten (under 2%) på begge feltene. Deretter hadde det største feltet en tilsvarende utvikling som det maskinslåtte arealet ved at det allerede etter 3 år var kommet opp i tilnærmet samme vegetasjonsdekning som før rensking. Etter 4 år var hele 95% av bunnarealet dekket av krypsiv med ca. 70% dekning i overflaten. Det minste arealet har holdt seg tilnærmet åpent i den første 3-års perioden, mens det først etter 4 år ble fart i reetablering og gjenvekst av krypsiv. Etter 4 år var 55% av bunnarealet dekket av krypsiv med ca. 15% dekning i overflaten.

Årsaken til den forskjellige utviklingen på de to manuelt renskede flatene er ikke forsøkt analysert i detalj. I utgangspunktet var feltene imidlertid noe forskjellig. Forholdet mellom krypsiv og torvmose var forskjellig i de to områdene før rensking, noe som kan indikere forskjellig alder på tilgroingen. (100m²-feltet som hadde mest torvmose ble trolig tilgrodd tidligere enn 50m²-feltet). Etter rensking var det også mer mudder igjen på 100m²-feltet (ca. 30%) enn på 50m²-feltet (<10%) (Brandrud og Johansen 1997). Følgelig kan det tenkes at 100m²-feltet ligger i et område med noe større hastighet på vannet som gjør at både tilgroing og sedimentasjon går langsommere.

Beliggenheten (og også størrelsen) av de manuelt renskede feltene inne i kompakt vegetasjon gjør også at resultatene herfra ikke nødvendigvis vil være direkte overførbare til et tilsvarende storskalaforøk. Trolig ville tilgroingen i tilsvarende områder ha gått betydelig langsommere dersom et større areal hadde blitt rensket på samme måte. Forsøkene viser imidlertid at en kan regne med en varighet på 3-5 år med denne form for rensking. I forhold til nytteverdien kan trolig slike manuelle etterrensk tiltak være kostnadseffektive, selvom de vil være meget tidkrevende på store arealer. Slike tiltak kan tenkes gjennomført ved ekstrem lav (sommer) vannføring, og bør kombineres med spyleflommer.

7.5 Manipulering med vannføring – innfrysing og spyleflommer

Manipulering med vannføring (hydrologisk manøvrering) innebærer et forsøk på å påføre plantene så mye fysisk stress at de blir erodert bort, enten ved at de blir innfrost og eventuelt fjernet av isen, eller at de blir revet opp av flom. Spyleflommer er et relativt velutprøvd vegetasjonsbekjempende tiltak (Reiser m. fl. 1985). I Norge er det foruten innfrysningsforsøket i Otra, bare gjort spredte forsøk med bruk av spyleflommer som rensketiltak og da på andre vegetasjonselementer enn krypsiv som moser og alger (Rørslett m.fl. 1989, Brodtkorb m.fl. 1999). Fortrinnsvis bør innfrysning og spyleflom benyttes i kombinasjon for å få en optimal effekt.

Tiltak med innfrysning innebærer at man reduserer vannføringen til et minimum over en periode vinterstid. Perioden må være lang nok til at man oppnår (i) en skikkelig islegging og innfrysning på vanndekte arealer, og (ii) innfrysning av hele plantesåtene for de bestandene som blir liggende over vannflaten. På vanndekte arealer vil krypsivet fryse inn i isen og bli revet opp ved isgang. På ikke-vanndekt areal vil krypsivsåtene visne ned og kunne bli skyllet ut ved spyleflom. Det er dokumentert at undervannsbestander av krypsiv har en lav frosttoleranse, og vil dø hvis de blir eksponert for frost ved $\pm 10^{\circ}\text{C}$ over et tidsrom på 1-3 døgn (Rørslett 1991, Brandrud & Johansen 1992). En sterkt redusert vannføring over en kortere periode (f.eks. en helg) vinterstid kan imidlertid komme i betydelig konflikt med behovet for kraftproduksjon, og kan således være meget vanskelig å få til på enkelte elvestrekninger.

Som nevnt tidligere må krypsivfjerning følges opp mer eller mindre regelmessig, slik at ikke plantene på nytt får fotfeste og raskt (igjen) kan fylle opp de gamle problemvekstarealene. Ulike typer manipulering med vannstand kan være egnet som slike oppfølgende tiltak. En kan også tenke seg dette som primærtiltak/startiltak, men det er trolig vanskelig å få fjernet de kompakte bestandene som har bygget seg opp over 30-40 år ved kun å bruke hydrologisk manøvrering. Dessuten vil erosjon ved innfrysning av de kompakte bestandene og påfølgende flom føre til meget store mengder av drivmateriale som vil legge seg langs strender og tette varegrinder i kraftstasjonene.

7.5.1 Erfaringer fra Otra

Innfrysning ved lav vintervannstand med påfølgende spyleflom ble forsøkt i Otra nedstrøms Brokke kraftstasjon (Straumefjorden) i en kuldeperiode i januar 1991 (Rørslett 1991). Kraftverket sto stille i 4 døgn før det gikk opp til normalt driftsnivå igjen. Denne manøvreringen medførte en senking i vannstand på 70 cm, dannelse av et 10-12 cm tykt islag på Otra og en spyleflom opp fra 3-4 m³/s til vel 150 m³/s i løpet av en time.

Innfrysningen medførte store skader på krypsiv-plantene og man oppnådde nesten 100% dødelighet på de grønne skuddelene som ble innefrosset. Selve isgangen rev opp store flak med krypsiv inklusive røtter og fraktet plantematerialet helt ned til Åraksfjorden. Størst virkning hadde isgangen på veksten på de grunneste partiene, mens plantene på dypere vann ble berørt i mindre omfang. Påfølgende sommer ble det påvist mye døde og skadete planter og til dels liten gjenvekst langs strendene av Otra. Ute i elva var det imidlertid betydelig grad av gjenvekst i bestander som hadde overlevd. Flybilder tatt sommeren 1991 viste at bevokst areal med krypsiv var redusert fra 62% i 1989 til omkring 44% i 1991. Store områder hadde bare rester igjen av de tette bestandene som eksisterte før innfrysningen og isgangen i Otra.

Det ble gjort et nytt innfrysningsforsøk i 1992. Dette var mindre vellykket enn det første. En oppfølging av innfrysningsforsøkene ble gjort ved analyse av flybilder fra 1995 og befaringer i 1996 (Rørslett 1997). Det ble konstatert at innfrysningsforsøkene i 1991 og 1992 ikke hadde noen varig effekt mhp. å fjerne krypsivet fra elva. Etter 3 år var omlag halvparten av opprensningseffekten ved innfrysningene gått tapt. Det er imidlertid grunn til å tro at effekten av disse tiltakene vil være større hvis de ble benyttet etter en førstegangs fjerning og "åpning" av de kompakte krypsivbeltene.

8. Referanser

- Andersen, K.M. 1983. Strandvegetasjonen og dens forandringer i det regulerte Nea-vassdraget, Sør-Trøndelag. H.oppg. i botanikk. Univ. Trh. 226s.
- Andersen, K.M. og Fremstad, E. 1986. Vassdragsreguleringer og botanikk. En oversikt over kunnskapsnivået. Økoforsk rapport 1986 (2). 90s.
- Andersen, T. 1952. Makrovegetasjonen i vann på kysten av Vest-Agder samt i høyereliggende strøk av Agder og Telemark. H.oppg. i botanikk, Univ. Oslo.
- Appelberg, M. & Brandrud, T.E. 2000. Mål för kalkingsverksamheten. [I:] Svenson, T. (red.). Kalking på 2000-talet. Dokumentation från svensk-norsk workshop och konferens om försurning och kalking. Falun 28-30 sept. 1999. Naturvårdsverket rapp. 5086. Stockholm.
- Ascherson, P. & Graebner, P. 1902-1904. Synopsis der Mitteleuropaischen Flora, Vol. 2. Leipzig.
- Berge, D. (red.) 1983. Tyrifjorden. Tyrifjordundersøkelsen 1978-81. Sammenfattende sluttrapport.
- Braarud, T. 1928. Den høiere vegetasjonen i Hurdalssjøen. – Nyt Mag. Naturv., 67, 53 sider.
- Braarud, T. og Aalen, O.J. 1938. Undersøkelser over makrovegetasjonen i endel Aust-Agder-vatn. Nytt. Mag. Naturvidensk. 79: 1-48.
- Brandrud, T.E. 1995a. Vannvegetasjon i Molaugvatn, Frafjordvassdraget, Rogaland. En vurdering av tilgroing og mulige konsekvenser av kalking. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport Inr. 3340.
- Brandrud, T.E. 1995b. Virkning av kalking på krypsiv og annen begroing i Otravassdraget. En konsekvensutredning Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport Inr. 3266.
- Brandrud, T.E. 1996. Vegetasjonsproblemer i ferskvann etter kalking. [i:] Halvorsen, G. (red.) Konsekvenser av kalking i skog og vatn. Bø i Telemark 14.-15. november 1995. Seminarrapport. Norsk Limnologiforening, rapp.: 96-105.
- Brandrud, T.E. 1997a. Bjerkreimsvassdraget. Makrovegetasjon. s140-141 i: DN-Notat 1997-1. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1996.
- Brandrud, T.E. 1997b. Tovdalsvassdraget. Makrovegetasjon. s61-63 i: DN-Notat 1997-1. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1996.
- Brandrud, T.E. 1997c. Arendalsvassdraget. Makrovegetasjon. s32-33 i: DN-Notat 1997-1. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1996.
- Brandrud, T.E. 1998a. Arendalsvassdraget. Makrovegetasjon. i: DN-Notat 1998-3. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1997.
- Brandrud, T.E. 1998b. Bjerkreimsvassdraget. Makrovegetasjon. i: DN-Notat 1998-3. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1997.

- Brandrud, T.E. 1998c. Biologisk mangfold i verneområder på Ringerike. Vann- og sumpvegetasjon, samt soppflora i tilknytning til kroksjøer langs Storelva og i deltaet i Nordre Tyrifjorden. NIVA rapp. 3856-98. Oslo.
- Brandrud, T.E. 1999a. Arendalsvassdraget. Makrovegetasjon. s37-38 i: DN-Notat 1999-4. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1998.
- Brandrud, T.E. 1999b. Mandalselva. Makrovegetasjon. s113-114 i: DN-Notat 1999-4. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1998.
- Brandrud, T.E. 1999c. Tiltak mot krypsiv i Mandalsvassdraget. Vegetasjonsutvikling i Sveindalsområdet i 1998. NIVA-notat 8.febr. 1999. Upubl.
- Brandrud, T.E. 1999d. Undersøkelse av vannvegetasjon i forsurete/kalkete lokaliteter i Hordaland i 1996-97: Eksingedalsvassdraget i Vaksdal, Frølandsvatn i Samnanger og Havsgårdsvatn i Fusa. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport lnr. 4074
- Brandrud, T.E. 2000. Effekter av forsuring og kalking på makrovegetasjon i vann. En kunnskapsstatus. – DN-utredning nr. 2000-6, 63 sider.
- Brandrud, T.E., Rørslett, B. 1988. Innfrysning av krypsiv - resultater av forsøk 1988. Notat 2.12.1988. NIVA O-88095 (inkl. i Brandrud & Johansen 1992).
- Brandrud, T.E., Mjelde, M. & Rørslett, B. 1989. Vegetasjonsundersøkelser i Nitelva, Akershus, 1988. NIVA-rapp. 2300.
- Brandrud, T.E., Berge, D. 1991. Tilgroing med krypsiv i Begna oppstrøms Hensfossen. Vurdering av omfang, årsaker og muligheter. NIVA-notat. Upubl.
- Brandrud, T.E.; Johansen, S.W. 1992. Flotgras og krypsiv i terselbasseng i Otra. Pilotforsøk med testing av frosttoleranse. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport lnr. 2773. 12s.
- Brandrud, T.E., Mjelde, M., Lindstrøm, E-A. 1992. Tilgroing med vannvegetasjon i terkselbasseng i Eksingedalselva, Hallingdalselva og Skjoma. Omfang, årsaker og tiltak. NIVA-rapport lnr. 2826.
- Brandrud, T.E. & Mjelde, M. 1993. Tålegrenser for overflatevann. Makrovegetasjon. Naturens Tålegrenser rapp. 29.
- Brandrud, T.E. & Mjelde, M. 1996. Undersøkelser av vannvegetasjonen på Lesjaleirene, Oppland fylke 1989-94. Biotopjusteringsprogrammet - Terskelprosjektet, rapp. nr. 36, NVE, Oslo.
- Brandrud, T.E. & Aagaard, K. (red.) 1997. Virkninger av forurensning på biologisk mangfold: Vann- og vassdrag i by- og tettstedsnære områder. En kunnskapsstatus. NINA temahefte 13-97/NIVA rapp. 3734-97, Trondheim.
- Brandrud, T.E., Johansen, S.W. 1997. Tiltak mot krypsiv. Vegetasjonsfjerning i Sveindalsområdet i Mandalsvassdraget 1996 Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport lnr. 3759. 26s.
- Brandrud, T.E., Johansen, S.W. 1999. Ny trase E39 over Selura ved Flekkefjord. Effekter på vannvegetasjon og tilgroing. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport lnr. 4050.
- Brandrud, T.E. og Mjelde, M. 1999. Vasspest (*Elodea canadensis*). Effekter på biologisk mangfold. Spredningsmønstre og tiltak. NIVA-rapport lnr. 4075-99.

- Brandrud, T.E., Halvorsen, G., Raddum, G.R., Brettum, P., Halvorsen, G.A., Lindstrøm, E.-A., Scnell, Ø.A., Storeid, S.-E. & Walseng, B. 1999. Effekter av kalking på biologisk mangfold. Basisundersøkelser i Tovdalsvassdraget 1995-96. DN-utredning 1999-9.
- Brandrud, Brettum, P., Dolmen, D., Halvorsen, G., Halvorsen, G.A., Lindstrøm, E.-A., Romstad, R. og Scnell, Ø.A. 2000. Effekter av kalking på biologisk mangfold. Undersøkelser i Tovdalsvassdraget 1997-98, de to første årene etter kalkingsstart. - DN-utredning 2000-4.
- Brodtkorb, E., Asvall, R.P., Erichsen, B. Koksvik, J.I. og Reinertsen, H. 1999. Vannslipp i Altaelva i april 1999: Effekter på vanntemperatur, begroing og bunndyr i Sautso. – Altaelva-rapport nr. 12, 17 sider.
- Buchenau, F. 1890. Monographia Juncacearum. Leipzig.
- DN-notat 2000-2. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1999, 536 sider.
- Drangeid, S.O.B. 1984. Botaniske undersøkelser i Sokndalsvassdraget. Kont.utv. for vassdr.reg. Oslo, rapp. 72.
- Fløgstad, Anne. 1996. Vannvegetasjon og bunnslam i Venneslafjorden. – Arbeidsrapport, september 1996, 12 sider.
- Fægri, K. 1960. Maps og Distribution of Norwegian Vascular Plants. Vol. I. Coast Plants. Oslo University Press, Oslo.
- Gerloff, G.C. & Krombholz, P.H. 1966. Tissue analysis as a measure of nutrient availability for the growth of angiosperm aquatic plants. Limnol. Oceanogr., 11: 529-537.
- Gravem, F. 1999. Kartlegging av krypsiv og oppvekst- og gytemuligheter for fisk i Otra mellom Tjurrmo og Hekni kraftverk i 1999. Statkraft Engineering rapport SE/99/120.
- Hessen, D.; Brandrud, T.E.; Bækken, T.; Kjellberg, G., Lindstrøm, E.A.; Mjelde, M. og Rørslett, B. 1992. Etterundersøkelser ved Osa kraftverk, Strandfossen kraftverk og Braskereidfoss kraftverk, Hedmark. – NIVA-rapport 2703.
- Hindar, A. og Rørslett, B. 1989. Forurensningseffekter av en barkfylling nederst i Gjerstadvassdraget i Aust-Agder. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport lnr. 2247.
- Hultèn, E. 1971. Atlas över växternas utbredning i Norden. Generalstabens litografiska anstalts förlag, Stockholm.
- Hvoslef, S. 1986. Befaring 20.8.85 i Storebukta med tilstøtende vassdrag (Vennesla kommune), NIVA O-85153. Notat 5.2.1986.
- Hvoslef, S. og Mjelde, M. 1983. Strandvegetasjon i Vansjø, vannstandsvekslingers virkning på strandvegetasjonen. Norsk institutt for vannforskning. Overvåkingsrapport 124/84. NIVA-rapport OR-1596.
- Johansen, S.W. 1993. Krypsiv i Mandalsvassdraget. Status for utbredelse, vurdering av tilgroing og årsaker, samt forslag til tiltak. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport lnr. 2954. 56s.
- Johansen, S.W. 1997. Krypsiv i Suldalslågen 1997. Status for utbredelse og omfang før kalking Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport lnr. 3757. 22s.

Johansen, S.W. 1999. Tiltak mot krypsiv i Mandalsvassdraget. Vegetasjonsutvikling i Sveindalsområdet i 1999. NIVA-notat 8.desember 1999, 6 sider. Upubl.

Johansen, Stein W;Brandrud, Tor Erik; Mjelde, Marit; Tjomsland, Torulv. 1991. Ny E-76 i Seljord. Konsekvensvurdering av ny vegtrase rundt Seljord sentrum vedrørende strømforhold, vannkvalitet og tilgroing. - NIVA-rapport O-91111 (OR-2632), 42 sider.

Kaste, Ø., Brandrud, T.E., Larsen, B.M., Lindstrøm, E.-A., & Raddum, G.G. 1997. Mandalsvassdraget (i:) DN-notat 1997-1. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1996.

Kaste, Ø., Larsen, B.M., Fjellheim, A., Schnell, Ø.A., Brandrud, T.E. & Lindstrøm, E.-A. 1998. Mandalsvassdraget (i:) DN-notat 1998-3. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1997.

Kvifte, R.M. 1941. Undersøkelser av den høyere vegetasjon i Vegårvann. H.oppg. i botanikk, Univ. Oslo.

Larsen, B.M., Løvhøiden, F. & Brandrud, T.E. 1997. Frafjordelva. (i:) DN-notat 1997-1. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1996.

Lid, J. og Lid, D.T. 1994. Norsk flora. Det norske samlaget, Oslo. 6.utg. ved Reidar Elven.

Lie, A. 1999. Høyere vannvegetasjon i Audna. – Natur i Sør. Agder naturmuseums rapportserie 1999-1.

Lucassen, ECHET. (Nijmegen), Oonk, M.M.A. (Nijmegen), Roelofs, J.G.M. (Nijmegen), Brandrud, T.E. 1996. The effect of acidification, liming and reacidification on water quality, sediment characteristics and macrophyte development of SE and SW Norwegian soft-water lakes. Rapport utgitt i samarbeid mellom Katholieke Universiteit Nijmegen og Norsk institutt for vannforskning (NIVA) 1996. NIVA-særtrykk S-2190

Lydersen, E., Andersen, S., Andersen, T., Brettum, P., Bekken, T., Lien, L., Lindstrøm, E.-A., Mjelde, M., Solheim, A.L., Rørslett, B., Tjomsland, T., Oredalen, T.J., Veidel, A., Aanes, K.J. 2000. Limnologiske undersøkelser i Breisjøen og Store Gryta, 1998/1999. Bakgrunnsrapport Thermosprosjektet. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-raaport lnr. xxxx (under utarb.)

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.

Mjelde, M. 1987. Tilgroing med høyere vegetasjon i Børselva, Ballangen kommune 1986. Norsk institutt for vannforskning, NIVA-rapport OR-1930.

Mjelde, M. 1997a. Status for vasspest (*Elodea canadensis*) i Norge. Spredningsomfang og eksempler på effekter. NIVA-rapport OR-3607.

Mjelde, M. 1997b. Virkninger av forurensning på biologisk mangfold: Vann og vassdrag i by- og tettstedsnære områder. Vannvegetasjon i innsjøer - effekter av eutrofiering. En kunnskapsstatus. NIVA-rapport lnr. 3755-97.

Mjelde, M. 2000a. Eksingedalsvassdraget. Makrovegetasjon (karplanter og vannmoser). s467-469 i: DN-Notat 2000-2. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1999.

- Mjelde, M. 2000b. Arendalsvassdraget. Makrovegetasjon (karplanter og vannmoser). s54-56 i: DN-Notat 2000-2. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1999.
- Mjelde, M., Hvoslef, S. 1985. Undersøkelser i Drammenselva 1982-1984. Norsk institutt for vannforskning. NIVA rapport Inr. 1766.
- Mjelde, M., Rørslett, B. 1987. Modalsvassdraget, Hordaland fylke. Konsekvenser for vannkjemiske og biologiske forhold ved utvidet regulering i Modalsvassdraget Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport Inr. 2087. 28s
- Mjelde, M., Brandrud, T.E. & Lindstrøm, E.A. 1992. Vannvegetasjonen i Hafsløvatnet, Luster kommune. Vurdering av tilgroingsituasjonen. NIVA-rapp. 2817.
- Mjelde, M. & Brandrud, T.E. 1994. Vannvegetasjonen i Hafsløvatn. Undersøkelser 1994. NIVA-rapp.3167 (O-94133).
- Moe, Eli. 1997. Aksjon Venneslafjorden. – Rapport Vennesla kommune, august 1997, 16 s + vedlegg.
- Nilsson, C. 1979. Vegetasjonsforhållanden i kraftverksälver. Svensk Bot. Tidskr. 73: 257-265.
- Nilsson, C. 1984. Effect of stream regulation on riparian vegetation. S93-106 i: Lillehammer, A. og Sahlteit, S.J.: Regulated Rivers. Univesitetsforlaget, Oslo.
- Næss, I.G. 1983. Økologiske studier av mosevegetasjonen i rennende vann i Gjerstad- og Tovdalsvassdraget, Aust-Agder fylke. Hovedfagsoppg., Univ. Oslo (upubl.), 148 s.
- Often, A., Haugan, R., Røren, V. og Pedersen, O. 1998. Karplantefloraen i Hedmark: sjekklister, plantegeografiske elementer og foreløpige utbredelseskart for 488 taksa. Fylkesmannen i Hedmark, Miljøvernnavdelingen, rapp.nr.6/1998: 1-261.
- Otnes, J. og Ræstad, E. 1978. Hydrologi i praksis. 2.utg. Ingeniørforlaget Oslo. 314s.
- Ousdal, J.O. 2000. Problemvegetasjon i Kvina. En innledende registrering i tre utvalgte terskelbassenger høsten 1999. – Jørgen-Ola Ousdal, februar 2000, 13 sider.
- Painter, D.S. 1988 Long-term effects og mechanical harvesting on Eurasian milfoil. – J. Aquat. Plant Manage. 26: 25-29.
- 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, JGM. 1983. Impact of acidification and eutrophication on macrophyte communities in soft waters in the Netherlands. Aquatic Botany 17: 139-155.
- Roelofs, J.G.M., Schuurkes, J.A.A.R. and Smits, A.J.M. 1984. Impact of acidification and eutrophication on macrophyte communities of soft waters in the Netherlands. II. Experimental Studies. – Aquat. Bot., 18: 389-411.
- Roelofs, JGM., Brandrud, T.E., Smolders, AJP. 1994. Massive expansion of *Juncus-bulbosus* L. after liming of acidified SW Norwegian lakes Aquatic Botany vol. 48, nr. 3-4, Jun 1994, side 187-202.

- Rognerud, S., Romstad, R. og Mjelde, M. 1987 . Undersøkelser av Begna. Sluttrapport for undersøkelser 1984-86. (Overvåkingsrapport 271/87) Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport OR-2005.
- Rørslett, B. 1976. Tilgroing med høyere vegetasjon - omfang, hastighet og årsaker. NIVA årbok 1975: 47-52.
- Rørslett, B. 1986. Vannvegetasjon i Venneslafjorden. Foreløbig vurdering av tilgroing 1986. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport lnr. 1906. 25s.
- Rørslett, B. 1987. Tilgroing i Otra nedstrøms Brokke. Problemanalyse og forslag om tiltak. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport lnr. 1997. 40s.
- Rørslett, B. 1989. Forekomst av vegetasjon i regulerte vassdrag. Problemidentifisering og omfang Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport lnr. 2210. 41s.
- Rørslett, B. 1991. Krypsiv i Otra nedstrøms Brokke: Storskala innfrysningforsøk 1991. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport lnr. 2660. 11s.
- Rørslett, B. 1994. Langtidsendringer i makrovegetasjon i innsjøer i Sør-Norge. Eksempler fra Sørlandet og Maridalsvatn ved Oslo. – NIVA-rapport lnr. 3179, 42s.
- Rørslett, B. 1997. Undersøkelser i samband med fjerning av krypsiv i Otra ved Valle og Straume. NIVA-notat, 15.juni 1997, 10 sider. upubl
- Rørslett, B. og Skulberg, O. 1967. Kilefjorden i Otra. Virkninger av vassdragsreguleringer på høyere akvatisk vegetasjon. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport O-66118, O-65113.
- Rørslett, B. og Skulberg, O. 1975. Høyere vegetasjon og vassdragsregulering i Suldalslågen. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport lnr. 0677. 17s.
- Rørslett, B., Tjomsland, T., Løvik, J.E., Lydersen, E., Mjelde, M., Grande, M. 1981. Undersøkelse av Øvre Otra. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport lnr. 1263. 180s.
- Rørslett, B., Mjelde, M., Johansen, S.W. 1989. Effects of hydropower development on aquatic macrophytes in Norwegian rivers: present state of knowledge and some case studies. Regul. Rivers: Res.&Man. Vol 3: 19-28.
- Rørslett, B., Brandrud, T.E., Johansen, S.W. 1990. Tilgroing i terskelbasseng i Otra ved Valle. Problemanalyse og forslag om tiltak. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport lnr. 2442. 117s.
- Rørslett, B. Brandrud, T.E., Bækken, T., Hessen, D., Lindstrøm, E.-L., Mjelde, M. & Johansen, S.W. 1996. Etterundersøkelser i Glåma og noen sidevassdrag i Hedmark. NIVA-rapp. 3395.
- Schuurkes, JAAR., Elbes, M.A., Gudden, J.J.F. & Roelofs, JGM. 1987. Effects of simulated ammonium sulphate and sulphuric acid rain on acidification, water quality and flora of smallscale soft water systems. Aquatic Botany 25: 199-226.
- SFT 1999. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport – Effekter 1998. SFT-rapport 781/99.
- Svedäng, MU 1990a. The growth dynamics of *Juncus bulbosus* L - A strategy to avoid competition. Aquatic Botany vol. 37, nr. 2, Jul 1990, side 123-138.

Svedäng, M.U. 1990b. Carbon-dioxide as a factor regulating the growth dynamics of *Juncus bulbosus* Aquatic Botany vol. 42. Nr. 3. Apr. 1992, side 231-240.

Traaen, T. og Rørslett, B. 1983. Biologiske undersøkelser i Stårheimselva og Nordalselva 1982. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport lnr. 1541.

Vöge, M. 1988. Tauchungsuntersuchungen der submersen Vegetation in Skandinavischen Seen unter besonderer Bewicksichtigung der Isoetiden-vegetation. Limnologica 19(2): 89-107.

Walseng, B., Brandrud, T.E., Kaste, Ø., Larsen, B.M. & Lindstrøm, E.-A.. 1997. Bjerkreimsvassdraget (i:) DN-notat 1997-1. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1996.

Walseng, B., Kaste, Ø., Larsen, B.M., Hesthagen, T., Fjellheim, A., Raddum, G., Brettum, P., Brandrud, T.E., & Lindstrøm, E.-A.. 1998. Bjerkreimsvassdraget (i:) DN-notat 1998-3. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1998.

9. Øvrig litteratur om krypsiv

Aanes, K.J. og Mjelde, M. 1999. Børselvprosjektet. Rapport nr. 1. Børselvprosjektet, makrovegetasjon og tilgroingsproblematikk. – NIVA-rapport 4062-99, 49 sider.

Appelberg, M., Henrikson, B.I., Henrikson, L., Svedäng, M.U. 1993. Biotic interactions within the littoral community of Swedish forest lakes during acidification. *Ambio* vol. 5, nr.2: 290-297.

Aulio, K. 1987. Elemental composition of *Juncus bulbosus* in an acidified fresh-water reservoir. *Environmental Pollution* 44-1:1-11.

Bellemakers, M.J.S., Maessen, M., Verheggen GM., Roelofs, J.G.M. 1996. Effects of liming on shallow acidified moorland pools: A culture and a seed bank experiment. *Aquatic Botany* 54-1:37-50.

Brandrud, T.E. 1990. Enhanced growth of macrophytes in weir basins in a regulated river. *Proceedings EWRS 8th symp. On Aquatic Weeds*. pp 55-60.

Brandrud, T.E. 1994. Effekter av kalking på vannvegetasjon. Kalking i vann og vassdrag. FoU-virksomheten. Årsrapport 1992. Direktoratet for naturforvaltning. DN-Notat 1994-2, 226-227. NIVA-særtrykk S-1797

Brandrud, T.E. 1994. Effekter av kalking på vannvegetasjon. I: Romundstad, A.J.: Kalking av vann og vassdrag. FOU-virksomheten. Årsrapport 1993. DN-notat 1994-4: 185-189. Trondheim.

Brandrud, T.E. 1995. Vannvegetasjon. Effekter på kalking på vannvegetasjon og krypsivvekst. Kalking i vann og vassdrag. FoU-virksomheten. Årsrapporter 1994. Direktoratet for Naturforvaltning. DN-Notat 1995-9, 152-167 NIVA-særtrykk S-2116

Brandrud, T.E. 1997. Eksingdalsvassdraget. Makrovegetasjon. s247-247 i: DN-Notat 1997-1. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1996.

Brandrud, T.E. 1997. Frafjordelva. Makrovegetasjon. s168-169 i: DN-Notat 1997-1. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1996.

Brandrud, T.E. 1997. Mandalselva. Makrovegetasjon. s83-84 i: DN-Notat 1997-1. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1996.

Brandrud, T.E. 1999. Bjerkreimsvassdraget. Makrovegetasjon. s218 i: DN-Notat 1999-4. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1998.

Brandrud, T.E. 2000. Tiltak mot krypsiv i Nulandsvika i Selura, Flekkefjord. Effekter av utlegging av skjellsand i 1997. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport lnr. 4188.

Brandrud, T.E., Johansen, S.W. 1992. Macrovegetation in lake Skjervatjern. Growth and survival experiments. *Humex Newsletter* No 1, 1992, 9-10. NIVA-særtrykk S-1383.

Brandrud, T.E., Johansen, S.W. 1993. Macrophyte Growth and Vitality Experiments in Lake Skjervatjern. Status for 1992. *Humex Newsletter* No 1, 1993, 19-23. NIVA-særtrykk S-1498.

Brandrud, T.E., Mjelde, M. 1993. Tålegrenser for overflatevann. Makrovegetasjon. Naturens tålegrenser. Fagrapport nr 29. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport lnr. 2936. 44s.

- Brandrud, T.E., Johansen, S.W. 1994. Effects of acidification on macrophyte growth in the humex Lake Skjervatjern, with special emphasis on *Sphagnum-auriculatum*. *Environment International* vol. 20, nr. 3, pp 329-342.
- Brandrud, T.E., Roelofs, JGM. 1995. Enhanced growth of the macrophyte *Juncus bulbosus* in S Norwegian limed lakes. A regional survey. *Water Air and Soil Pollution* Vol. 0085, Nr. 2, des. 1995, pp. 913-918.
- Brouwer, E., Bobbink, R., Meeuwsen, F., Roelofs, JGM. 1997. Recovery from acidification in aquatic mesocosms after reducing ammonium and sulphate deposition. *Aquatic Botany* 56-2: 119-130.
- Johansen, S.W. Tjomsland, T. 1995. Nye Skjerka kraftverk. Opprustning og utvidelse. Konsekvensvurderinger for vannkvaliteten i Mandalvassdraget. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport lnr. 3305. 47s.
- Hindar, A., Tjomsland, T., Brandrud, T.E., Johansen, S.W. 1992. Konsekvenser av ny E 18 trasè over innsjøen Selura ved Flekkefjord Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport lnr. 2768.
- Hindar, A. Kroglund, F. Skiple, A. Brandrud, T.E. Kaste, Ø. 1996. Tiltak mot forsuring av Årdalselva. Kalkingsplan. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport lnr. 3357.
- Hobæk, A. Bjerknes, V. Brandrud, T.E. Bækken, T. 1995. Evaluering av fullkalkete innsjøer i Sogn og Fjordane: Fiskebestander, makrovegetasjon, bunndyr og dyreplankton. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport lnr. 3385. 81s.
- Johansen, S.W., Brandrud, T.E. 1993. Growth of *Sphagnum auriculatum* as a function of death. Preliminary results from the 1993 growth season. *Humex Newsletter* No 2, 1993, 18-22. NIVA-særtrykk S-1590.
- Kaste, Ø. Hindar, A. Kroglund, F. Blakar, I. (NLH) Holmqvist, E. (Statkraft Eng.) Brandrud, T.E. Johansen, S.W. 1995. Tiltak mot forsuring av Suldalslågen. Kalkingsplan. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport lnr. 3256.
- Kaste, Ø. Hindar, A. Kroglund, F. Skiple, A. Brandrud, T.E. 1995. Tiltak mot forsuring av Jørpelandselva. Kalkingsplan. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport lnr. 3272.
- Kaste, Ø. Hindar, A. Kroglund, F. Skiple, A. Brandrud, T.E. 1996. Tiltak mot forsuring av Bjerkreimsvassdraget. Kalkingsplan. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport lnr. 3358
- Kaste, Ø. Hindar, A. Kroglund, F. Skiple, A. Brandrud, T.E. 1996. Tiltak mot forsuring av Lyseelva. Kalkingsplan. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport lnr. 3356.
- Kaste, Ø. Hindar, A. Kroglund, F. Skiple, A. Brandrud, T.E. 1996. Tiltak mot forsuring av Rødneelva. Kalkingsplan. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport lnr. 3359.
- Kaste, Ø., Brandrud, T.E., Lindstrøm, E-A. og Aanes, K.J. 1996. Otra 1992-1995. Tiltaksorientert overvåking og konsekvensundersøkelse av industriutslipp. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport lnr. 3479. 51s.
- Kaste, Ø. Lande, A. (HiT) Larsen, B.M. (NINA) Aanes, K.J. Åsen, P.A. (Agder Naturmuseum) 1999. Tiltaksorientert overvåking av Otra i 1998 (Monitoring of River Otra, 1998). Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport lnr. 4057. 58s.

- Lindstrøm, E-A., Johansen, S.W., Romstad, R. og Furnes, A. 1999. Suldalslågen. Vannvegetasjon. s331-335 i: DN-Notat 1999-4. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1998.
- Lucassen, ECHET., Bobbink, R., Oonk, MMA., Brandrud, T.E., Roelofs, JMG. 1999. The effect of liming and reacidification on the growth of *Juncus bulbosus*: a mesocosm experiment. *Aquatic Botany* 64-2: 95-103.
- Mjelde, M. 1987. Vannvegetasjon i norske elver. Datarapport. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport lnr F-519.
- Mjelde, M. 1987. Vannvegetasjon i regulerte elver. Datarapport. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport FR-520. 76s.
- Mjelde, M. 2000. Arendalsvassdraget. Makrovegetasjon. s 54-56 i DN-Notat 2000-2. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1999.
- Persson, U. 1992. Ekspansjon av krypsiv (*Juncus bulbosus* L.) i kalkede vann i Rogaland. FM i Rogaland, miljønotat nr. 2.
- Roelofs, JGM., Smolders, AJP., Brandrud, T.E., Bobbink, R. 1995. The effect of acidification, liming and reacidification on macrophyte development, water quality and sediment characteristics of soft-water lakes *Water Air and Soil Pollution* Vol. 0085, Nr. 2, des. 1995, pp 967-972.
- Rørslett, B. 1973. Reguleringsinnvirkninger på høyere vegetasjon i Mandalselvas nedre løp. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport lnr. 0518. 17s.
- Rørslett, B. 1985. Regulation impact on submerged macrophyte communities in some Norwegian lakes. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport lnr 1703. 119s.
- Rørslett, B. 1985. Vannvegetasjon og vassdragsreguleringer. I: Bretten, S. & Moen, A. (red.). Fagmøte i vegetasjonsøkologi på Kongsvold. K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapp. Bot. Serie 1985.
- Rørslett, B., Johansen, S.W., Blakar, I.A. (NINA) 1989. Biologiske effekter i Suldalsvassdraget fra Ulla-Førde utbyggingen. Problemidentifisering og tiltak. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport lnr. 2235. 172s.
- Rørslett, B. 1994. Langtidsendringer i makrovegetasjon i innsjøer i Sør-Norge. Eksempler fra Sørlandet og Maridalsvatn ved Oslo. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport lnr. 3179. 42s.
- Svedäng, MU. 1988. The macrophytes in lake Anketjärn, a lake dominated by *Juncus bulbosus* L. *Int.Rev.Gesamt.Hydrobiol.* 73-2:181-190.

Vedlegg A. Problemvekstformene, detaljbeskrivelse

Strømløpssåter og sanddynedannelse

Strømløpssåter opptrer ofte på mindre arealer, f.eks. i ”marbakken” langs strømløpet, eller vifteformete bestander der mer hurtigstrømmende partier vider seg ut til stilleflytende loner. Noen steder, særlig på strekningen Rysstad-Straumefjorden i Otra, dekker slike bestander store arealer på sand. Disse utgjør ofte overgangssoner mot ikke-vegetasjonsdekte arealer med ustabil substrat, og kan være ustabile og opptre flekkvis. Karakteristisk for denne vekstformen er:

- (i) skråttstilte, strømformete, sterkt rødgrønne, reine såter (uten algebelegg) i tette eller oppsplittede bestander
- (ii) korte årsskudd (opp til 20-40 cm), men skuddvasene er mangeårige, og blir opp til 2(-3) m lange
- (iii) danner ofte meterlange, ovale til sigdformete sanddyner; disse vandrer sakte nedstrøms

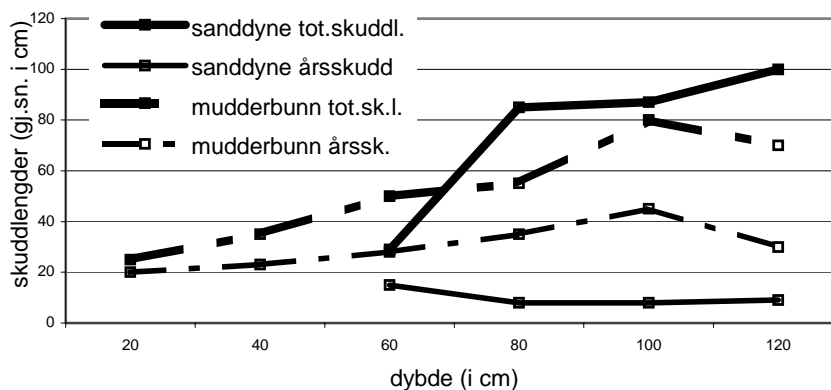
Velutviklede krypsivsanddyner er bare observert i tilknytning til problemvekstområder. Sanddynene minner i utforming på de man kan finne på land (f.eks. på Lista og på Jæren). De er ovale, eller de mest utviklede kan bli mer eller mindre sigdformete, med en skarpt avkuttet ende på nedstrømsiden (distalenden). Sanddynene er særlig utviklet i Otra i Valle, hvor de også er nærmere undersøkt (Rørslett m. fl. 1990). Her kan de bli opp til 50-60cm høye og omtrent 2m lange. Grunnen til at dynesåtene er særlig utviklet i Otra i Valle er trolig en kombinasjon av gunstig hydrologi og de reint sandige glasifluviale sedimentene som dominerer her, og som gir rikelig med ”byggemateriale”. De andre krypsivene på Sørlandet har gjerne glasifluviale dalfyllinger med mer blandet materiale. Dynene er her mindre og består ofte av mer siltig, grusblandet materiale.

Krypsivplantene er nokså kortvokste og krypende i oppstrømsenden (proksimalenden) av dyna. Innover mot sentrum finnes det gradvis lengre, vegetative skuddkjeder. Disse flettes sammen til en flette som løper skrått ut over den avkuttete distalenden. I ekstreme tilfeller (Straumefjorden i Otra, Valle) er det registrert opp til 3m lange fletter. Flettene er ofte karakterisert av rikelig med lange, hvite røtter (”vannrøtter”) som etableres i bladhjørnene mellom hvert skuddsegment. Disse sammenflettede skuddkjedene holdes oppe av strømhvirvler som dannes i enden av dyna, og synes å kunne ha nærmest ubegrenset lengdevekst over mange år. Vekstmønsteret har mange likhetspunkter med de lange duskene av elvemose (*Fontinalis* spp.) som dannes nedstrøms steiner der plantene er festet.

Trolig er det liten kontakt mellom de ytterste skuddsegmentene og sedimentet på de lange, gamle skuddflettene. Mange av de basale sedimentene er mer eller mindre visne. De ytre segmentene fungerer dermed som mer eller mindre isolerte planter i en tett, sammenfiltret plantemasse. Dette innebærer at eldre sanddyneplanter må basere seg helt på næring fra det næringsfattige elvevannet. Dette kan forklare hvorfor årsveksten hos sanddyne-vekstformen er lav (figur A1). Sanddynevekstformen utmerker seg m.a.o. med den nokså paradoksale kombinasjonen av lave veksthastigheter og særlig store planter (figur A1). Dette oppnås gjennom den spesielle evnen til å addere og holde sammen (”innfiltrere”) stadig nye skuddenheter.

Sanddynene utsettes for erosjon i proksimalenden (oppstrømsenden) i form av slitasje i plantemassen, sandforflytning og noen ganger tydelige erosjonshull. I likhet med dyner på land må en regne med at disse krypsivdynene langsomt ”vandrer” nedover i strømrretningen. På grunn av erosjonsstress er krypsivplantene i proksimalenden korte, men det er også her en finner de lengste årsskuddene pga. unge planter med god sedimentkontakt.

Krypsiv i Otra Valle: skuddlengder strømløp og mudderbunn



Figur A1. Lengdevekst av strømløp- og mudderbunnsformer av krypsiv i Otra. Basert på materiale fra 7 terskelbasseng i Valle 1989 (Rørslett m. fl. 1990). (Strømløpsformer ikke registrert grunnere enn 50 cm.)

Mudderbunnsåter

Dette er den vanligste formen for problemvekst, selvom det som regel er alle overganger mot strømløpssåter. Mudderbunnsåter dominerer i stilleflytende, brede gruntområder med dybde ca.(40-)60-120cm, herunder i terskelbasseng (figur A1). Karakteristisk for denne vekstformen er:

- (i) opprette, ofte kompakte bestander (skråttstilte kun ved høy vannføring)
- (ii) ofte nokså gråbrune i fargen pga. belegg av blågrønnalgefilt og detritus
- (iii) relativt *lange årsskudd* i en initialfase (opp til 60-70 cm, sjelden opp til 80 cm i terskelbasseng)
- (iv) *stagnerende årsvekst* i eldre, kompakte bestander (reduseres til 20-30 cm pr. år)
- (v) *betydelig mudderrakkumulering*, opp til ca 1 cm pr. år; opp til ca. 40-50 cm tykke mudder/detritus-lag er registrert

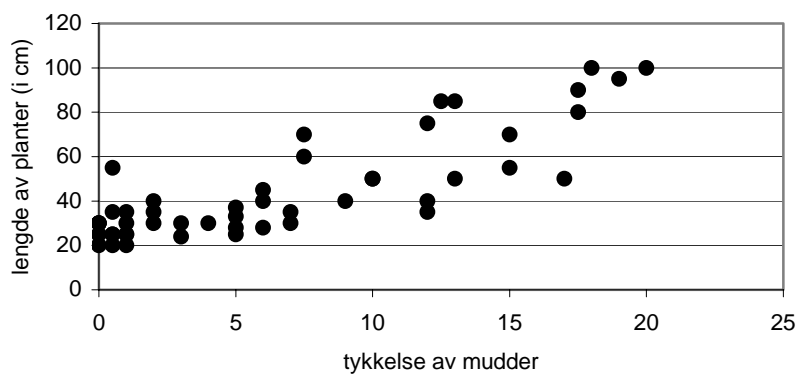
Årsskuddene når opp til overflaten i de grunneste områdene, og etterhvert fyller de flerårige skuddsystemene/plantesåtene vannsøylen og når overflaten ut til ca. 1m dybde. Ved lav sommervannføring kommer dermed de store plantebestandene til syne, ofte over store arealer, og man kan få inntrykk av at det har skjedd en kraftig tilgroing. Men i virkeligheten er de tette, høyvokste plantebestandene meget stabile over tid, og står det meste av tiden rett under overflaten. Der skuddene når overflaten dannes ofte blomsteranlegg litt over vannspeilet, det kan etterhvert dannes små bladrosetter i overflaten. På denne måten kan det i år med lav vannføring dannes tendenser til løse overflatematter av krypsivsåtene, - et fenomen som er mer vanlig i forbindelse med problemvekst i innsjøer.

De opprette, kompakte såtene fører til en betydelig mudderrakkumulering. Undersøkelser fra relativt unge bestander i terskelbasseng i Otra viser at mudderrakkumuleringen er størst der plantesåtene er størst (figur A2). Det er også registrert en viss korrelasjon mellom lengden av årsskudd og grad av mudderrakkumulering i disse unge terskelbassengene (Rørslett m.fl. 1990), noe som indikerer at mudderrakkumuleringen bidrar til økt krypsivvekst, ikke bare omvendt. I eldre, kompakte bestand, som f.eks. ved Sveindal i Mandalsvassdraget, er imidlertid årsveksten lav, til tross for meget betydelig mudderrakkumulering (Brandrud & Johansen 1997).

I Otra ved Valle er det dokumentert ved flybildeserier at mudderakkumuleringen oppå en lys sand/grusbunn begynte etter anleggelsen av terskelbassengene, og at plantebestandene dermed har akkumulert opp til 1cm mudder pr. år (Rørslett m.fl. 1990). Det er et skarpt skille mellom den opprinnelige, faste sand/grusbunnen og det bløte, opp til 80% organiske, dyaktige mudderet oppå. Tilsvarende er det funnet opp til 40(-50)cm mudderakkumulering i problemvekstområdene i Mandalsvassdraget. Også her er det grunn til å anta en sedimentasjonsrate på opp til ca. 1cm i året, siden tilgroingen trolig begynte for omtrent 40 år siden (Brandrud & Johansen 1997).

Eldre såter har ofte betydelig innslag av matter av torvmose med en spesielt høy mudder og dyakkumulering. Disse mattene tilhører undervannsformer av hornormose (*Sphagnum auriculatum* coll.), og fenomenet er særlig observert i Mandalsvassdraget ved Sveindal (Johansen 1993, Brandrud & Johansen 1997), i gjennomstrømmingsinnsjøen Fotlandsvatnet nederst i Bjerkreimsvassdraget (Brandrud 1997a, 1998b), samt lokalt i Ekso (Brandrud 1999d). Her ser det ut som torvmosen stedvis langsomt tar over etter at krypsivet har bygd opp kompakte bestander med mye mudder.

Krypsiv i Otra Valle: mudderbunnsåter



Figur A2. Sammenheng mellom størrelse på plantebestand (total lengde av planter) og mudderakkumulering i stilleflytende, grunne områder (<1.2m) i ca. 20 år gamle terskelbasseng i Otra i Valle (etter Rørslett m. fl. 1990).

Vedlegg B. Problemvekst i innsjøer

Problemvekst av krypsiv i innsjøer ble på begynnelsen av 1990-tallet registrert på Sørvestlandet, i innsjøer 3-5 år etter at disse var kalket (Brandrud 1994, 1995, Roelofs m. fl. 1994, Brandrud & Roelofs 1996). Denne tilgroingen har imidlertid vist seg å være forbigående, og i de seineste årene har krypsivbestandene gått betydelig tilbake, mange steder nesten tilbake til nivået før kalking (Brandrud & Johansen 1999).

Etablering av massive krypsivbestander og problemvekst etter innsjøkalking ble registrert særlig i perioden 1989-93 i et 15 talls innsjøer fra Kvinesdal/Flekkefjord i øst til Egersund i vest (Brandrud 1994, 1995, Brandrud & Roelofs 1996). Innsjøene var stedvis grunne små til middelstore, direkte kalket, og gjerne med en kalkakkumulasjon i sedimentet i gruntområdene. Probleminnsjøene hadde *før* kalking svært lite krypsivvegetasjon, og var karakterisert av kortskuddsvegetasjon og et meget tynt organisk sediment over sand og grus. Det ble registrert økende - om enn ikke iøynefallende og problematisk - krypsivvekst etter kalking i en rekke vassdrag også utenfor dette kjerneområdet (jfr. også Brandrud 1995).

Krypsivet dannet i disse innsjøene unormalt kraftige skudd som utvikler søyleformete, opp til 2,5-3 m høye såter med sammenfiltrede, frodig rødgrønne matter i overflaten. Såtene dannet kompakte bestander fra land og ut til 3-4 meters dyp, - med overflatematter på nivåer helt ut til 2,5 meters dybde (figur B1 skisse). Overflatemattene med krypsiv var et iøynefallende trekk på begynnelsen av 1990-tallet i innsjøer langs E 18 på strekningen Kvinesdal-Moi-Heskestad. Videre skjedde det en betydelig akkumulering av bløtt, dyaktig organisk materiale i de tette plantebestandene. Den opprinnelige kortskuddsvegetasjonen ble sterkt redusert under krypsivsåtene, men ser ut til å ha overlevd i lommer i bestandene.

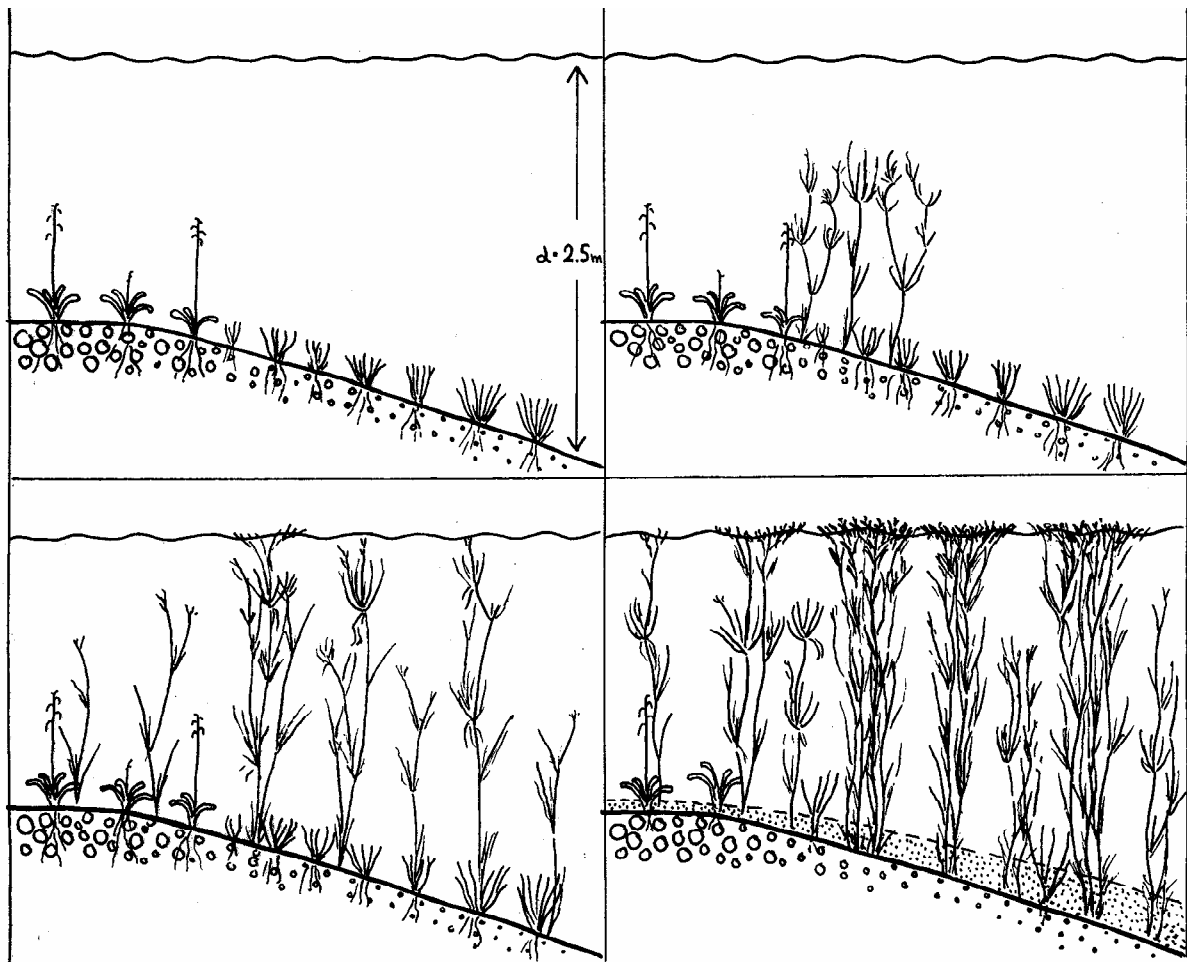
Tilgroingen stagnerte raskt, og i 1994-95 forsvant overflatemattene i de fleste innsjøene. De lite vitale overflatemattene tatt av isen, og de gjenværende undervannssåtene var i stor grad visne. Svært mye av dette nedvisnete materialet forsvant siden med is og bølger, slik at den opprinnelige vegetasjonen som hadde vært tildekket ble eksponert.

Årsaker til krypsivtilgroingen i innsjøer på Sørvestlandet

Tilgroingen av krypsiv ser primært ut til å skyldes en økning/overmetting av karbondioksid som vanligvis er begrensende vekstfaktor for denne vannplanten (Roelofs m. fl. 1994). Kalkingen representerer en betydelig tilførsel av uorganisk karbon som ved $\text{pH} < 6.0$ fører til dannelse av karbondioksid. Dernest synes kraftig, aggressiv vekst å være betinget av høye konsentrasjoner av redusert nitrogen (ammonium) som frigis fra sedimentet etter kalking pga. en økt nedbrytning med påfølgende eutrofiering og oksygenvinn (Roelofs m. fl. 1994). Problemene ser ut til å være små ved indirekte kalking der en unngår en kalkanrikning i sedimentet i gruntområdene. Men en kalkanrikning i sedimentet er ikke alene nok til å forårsake aggressiv vekst, hvis det ikke samtidig er rikelig med karbondioksid i vannfasen.

I tråd med overstående konklusjon er det funnet betydelig år-til-år variasjon i vekstforholdene for krypsiv. Kraftigst vekst er registrert i særlig regnfulle år, slik vi hadde det på Sør- og Sørvestlandet omkring 1990. Mye tilsig av surt vann fører i møtet med en ny kalkdose til økt produksjon av karbondioksid (jfr. effekten av å dryppe saltsyre på kalkstein). Årene 1989-1992 hadde ekstreme værforhold på Sørvestlandet, med meget høy nedbør og milde vintre. I 1992 ble det registrert reforsuring med høye karbondioksid-verdier i kalkede innsjøer i Sokndalsområdet. I 1994-95 som var tørre somre ble det registrert høy, stabil alkalinitet og nesten ikke karbondioksid i de samme innsjøene

(Lucassen m. fl. 1996). Denne store variasjonen i tilgjengelig karbondioksid synes å være hovedforklaringen på krypsivets vekst og fall i innsjøer på Sørvestlandet på 1990-tallet.



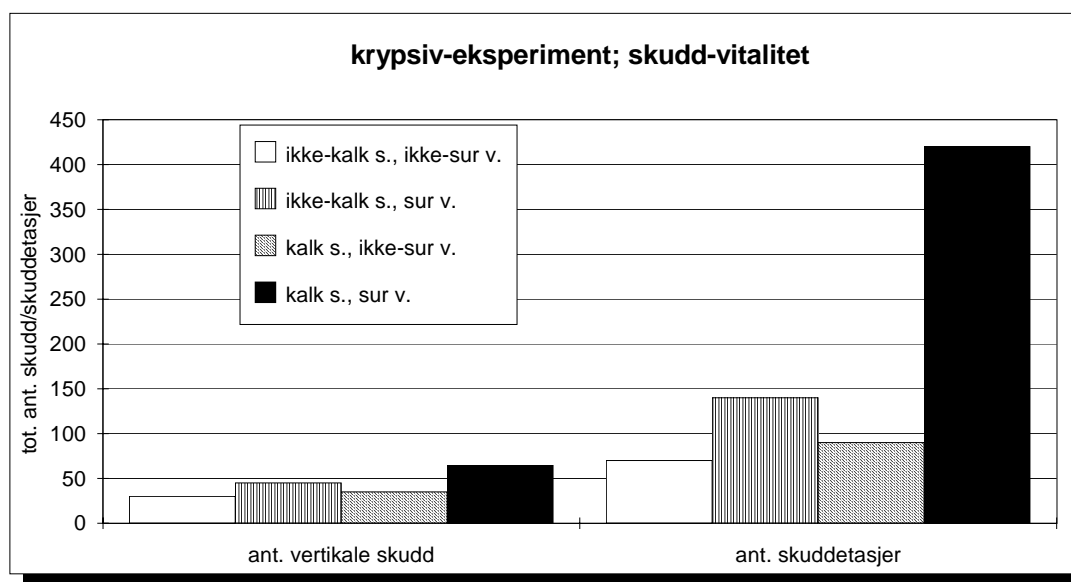
Figur B1. Skisse av vegetasjonsutvikling etter kalking. a) Representativ strandsonering i forsuret klartvannsjø før kalking. Gruntområdene er preget av botnegrasenger (t.v.), mens dypere områder har dominans av stivt brasmegras. b) Normal utvikling etter kalking, med innslag av krypsiv, ofte i overgangssonen mellom botnegras-brasmegras engene. c)-d) Utvikling i problemvekstområder, h.h.v. 2-3 og 5-7 år etter kalking, med etablering av kompakte krypsivbestander med overflatematter.

Vedlegg C. Vekstforsøk med ulike kalkdoser

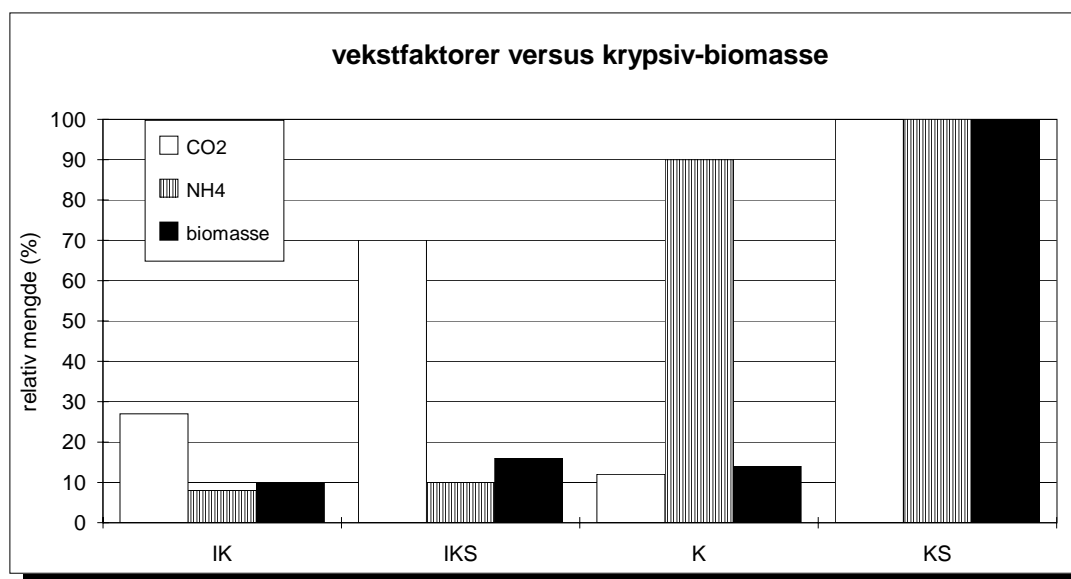
Med utgangspunkt i den kraftige framveksten av krypsiv i endel kalkete innsjøer ble det i Sokndalsvassdraget 1994-1998 utført ulike vekstforsøk med krypsiv eksponert for varierende kalkdoser (Lucassen et al. 1996, Brandrud 2000).

Følgende hovedtrender ble registrert:

1. *Kraftig krypsivvekst* ("problemvekst") ble i forsøkene bare funnet ved kombinasjonen av (i) *overkalket sediment* og (ii) *kraftig reforsuret vannfase* (kar-eksperimenter).
2. I dette forsøksleddet ble det registrert betydelig forhøyete verdier av de normalt *vekstbegrensende stoffene* for krypsiv: NH_4 (sediment) og CO_2 (vannfase).
3. I vekstforsøk i innsjøer over 4 år ble det registrert en viss økning i krypsivvekst med økende kalkdose, men ingen kraftige, lange vertikalskudd.
4. Det ble ikke registrert eutrofiering/økt mineralisering i sediment-porevannet i forsøkene (med unntak av én innsjø med relativt organisk sediment).



Figur C1. Vekst av krypsiv (*Juncus supinus* = *J. bulbosus*) etter 4 måneder i kar-forsøk med ulike sediment- og vannkvalitet. Etablering av vertikale skudd, angitt som antall skudd (t.v) og antall skuddetasjer/segmenter med dannelse av rosetter og anlegg til sideskudd (t.h.).
ikke-kalk s. = ikke-kalket (forsuret) sediment; kalk s. = kraftig kalket sediment (kalket siden 1989); ikke-sur v. = ikke-surt vann (pH=7 ved start); sur v. = surt vann (forsuret til pH=4 gjennom to uker pr. måned). (Etter Lucassen et al. 1996.)



Figur C2. Forhold mellom vekstbegrensende faktorer og biomasse (tørrvekt) av krypsiv (*Juncus supinus* = *J. bulbosus*) i karforsøk (mai-sept. 1995) med fire forsøksledd. **IK** = ikke-kalket sediment, ikke-surt vann; **IKS** = ikke-kalket sediment, surt vann; **K** = (kraftig).kalket sediment (kalket siden 1989), ikke-surt vann; **KS** = kalket sediment, surt vann. 100 % CO₂ = 139,5 µmol/l; 100% NH₄ = 34,39 µmol/l; 100 % krypsiv-biomasse (per 10 planter) = 10,48 g. (Etter Lucassen et al. 1996.)

Forsøkene bekrefter konklusjonene fra regionale studier av krypsiv og problemvekst på Sørvestlandet (jfr. Brandrud 1994, 1995, Brandrud & Roelofs 1995, Roelofs et al. 1994, 1995): Problemveksten med dannelse av overflatematter i Flekkefjord-Sokndal området skyldes primært kalking, men i kombinasjon med ekstreme værforhold med kraftig reforsuring. Forsøkene underbygger også tidligere indikasjoner om at problemveksten er størst i innsjøer med betydelig kalkpåvirkning og økt mineralisering i sedimentet ("overkalking").

Forsøkene underbygger videre tidligere laboratorie-tester som viser at aggressiv krypsivvekst er avhengig av unormalt høye nivåer av NH₄ (sediment/vannfase) og CO₂ (vannfase) (jfr. Roelofs et al. 1994, 1995). Men forsøkene gir også klare indikasjoner på at høye nivåer av NH₄ (sediment) *eller* CO₂ (vannfase) *alene* ikke er nok til å gi ekstrem-vekst av krypsiv.

Vedlegg D. Forekomst av krypsiv i elver

Forklaring til Juncus-vekst: 1=sparsomme forekomster, mindre tuer, kortvokste planter, 2=spredte forekomster, lokalt store forekomster i bakevjer/viker, 3=store bestander, langvokste planter i overflata, dekker store arealer (problemvekst)

Fylke	Vassdrag/år/litt.	elvestrekning	Juncus-vekst	Reguleringstype	Vegetasjonskomm.
MR	Nordalselva 1982 (Traaen og Rørslett 1983)	stilleflytende parti 4-5km fra fjorden	2	nedstr. overf., årlig red. vf.	sammen med stor forek. av annen vannveg.
HO	Modalselva 1987 (Mjelde & Rørslett 1987)	oppstrøms Hellandsfossen nedstrøms Hellandsfossen	2 1	nedstr. utl. kr.v. (i Steinslandsv. ovenfor) nedstr. utl. kr.v. (i Steinslandsv.)+nedstr.elvekr.v.	isfritt isfritt
HO	Tyssevassdraget 1999 (Brandrud 1999d)	Frølandsvatn	2	gjennomstrømningsinnsjø, ikke regulert!	
HO	Eksingedalselva 1990-91 (Brandrud m.fl. 1992)	Nedre Ekse-Storeglupen (B1-6) Lavikhølen-Svartevatn (B7-9) Vetlejordhølen-Sikje (B10-14)	1 2 2	nedstr. overfør.(Evanger), årlig red. vf., terskelb. nedstr. overfør.(Evanger), årlig red. vf., terskelb. nedstr. overfør.(Myster), årlig red. vf., terskelb.	svært spredt, veg.skisse! Lavikh.-Lavikv.: 2, v.skisse! v.skisse!
RO	Suldalslågen 1997 (Johansen 1997)	Lavika-Hanakam Hanakam-Gjuvet Gjuvet-Førland Førland-Førlandsneset Førlandsneset-Steinsøy Steinsøy-Lunde bru Lunde bru-Suldalsosen	1 1 2 1 2 2 2	årlig red. vf. minstevf. årlig red. vf. minstevf. årlig red. vf. minstevf. årlig red. vf. minstevf. årlig red. vf. minstevf. årlig red. vf. minstevf. årlig red. vf. minstevf.	èn bakevje stor forek. J. få omr. m. overflateforek.
RO	Bjerkreimvassdraget 1996 (Brandrud 1997a)	Tengesdal utl. Ørsdalsvatn utl. Hofreistevatn Gjedrem Fotlandsvatn	2 1 1 1 3	ikke regulert ikke regulert ikke regulert ikke regulert gjennomstrømningsinnsjø, senket	vassdr. har stort sett mangel på stillefl. strekn.
RO	Frafjordvassdraget 1993 (Brandrud 1995a)	Molaugsvatn	2	gjennomstrømningsinnsjø, ikke regulert!	en grunn bukt såter i overfl.
AA	Otra 1972-77 (Rørslett m.fl. 1981)	Lislefjæddstølan-Glitbjørg bru Bykil-Hommelunden Valle-Venneslafjorden	1 1 3	red.vf. red.vf. årlig red. vf., mange terskelbass.	kortvokste, i bakevjer kortvokste, i bakevjer

	Vassdrag/år/litt.	elvestrekning	Juncus-vekst	Reguleringstype	Vegetasjonskomm.
AA	Otra 1988-89 (Rørslett m.fl. 1990)	Bjørnaråi	2	årlig red. vf., terskelbass. (mellom inntak og utløp)	
		Reimarmoen I, ved Drengsøy	1	årlig red. vf., terskelbass. (mellom inntak og utløp)	
		Sandens åre v. utl. Veiåni	3	årlig red. vf., terskelbass. (mellom inntak og utløp)	
		Brokka (nord for Lunden)	1	årlig red. vf., terskelbass. (mellom inntak og utløp)	
		(Brokka-)Hagafoss v. Lunden camp/Myri	1	årlig red. vf., terskelbass. (mellom inntak og utløp)	
		Svortie	3	årlig red. vf., terskelbass. (mellom inntak og utløp)	veg.kart!
AA	Otra 1988-89 (Rørslett m.fl. 1990)	Einangmoen	3	årlig red. vf., terskelbass. (mellom inntak og utløp)	
		Homme-Dale	2	årlig red. vf., terskelbass. (mellom inntak og utløp)	et stagn. gruntomr. m. Junc
		Prestfoss	2	årlig red. vf., terskelbass. (mellom inntak og utløp)	
		Harstad	3	årlig red. vf., terskelbass. (mellom inntak og utløp)	veg.kart!
		Flåren	2	årlig red. vf., terskelbass. (mellom inntak og utløp)	probl. i nord og nordvest
AA	Otra 1986 (Rørslett 1987)	nedstr. Brokke kr.v., dvs. Nomeland-Straume bro	3	nedstr. utl. kr.v. +økte korttidsendringer	veg.kart!, flybilder
AA	Otra 1967 (Rørslett & Skulberg 1967)	Kile-Biskopsund	2	nedstr. utl. kr.v., økt vintervf.	
		Odderstøl-Moisund	3	nedstr. utl. kr.v., økt vintervf.	
		Breiflå	1	nedstr. utl. kr.v., økt vintervf.	
		Gåseflå	2	nedstr. utl. kr.v., økt vintervf.	
AA	Otra 1985 (Hvoslef 1986)	avsnørt vik, Gåseflåfjorden	2	utjevnet vf., reg.mag.	stedvis fl.matter
		Storebukta i Kilefjorden	2	utjevnet vf., reg.mag.	
AA	Otra 1986 (Rørslett 1986)	Venneslafjorden	3	utjevnet vf., reg.mag.	veg.kart!
AA	Otra 1999 (Gravem 1999)	Tjurmo-Hekni, terskelbasseng T1	2	årlig red. vf., terskelbass. (mellom inntak og utløp)	
		Tjurmo-Hekni, terskelbasseng T2	2	årlig red. vf., terskelbass. (mellom inntak og utløp)	
		Tjurmo-Hekni, terskelbasseng T3A	1	årlig red. vf., terskelbass. (mellom inntak og utløp)	
		Tjurmo-Hekni, terskelbasseng T3B	1	årlig red. vf., terskelbass. (mellom inntak og utløp)	
		Tjurmo-Hekni, terskelbasseng T4	1	årlig red. vf., terskelbass. (mellom inntak og utløp)	
		Tjurmo-Hekni, terskelbasseng T5	2	årlig red. vf., terskelbass. (mellom inntak og utløp)	
		Tjurmo-Hekni, terskelbasseng T6	2	årlig red. vf., terskelbass. (mellom inntak og utløp)	
		Tjurmo-Hekni, terskelbasseng T7A	2	årlig red. vf., terskelbass. (mellom inntak og utløp)	
		Tjurmo-Hekni, terskelbasseng T7B	1	årlig red. vf., terskelbass. (mellom inntak og utløp)	
		Tjurmo-Hekni, terskelbasseng T9	1	årlig red. vf., terskelbass. (mellom inntak og utløp)	
		Tjurmo-Hekni, terskelbasseng T10	2	årlig red. vf., terskelbass. (mellom inntak og utløp)	

	Vassdrag/år/litt.	elvestrekning	Juncus-vekst	Reguleringstype	Vegetasjonskomm.
AA	Tovdalselva 1995-98 Brandrud m.fl. 2000	Skjeggedalsåna v. Skjeggedal	1	ikke regulert!	
		Gauslå	2	ikke regulert!	stor forek. i avsn. baklone
		Sundtjørnfossane, rett nedstr. Herefossfjorden oppstr. Bås/Dølemo doserer (Ramse - Bås bru)	1	Lite regulert!, Hanefoss kr.st. utløp i Herefossfjorden	
		nedstr. Bås/Dølemo doserer (Hommedal - Svenes)	2	ikke regulert!	
		Nedstr. Herefoss doserer (Kjærestrom - nye Mollestad bro)	1	Lite regulert!, Hanefoss kr.st. utløp i Herefossfjorden	
		Rettåna S for Fidjetun	1	ikke regulert!	
AA	Nidelva Arendalsvassdr. 1996-99 (Brandrud 1997c) (Mjelde 2000b)	Haugsjåsundet	3	nedstr. utl. kr.v.	
		Øy i Åmli	2	nedstr. utl. kr.v.	
		like nedst. Åmli kr.v.	2	nedstr. utl. kr.v.	
AA	Gjerstadvassdraget 1989 (Hindar og Rørslett 1989)	Brørbørvatn, ved barkfylling	2	gjennomstrømningsinnsjø, terskelbass.?	
VA	Mandalselva 1993 (Johansen 1993)	Kyrkjebygda-Bredlandsv.	2	årlig red. vf., terskelbass.	
		Logna kr.v.-Lognavatn	2	reg.magasin (Lognavatn)	stor døgnvariasj.
		Lognavatn (inntak Smeland kr.v.)-utl. Smeland kr.v.	1	årlig red. vf., terskelbass. (mellom inntak og utløp)	
		Smeland kr.v.-Kyrkjebygda	2	nedstr. utl. kr.v. Døgnregulering dag/natt	stilleflyt. partier
		Håverstad kr.v.-Tungesjø	3	nedstr. utl. kr.v.	stilleflyt. partier
		Tungesjø (inntak Bjelland kr.v.)-Bjelland kr.v.	1	årlig red. vf., terskelbass. (mellom inntak og utløp)	
		Bjelland kr.v.-Mannflåvatn	3	nedstr. utl. kr.v.	
		Mannflåvatn-Lauvdal kr.v.	1	årlig red. Vf., terskelbass.	strekningen kalkes
VA	Sokndalsvassdraget 1982 (Drangeid 1984)	Steinevassdr; Steinevatn-nedstr. Lindland kr.v.	1	nedstr. overf., årlig red. vf.	
		Barstadvassdr; Barstadv-nedstr. Lindland kr.v.	1	nedstr. overf., årlig red. vf.	
		Orrestadvassdr; Myssavatn-Sandbekk gruver	1	nedstr. overf., årlig red. vf.	
		Sokndalselva; Hauge-utl. Havet	1	nedstr. utl. kr.v.	
VA	Kvina 1999 (Ousdal 2000)	Rafosbassenget	2	årlig red. vf., terskelbass. (mellom inntak og utløp)	
		Narvestadbassenget	3	årlig red. vf., terskelbass. (mellom inntak og utløp)	
		Netlandsbassenget	2-3?	årlig red. vf., terskelbass. (mellom inntak og utløp)	
VA	Audna 1999 (Lie 1999)	Rødberg-Vigeland	1	hovedvassdrag uregulert	kalket siden 1985
		Roland-Brustadmoen	1	hovedvassdrag uregulert	kalket siden 1985
		Melhusfossen-Ytre Øydnevann	1	hovedvassdrag uregulert	kalket siden 1985

	Vassdrag/år/litt.	elvestrekning	Juncus- vekst	Reguleringstype	Vegetasjonskomm.
TE	Tokkevassdraget 1988-89 (Brandrud, upubl.)	v. Dalsfoss	3	nedstr. utl. kr.v.	
OP	Begna 1984-85 (Rognerud m.fl. 1987)	nedstr. Bagn	1	nedstr. utl. kr.v., økt vintervf., red. sommervf.	kraftig forek. av annen vannveg.
BU	Begna 1991 (Brandrud & Berge 1991)	oppstrøms Hensfossen (nedstrøms Sperillen)	3	utjevnet vf.	
BU	Drammenselva 1982-83 (Mjelde & Hvoslef 1985)	utl. Tyrifjord-oppstr. Hellefoss nedstr. Hellefoss-utl. Drammensfj.	1 1	økt vintervf., red. sommevf., mange elvekr.v. økt vintervf., red. sommevf.	tildels kraftig forek. Av annen vannveg.

Vedlegg E. Krypsiv i elver fordelt på fylker

Utgangspunkt Mjelde (1987) med diverse tillegg:

Fylke	totalt antall registrerte elver	Elver med forekomst av Krypsiv	Elver med problemvekst	elvenavn
FI	3	0	0	Alta, Pasvik, Tana
TR	0	0	0	
NO	5	1	0	Bønnåa, <u>Børselva</u> , Lakselva, Skjoma, Sæterelva
NT	3	1	0	Istra, <u>Nordselva</u> , Rauma
ST	5	2	0	Garbergselva, Gaula, Grana, <u>Nea</u> , <u>Nidelva</u>
MR	7	4	0	Dalåa, <u>Inderdalsåna</u> , <u>Luru</u> , <u>Sanddøla</u> , Tevla, Torsbjørka, <u>Nordselva</u>
SF	2	0	0	Stårheimselva, Årøyelva
HO	5	3	0	<u>Ekso</u> , Kvanndalselvi, <u>Modalselva</u> , Strondelvi, <u>Tyssevassdr.</u> (Frølandsvatn)
RO	3	3	1	<u>Suldalslågen</u> , <u>Frafjordvassdr</u> (Molaugsvatn), <u>Bjerkereimvassdr</u> (Fotlandsvatn)
VA	9	8	2	Engelandsåni, <u>Mandalselva</u> , <u>Oteråna</u> , <u>Kvina</u> , <u>Sokndalselva</u> , <u>Steinevass.</u> , <u>Barstadvass.</u> , <u>Orrestadvass.</u> , <u>Audna</u>
AA	6	6	2	<u>Gierstadvass</u> , <u>Kosåna</u> , <u>Otra</u> , <u>Tovdalselva</u> , <u>Nidelva</u> (Arendal), <u>Storelva</u> (Vegård)
TE	9	9	1	<u>Bøelva</u> , <u>Daleåi</u> , <u>Eidselva</u> , <u>Kileåi</u> , <u>Morgedalsåi</u> , <u>Sauerelva</u> , <u>Flatdalsåi</u> og <u>Åmotdalsåi</u> , <u>Vikåi</u> , <u>Tokkevassdr.</u>
VE	0	0	0	
BU	5	3	1	<u>Begna</u> , <u>Drammenselva</u> , <u>Horga</u> , Loeselva, Hallingdalselva
OP	5	1	0	Finna, <u>Grimsa</u> , G-lågen, Otta, Øystre Slidre
OA	8	0	0	Ellingsrudelva, Fjellhamarelva, Gjermåa, Gjødingelva, Leira, Losbyelva, Nitelva, Rømua
HE	8	1	0	<u>Glåma</u> , Imsa, Rogna, Søkkunda, Søndre Eldåa, Søre Osa, Trysilvelva, Tufsingåa
ØS	2	1	0	<u>Glåma</u> , Seutelva
antall:	85	43	7	

Problemvekst: kategori 3

elver med Krypsiv er understreket

elver med problemvekst av Krypsiv er uthevet