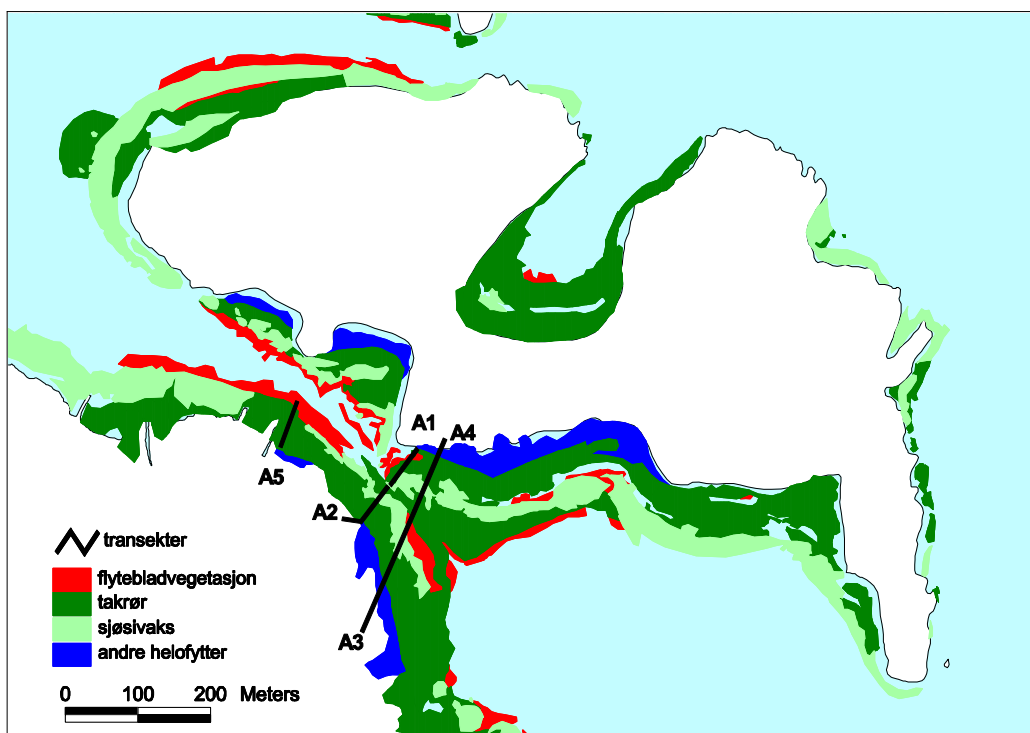


Strandvegetasjonen i Vansjø

Kartlegging og forvaltningsstrategi



Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internett: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Postboks 2026
5817 Bergen
Telefon (47) 2218 51 00
Telefax (47) 55 23 24 95

NIVA Midt-Norge

Postboks 1266
7462 Trondheim
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 73 54 63 87

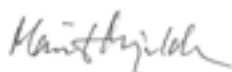
Tittel Strandvegetasjonen i Vansjø. Kartlegging og forvaltningsstrategi	Løpenr. (for bestilling) 5813-2009	Dato 15.12.2008
	Prosjektnr. Undernr. 27435	Sider Pris 67
Forfatter(e) Marit Mjelde, Dag Berge, <i>Odd Stabbetorp NINA</i>	Fagområde Ferskvann	Distribusjon
	Geografisk område Østfold	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Vannområdeutvalget Morsa	Oppdragsreferanse Helga Gunnarsdottir
--	--

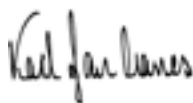
Sammendrag

Formålet med prosjektet har vært å kartlegge strandvegetasjonen i Vestre Vansjø, samt foreslå forvaltningsstrategi for sivbeltene med tanke på fjerning av næringsstoff og bedre forholdene for friluftsliv. Vestre Vansjø er preget av kraftige sivbelter med sjøsivaks og takrør. Det er ikke registrert noen markert tilgroing i perioden 1978-2008. Ytre grense for sjøsivaks-bestandene har dels stoppet opp, dels gått noe tilbake, mens takrør viser en tilgroing. Takrør har erstattet deler av sjøsivaks-bestandene slik at totalt areal av sivvegetasjonen ikke er økt. Maksimal dybdeutbredelse for sivbeltene er ca 2 m. Årsaken til dette ser ut til å være økt sommervannstand kombinert med dårlige lysforhold. Total mengde fosfor bundet i sivvegetasjonen anslås til 2.2 tonn. Rapporten diskuterer ulike strategier for vegetasjonskontroll i innsjøer, og hvilke effekter disse kan ha for innsjøen. I praksis vil det ikke være mulig eller ønskelig å fjerne mer enn 10-30% av beltene, dvs. 200-600 kg fosfor. Mengden fosfor som fjernes anses som lavt i forhold til de ca. 10 tonn P som tilføres Vestre Vansjø fra eksterne kilder. En omfattende høstingsprosess for å fjerne fosfor bundet i siv vurderes derfor som lite kostnadseffektivt. For forvaltning i forhold til friluftsliv anbefaler vi høsting og tildekking med fiberduk i mindre områder. For å bedre tilbakeholdelsen av næringsstoffer gjennom vegetasjonsbeltene foreslår vi at tilførselsbekkene fordeles utover i helofyttbeltene før de når selve innsjøen. Vi anbefaler at det etableres et overvåkingsprogram i tilknytning til skjøtselen.

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> makrovegetasjon tilgroing helofytter næringsinnhold skjøtsel 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Aquatic macrophytes Reed growth Nutrient content Lake management
--	--



Marit Mjelde
Prosjektleder



Karl Jan Aanes
Forskningsleder



Bjørn Faafeng
For administrasjonen

Strandvegetasjonen i Vansjø

Kartlegging og forvaltningsstrategi

Forord

Norsk institutt for vannforskning (NIVA) har på oppdrag fra Vannområdeutvalget Morsa foretatt undersøkelser av vegetasjonen i Vansjø.

Feltarbeidet for å beskrive vegetasjonens utbredelse og sammensetning ble utført av Dag Berge og Marit Mjelde. Innhenting av plantemateriale og sedimenter ble foretatt av Thomas Rohlack og Sigrird Haande i sammenheng med vannkjemisk overvåking i Vansjø. Theodor Norendal og Knut-Erik Enerstvedt foretok utfyllende dybderegistreringer på hovedlokalitetene.

Odd Stabbetorp, NINA, har utarbeidet vegetasjonskartene, til dels i samarbeid med Marit Mjelde, og foretatt arealberegninger av vegetasjonen.

Alle kjemiske analyser er foretatt ved NIVAs kjemilaboratorium.

Styringsgruppa for prosjektet har bestått av Helga Gunnarsdottir, daglig leder for Vannområdeutvalget Morsa, Stig Hvoslef, miljøvernrådsgiver i Akershus fylkeskommune og Sven Martinsen, skogbrukssjef Våler kommune.

Oppdragsgivers kontaktperson har vært Helga Gunnarsdottir, mens Marit Mjelde har vært NIVAs prosjektleder. Anne Lyche Solheim, NIVA, har vært kvalitetssikrer for prosjektet.

Takk til alle for godt samarbeid!

Oslo, 15. desember 2008

Marit Mjelde

Innhold

Sammendrag	6
Summary	8
1. Innledning	9
1.1 Bakgrunn og formål	9
1.2 Områdebeskrivelse	9
1.2.1 Generelt	9
1.2.2 Vannkjemiske forhold	10
1.2.3 Vannstand	11
1.2.4 Tidligere undersøkelser av vegetasjonen i Vansjø	12
2. Materiale og metoder	14
2.1 Makrovegetasjon	14
2.1.1 Definisjon	14
2.1.2 Datagrunnlag	14
2.1.3 Artssammensetning og økologisk status	14
2.1.4 Flybilder og vegetasjonskart	15
2.1.5 Dybdeutbredelse, biomasse og næringsinnhold	16
2.2 Kartlegging av dybdeforhold	18
2.3 Sedimenter	18
3. Vegetasjonen i Vansjø	19
3.1 Kvalitativ beskrivelse og økologisk tilstand	19
3.2 Areal- og dybdeutbredelser	20
3.2.1 Hele Vestre Vansjø	20
3.2.2 Detaljert beskrivelse av hovedlokalitetene	20
3.2.3 Dybdeutbredelse	31
3.3 Biomasse	32
3.3.1 Karboninnhold	33
3.4 Næringsinnhold i helofyttvegetasjonen	33
3.4.1 Fosfor	33
3.4.2 Nitrogen	35
3.5 Næringsinnhold i strandsedimenter	37
4. Forvaltningsmetoder - generelt	39
4.1 Innledning	39
4.2 Mekanisk høsting	40
4.2.1 Høstingsutstyr	40
4.2.2 Veiledende pris for høstingsutstyr	46
4.2.3 Utnyttelse/disponering av høstet materialet	46
4.2.4 Effekter av høsting	47
4.3 Manipulering med vannstand	51
4.3.1 Senking av vannstand vinterstid	51
4.3.2 Heving av vannstand på sommeren	52
4.4 Tildekking av sediment	53
4.5 Bruk av herbicider	54

4.6 Lysreduksjon (shading)	55
4.7 Biologiske bekjempingsmetoder	55
4.7.1 Fisk	55
4.7.2 Insekter	55
4.8 Næringsinaktivering	56
5. Sammenfattende diskusjon	57
6. Skjøtselsvurderinger for Vansjø	60
6.1 Fjerning av næringsstoffer ved å redusere helofyttvegetasjonen	60
6.2 Forvaltning av helofyttbeltene med tanke på friluftsliv	60
6.2.1 Høsting og utlegging av duk	60
6.2.2 Heving av vannstanden	61
6.3 Oppfølging og overvåking	61
7. Litteratur	62

Sammendrag

Formålet med det foreliggende prosjektet har vært å: 1) foreta en generell kartlegging av vegetasjonen i Vestre Vansjø og vurdere endringer i forhold til tidligere undersøkelser, 2) foreslå forvaltning av sivbeltene med tanke på fjerning av næringsstoff fra innsjøen og for å bedre forholdene for friluftsliv.

Vegetasjonen i Vansjø

Vestre Vansjø er preget av tildels svært kraftige sivbelter med sjøsviaks og takrør. Det er i denne undersøkelsen ikke registrert noen markert tilgroing i perioden 1978-2008. Tvert i mot viser dataene en reduksjon i sivvegetasjonens areal på 22-30 % siden 1978. Det er imidlertid viktig å være oppmerksom på at analysemetodikken brukt i 1978 var forholdsvis grov i forhold til dagens metodikk. Imidlertid ser vi den samme tendensen når vi sammenlikner innsamlete data fra 2004-2008 med den detaljerte undersøkelsen i 1982. Ytre grense for sjøsviaks-bestandene har dels stoppet opp, dels gått noe tilbake. Takrør viser en tilgroing, som kan observeres både ved at bestandene har vokst utover og at dybdegrensen har økt. Den økte tilgroingen av takrør har stort sett gått på bekostning av sjøsviaks, ved at takrør har erstattet deler av sjøsviaks-bestandene. Økningen i areal av takrør vil derfor ikke føre til økt totalt areal av sivvegetasjonen i vestre Vansjø.

Disse resultatene stemmer ikke helt med det inntrykket lokalbefolkningen har, at det har skjedd en tilgroing de siste 20 årene. Imidlertid kan det være flere årsaker til den tilsynelatende spriken mellom våre data og det som menes lokalt. Selv om det ikke kan påvises noen merkbar tilgroing for hele Vestre Vansjø har det på enkelte av de undersøkte lokalitetene (Støabukta og østre basseng ved Bliksøya) foregått en tilgroing av sivvegetasjon, mens tilgroingen i Sperrebotn og vestre basseng ved Bliksøya ser ut til å ha stoppet opp. Ved Feøya er det påvist en fortetning av bestanden, samt mulig framrykking i øst. Tetthetsendringer i bestandene er vanskelig å ta hensyn til ved utarbeidelse av vegetasjonskart basert på flybilder, men det oppfattes helt klart som tilgroing når man ikke lenger kommer fram med båt der man tidligere kunne kjøre gjennom en glissen sivbestand. En annen viktig faktor er endringen i dominansforholdet mellom takrør og sjøsviaks. I 1982 var sivvegetasjonen dominert av sjøsviaks, mens takrør var vanligst i de innerste og grunneste deler av vegetasjonssona. I 2008 har takrør gått klart fram på de fleste lokalitetene, på bekostning av sjøsviaks. En takrørbestand i indre deler av et vegetasjonsbelte oppfattes muligens som tettere og mer uframkommelig enn en sjøsviaksbestand. Dessuten vil en smal bevoksning på strender som tidligere var fri for helofytter være en tilgroing, selv om slike belter kan være for smale til å arealbestemme.

Maksimal dybdeutbredelse for sivbeltene i Vestre Vansjø ser ut til å være i underkant av 2 m dyp. På de lokalitetene der denne grensa er nådd, har tilgroingen stoppet opp, og også gått noe tilbake. Årsaken til dette ser ut til å være dårlige lysforhold og økt sommervannstand (endret manøvrering). Betydningen av en temperaturøkning (økt vekstsesong) og endret partikkeltilførsel til Vestre Vansjø er ikke vurdert i denne sammenheng.

Basert på biomassetall og beregnet overflateareal for sjøsviaks og takrør, kan den totale biomassen for sivvegetasjonen i Vestre Vansjø anslås til ca. 1600 tonn tørrvekt. Mengde fosfor bundet i vegetasjonen i august-september kan anslås til 1.3 g/m² for takrør og 1.6 g/m² for sjøsviaks. Total mengde fosfor bundet i sivvegetasjonen anslås til 2.2 tonn, mens total mengde nitrogen anslås til 17.8 tonn.

Skjøtselsanbefalinger for Vansjø

Rapporten diskuterer ulike strategier for vegetasjonskontroll i innsjøer, benyttet både i Norge og internasjonalt, og hvilke effekter disse kan ha for innsjøen. Dette for å gi grunnlag for en fornuftig og aktiv forvaltning av sivbeltene i Vansjø.

Skjøtselvurderingene for Vansjø har hatt to målsetninger: høsting av siv for å fjerne næringsstoff fra innsjøen, og forvaltning av sivbeltene med tanke på friluftsliv.

Sivbeltene virker som et filter for næringstilførsler fra nedbørfeltet. Fjerning av næringsalter gjennom høsting er iflg. tidligere undersøkelser usikkert. Tvert imot har enkelte undersøkelser vist økte næringstilførsler til innsjøen etter fjerning av vegetasjonsbelter. Det er også viktig å være oppmerksom på at vegetasjonsbeltene står for viktige habitater både for fisk, bunndyr, insekter og fugl.

Vansjø er en stor og svært heterogen innsjø, med mange delbassenger, bukter og vikar. I praksis vil det kanskje ikke være mulig eller ønskelig å fjerne mer enn 10-30 % av sivbeltene, dvs. 220-660 kg fosfor. Mengden fosfor som kan fjernes på denne måten anses som lavt i forhold til de ca. 10 tonn P som tilføres Vestre Vansjø fra eksterne kilder. En omfattende høstingsprosess for å fjerne fosfor bundet i siv vurderes derfor som lite kostnadseffektivt.

Når det gjelder forvaltning i forhold til friluftsliv anbefaler vi høsting og/eller tildekking med fiberduk i mindre områder. Høsting er aktuell i forbindelse med opprusting av badeplasser og båthavner, og langs strender der folk fisker. Ellers kan slåing av de ytre 10-20 m av vegetasjonsbeltene i utvalgte områder være aktuelt. For å åpne passasjen mellom Feøya og fastlandet og lette adkomsten for båt, foreslås en kombinasjon av høsting og bruk av fiberduk. Mellomstore maskiner av den typen som firmaet Sjørydding AS har i dag (Truxdor fra Dorotea) ser ut til å være egnet for bruk i Vansjø.

Det gunstigste høstingstidspunktet i Vansjø vil være så snart vegetasjonen er godt utviklet, dvs. fra begynnelsen av juli. Det kan dessuten være gunstig å foreta høsting 2 ganger i sesongen, for eksempel i begynnelsen av juli og i begynnelsen av september. En del vegetasjon må man regne med å måtte slå hvert år, andre annethvert, kanskje tredjehvert år. Dukbehandlede områder må sannsynligvis vedlikeholdes hvert 5-6 år.

Man må i en planmessig sammenheng avgjøre hvilke vegetasjonskontrollerende tiltak man ønsker. Der vegetasjonen kuttes må planene også inneholde ilandføring av det høstede materialet, lokaliteter for mellomlagring, samt endelig disponering. For at et ilandføringssted skal være aktuelt, må det være lett å komme inn med vegetasjonen fra vannsiden. Det må også være lett å komme til med tung redskap fra landsiden. I praksis bør det gå/lages kjørevei ned til ilandføringsstedet.

Endelig deponering av det høstede materialet kan variere, da både sjøsivaks og takrør har mange bruksområder. I Norge vil nok sivet først og fremst betraktes som et avfallsprodukt. Mest aktuell deponering er kjøring til deponi på egnet sted, nedpløying som grøntgjødsel på jorder, hugges til småflis og bruk til luftkondisjonering ved kompostering av kloakkslam eller husholdningsavfall. En annen mulighet er tilsats til anaerobe nedråtningsanlegg (biogassproduksjon), hvis man har denne slamprosessen ved nærliggende kloakkrensingsanlegg.

Tilførselsbekker har tendens til å lage kanaler gjennom vegetasjonsbeltene, slik at det ikke skjer noen effektiv filtrering av næringsstoffer fra bekkene. For å forbedre tilbakeholdelsen av næringsstoffer bør man vurdere å fordele vannet fra tilførselsbekkene utover i helofyttbeltene før de når selve innsjøen.

Vi anbefaler at det etableres et overvåkningsprogram i tilknytning til skjøtselen. Programmet bør inkludere effekter på vegetasjon, sediment og vannmasser.

Summary

The report describes and quantifies the growth of macrophytes in the western part of Lake Vansjø, SE Norway. The lake is characterized by large stands of helophytes, mainly *Phragmites australis* and *Schoenoplectus lacustris*. No large increase in helophyte growth could be proved. The total phosphorus fixed in the helophyte stands in the western part of lake Vansjø is estimated to 2.2 tons. An extensive helophyte harvest to reduce the phosphorus level in the lake is not recommended. Possible management methods for smaller areas are discussed and proposed.

Title: Reed vegetation in the western part of Lake Vansjø. Investigation and proposed management.

Year: 2009

Author: Marit Mjelde, Dag Berge, Odd Stabbetorp

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-5548-5

1. Innledning

1.1 Bakgrunn og formål

Den foreliggende undersøkelsen er en del av programmet "Kunnskapsbasert restaurering og forvaltning av Vansjø".

Det er flere grunner til at man ønsker å foreta en kartlegging og utredning av vegetasjonen i Vansjø. I følge lokalbefolkningen har det skjedd en tilgroing de siste 20 årene og stedvis har denne tilgroingen hatt svært negative følger for friluftslivet. Den store tilveksten gjør vannflaten mindre tilgjengelig fra land og hemmer friluftsliv og ferdsel. Det er derfor et økende krav om at det blir gjort tiltak for å forbedre forholdene i Vansjø.

Til tross for gjennomføring av betydelige tiltak for å redusere fosfortilførslene til Vansjø er vannkvaliteten i Vestre Vansjø fortsatt dårlig. Hver sommer siden 2001 har det vært badeforbud i hele eller deler av bassenget pga oppblomstring av giftige alger. Det er derfor et stort behov for å vurdere supplerende tiltak. Et av mulige tiltak som har vært diskutert er om en høsting og/eller fjerning av "siv"vegetasjonen vil kunne føre til en generell bedring av vannkvaliteten i innsjøen.

Formålet med det foreliggende prosjektet er: 1) foreta en generell kartlegging av helofytt- og vannvegetasjon i Vestre Vansjø, 2) frambringe kunnskap om ulike metoder for å fjerne eller redusere makrovegetasjon, vurdere hvor effektive disse er og hvilke effekter de ulike metodene har på økosystemet, 3) utarbeide forslag til forvaltning av sivbeltene i Vestre Vansjø med tanke på i) fjerning av næringsstoff (fosfor) fra innsjøen, og ii) bedre forholdene for friluftsliv.

1.2 Områdebeskrivelse

1.2.1 Generelt

Vansjø-Hobøl-vassdraget er på 690 km² og omfatter store deler av kommunene Moss, Rygge, Våler, Hobøl, Spydeberg, Ski og Enebakk i Østfold og Akershus fylker. Nedbørfeltet har høy arealutnyttelse til jordbruk og bebyggelse, og vassdraget er betydelig belastet med næringssalter. Det meste av nedbørfeltet ligger under marin grense. I perioder med stor vannføring er leirtransporten i elvene stor. Vassdraget er vernet mot kraftutbygging i Verneplan I.

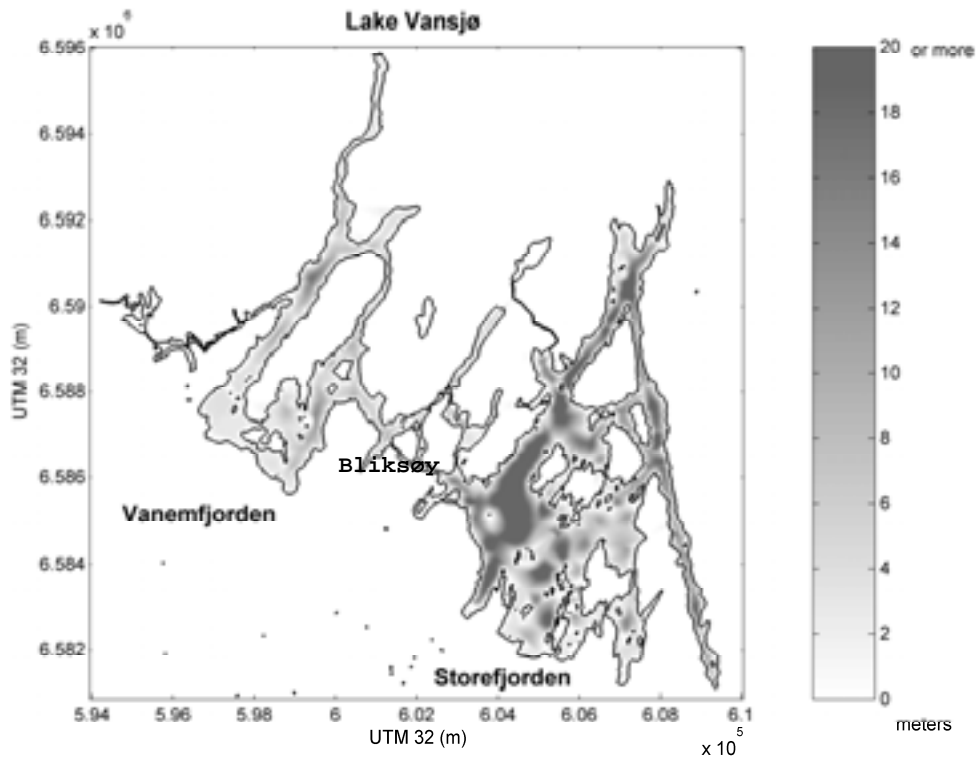
Hele Vansjø har et overflateareal på 36 km², mens arealet av Vestre Vansjø er 12 km². Vestre Vansjø er den grunneste delen av Vansjø (figur 1), største dyp er målt til 17 m, mens middeldypet er beregnet til 3.7 m. Anslagsvis 20 % av Vestre Vansjø er grunnere enn 2 m (anslag basert på på Båtsporkart for Vansjø 1987, utgitt av Råde bok og foto). Tilsvarende gruntområde for Storefjorden utgjør 10 %.

Både den størst tilløpselva, Hobølelva, og de øvrige større tilløpselvene munner ut i Storefjorden, mens utløpet er fra Vestre Vansjø via Mosseelva. Vannstrømmen fra Storefjorden passerer hovedsakelig gjennom området sør for Bliksøya, mens området nord og nordøst for Bliksøya utgjør et eget, delvis avstengt, innsjøområde.

Data fra Meteorologisk Institutt (met.no) viser at klimaet er blitt mildere fra 1970-tallet og fram til i dag. I forhold til 1978-82 har midlere månedstemperatur for perioden 2002-2007 ved Rygge (stasjon 17150) økt med 3-5 grader på vinteren og 1-1.5 grader på sommeren (se tabell 1).

Tabell 1. Midlere månedstemperatur ved Rygge i periodene 1978-82 og 2002-2007.

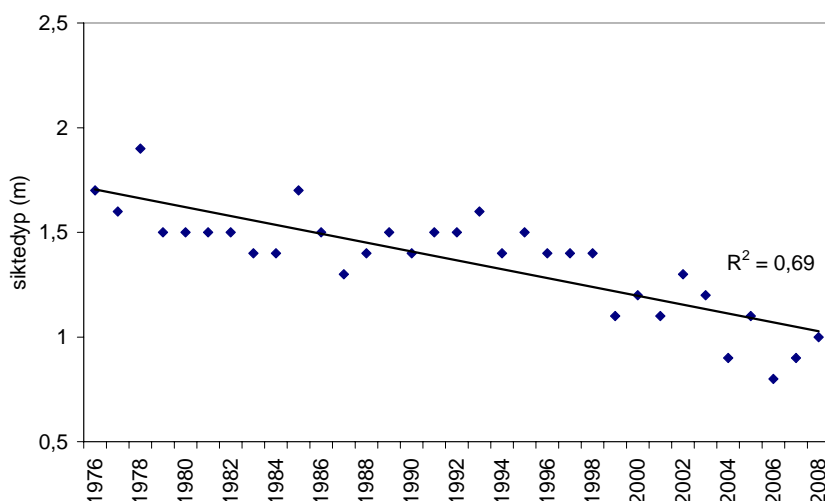
	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
1978-82	-5.56	-5.88	-1.00	4.34	10.44	14.56	16.2	15.02	11.36	5.86	1.94	-4.12
2002-2007	-1.38	-2.2	0.36	6.1	10.64	15.04	17.5	16.94	12.96	7.24	3.68	1.38



Figur 1. Dybdekart over Vansjø, basert på Båtportkart for Vansjø 1987 (fra Saloranta 2006).

1.2.2 Vannkjemiske forhold

Midlere fosforkonsentrasjon i sommersesongen i Vestre Vansjø har variert mellom 20 og 38 $\mu\text{g P/l}$ i perioden 1976-2008, med svakt økende tendens fram til 2006, for deretter å avta noe (for videre diskusjon om vannkjemiske forhold, se bl.a. Skarbøvik m.fl. 2008). I samme periode viser siktedypet en klar nedgang, fra 1.7-1.8 m på 70-tallet til ca. 1 m de senere år (figur 2). Midlere siktedyp for periodene 1978-82 og 2003-2007 er beregnet til hhv. 1.58 og 0.98 m, hvilket tilsvarer en reduksjon på 0.6 m..



Figur 2. Utvikling i siktedyp (middle for sommersesongen) i Vestre Vansjø i perioden 1976-2008 (data fra Aquamonitor, NIVA).

1.2.3 Vannstand

Vansjø er regulert til vannforsyning, med en reguleringshøyde på 1.48 m, mellom kote 24.05 (LRV) og kote 25.53 (HRV) (ved Rødsund bru) (Skarbøvik m.fl. 2007). Dette manøvreringsreglementet følger NVE, Hovedstyrets forslag, og har vært gjeldende fra 1983. I sommerperioden (etter vårflommen og fram til 20. august) skal vannstanden så vidt mulig holdes i området 24.85-25.05 moh, mens vintervannstanden skal søkes holdt på kote 24.65. Tidligere reguleringshøyde var 3 m (mellom kote 22.55 og 25.53), men i de siste årene før manøvreringsreglementet ble endret, ble ikke reglementet utnyttet fullt ut (Hvoslef og Mjelde 1983).

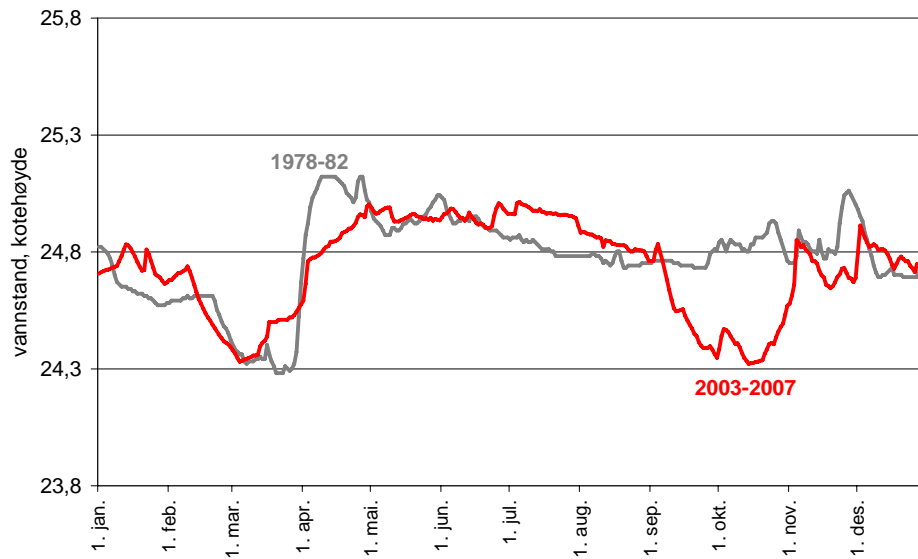
Årlig medianvannstand ved VM 3.8.0 (Rødsund bru) for periodene 1978-83 og 2003-2007 (de siste 5 år i forkant av vegetasjonsundersøkelsene i 1983 og 2008) er beregnet til hhv. 24.80 og 24.82 (tabell 2).

Tabell 2. Karakteristiske vannstander i Vansjø for periodene 1978-82 og 2003-2007.

Datakilde: Glommen og Laagens Brukseierforening.

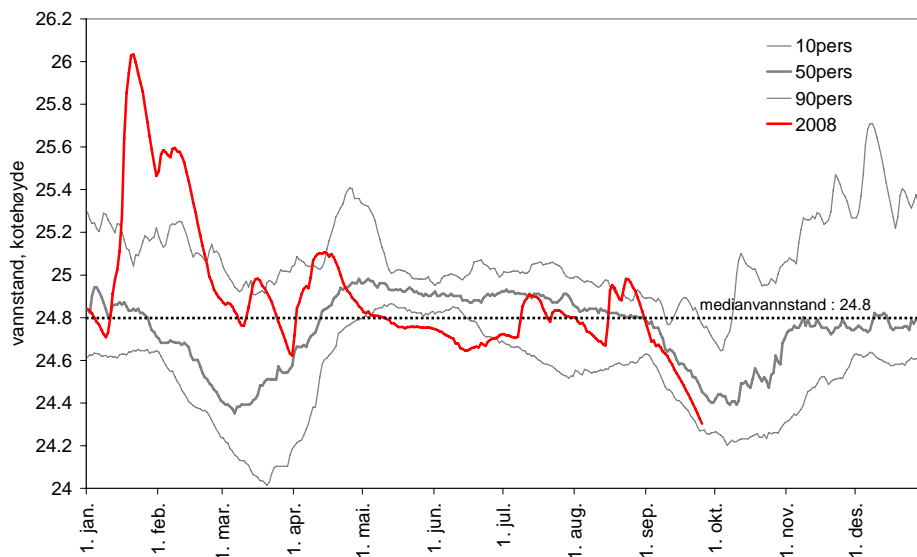
		Året	Sommer (1.5-31.9)	Vinter (1.10-30.4)
1978-82	min	24.11	24.66	24.11
	median	24.80	24.84	24.76
	max	25.36	25.16	25.35
2003-2007	min	24.19	24.35	24.19
	median	24.83	24.94	24.72
	max	25.57	25.19	25.55

Medianvannstanden på sommeren er økt med ca. 0.1 m fra 1978-82 til 2003-2007, mens vannstanden på vinteren er noe redusert, først og fremst på grunn av en kraftigere nedtapping på høsten i siste periode (figur 3). Vårflommen var noe mindre i 2003-2007 i forhold til 1978-82.



Figur 3. Medianvannstander i Vansjø for periodene 1978-82 og 2003-2007. Datakilde: Glommen og Laagens Brukseierforening.

Vannstanden i 2008 var preget av svært høy vannstand i januar-februar, med en topp ca. 0.5 m høyere enn HRV. Vår- og sommervannstanden var imidlertid generelt lavere enn normalt (figur 4), noe som ga bedre lysforhold for de ytterste delene av vegetasjonsbeltene i vekstsesongen.



Figur 4. Vannstand i Vansjø 2008, samt median, 10- og 90-persentiler for perioden 1983-2007, dvs. perioden med nytt manøvreringsreglement. Datakilde: Glommen og Laagens Brukseierforening.

1.2.4 Tidligere undersøkelser av vegetasjonen i Vansjø

Kartlegging av vann- og strandvegetasjonen i Vansjø er tidligere foretatt av Rørslett og Lydersen (1980), Hvoslef og Mjelde (1983) og Mjelde (2005). Undersøkelsene har hatt ulike formål og omfattet ulike deler av vegetasjonen.

Rørslett og Lydersen (1980) foretok en kartlegging av helofytt- og flytebladvegetasjonen i Vestre Vansjø og Storefjorden basert på flybilder tatt 1978. Undersøkelsen omfattet ikke feltundersøkelser, kun en rask befaring i 1978.

I 1982 (Hvoslef og Mjelde 1983) ble det gjort en omfattende feltundersøkelse av utbredelsen av helofytt- og flytebladsvegetasjonen i utvalgte områder i Vestre Vansjø og Sunda-området. Undervannsvegetasjonen var ikke prioritert. Hovedhensikten med undersøkelsen var å diskutere effekter på vegetasjonsbeltene av foreslåtte endringer i manøvreringsreglementet.

Undersøkelsen i 2004 (Mjelde 2005) omfattet en enkel registrering av vannvegetasjonen i flere innsjøer i Morsavassdraget, inkludert Vestre Vansjø og Storefjorden. På grunnlag av disse registreringene ble det foretatt en foreløpig vurdering av økologisk tilstand. Resultatet herfra er senere inkludert og bearbeidet videre i Bækken m.fl. 2008. Feltarbeidet i 2004 inkluderte også en kartlegging av ytre grense for takrør og sjøsivaks på 15 lokaliteter i Vestre Vansjø og Storefjorden. Disse dataene ble ikke inkludert i rapporten (Mjelde 2005).

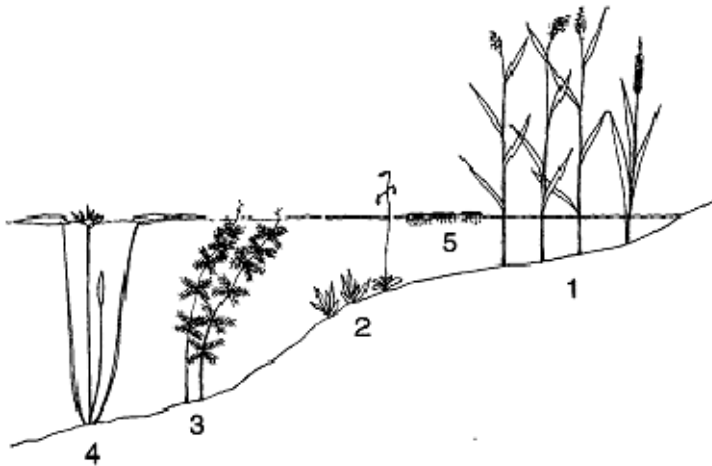
I 2006 innhentet firmaet Sjørydding AS prøver av "sivvegetasjon" fra 5 lokaliteter i Vestre Vansjø. Prøvene ble analysert av BioForsk lab (rapport nr. L006-1-00536), og vurdert av Terje Krogstad, UMB, 2006.

2. Materiale og metoder

2.1 Makrovegetasjon

2.1.1 Definisjon

Makrovegetasjon/makrofytter (høyere planter) er planter som har sitt normale habitat i vann. De deles ofte inn i (1) helofytter ("sivvegetasjon") og "ekte" vannplanter. De "ekte" vannplantene vokser helt neddykket eller har blader flytende på vannoverflata og kan deles inn i 4 livsformgrupper: (2) *isoetider* (kortsukksplanter), (3) *elodeider* (langskuddsplanter), (4) *nymphaeider* (flytebladsplanter) og (5) *lemnider* (frittflytende planter). I tillegg inkluderes de største algene, *kransalgene*, i vannvegetasjonen. Den foreliggende studien omfatter hovedsakelig vegetasjonselement 1.



2.1.2 Datagrunnlag

For vurdering av endringer i vegetasjonen i Vestre Vansjø har vi benyttet ulike data fra forskjellige år. Vi har valgt å se på endringer fra perioden 1978-82 til perioden 2004-2008. For å beskrive forholdene i 1978-82 har vi benyttet flybilder fra 1978 (Rørslett og Lydersen 1980), transektanalyser med dybdegrensener fra 1982 (Hvoslef og Mjelde 1983), samt artslistene for vann- og helofyttvegetasjon fra begge årene. Forholdene i 2004-2008 er beskrevet vha undersøkelse av vannvegetasjonen i 2004, flybilder fra 2005 og undersøkelse av helofyttvegetasjonen (inkl næringsinnhold og biomasse) i 2008. Dybdegrensener for helofyttene er undersøkt i 2004 og 2008. Artslisten stammer hovedsakelig fra 2004, med noen tillegg i 2008.

2.1.3 Artssammensetning og økologisk status

Kvalitativ beskrivelse av makrovegetasjonen i Vansjø bygger i hovedsak på registreringer foretatt i 2004. Den gang ble makrovegetasjonen, med hovedvekt på vannvegetasjon, undersøkt på i alt 15 lokaliteter i både Vestre Vansjø og Storefjorden (Mjelde 2005). Tilleggsregistreringer ble foretatt i 2008. I tillegg finnes artslistene for 1978-82.

Registreringer av vannvegetasjonen ble foretatt i henhold til standard prosedyre; ved hjelp av vannkikkert og kasterive fra båt. Kvantifisering av vannvegetasjonen er gjort etter en semi-kvantitativ skala, hvor 1=sjelden, 2=spredt, 3=vanlig, 4=lokalt dominerende og 5=dominerende.

Navnsettingen for karplantene følger Lid og Lid (2005), mens kransalgene er navngitt etter Langangen (2007). Vurdering av økologisk status for vannvegetasjonen, inkl. kransalgene, er basert på det foreløpige klassifikasjonssystemet for ferskvann (Mjelde 2008). I tillegg til vegetasjonsdata for 1982 og 2004 har vi inkludert vannvegetasjonsdata fra 1978 (B.Rørslett, publ. i Mjelde 2005).

2.1.4 Flybilder og vegetasjonskart

Det er utarbeidet to vegetasjonskart for Vansjø, basert på flyfotografering i hhv. 1978 og 2005.

I 1978 ble fotograferingen foretatt 18. september av Norsk Luftfoto og Fjernmåling (NLF, Oslo). Vannstanden i Vansjø på fotograferingstidspunktet var 24.96 m.o.h., dvs. ca. 0.16 m høyere enn årlig median for hele perioden 1978-2007. Bildene er tatt med infrarød-falsk farge film i målestokk 1:10 000, med et mindre antall bilder i 1: 15 000 (B-serie 5880). Bildene, som er papirkopier, ble brukt for å utarbeide et enkelt vegetasjonskart, publisert i Rørslett og Lydersen 1980. Dette er referanse-kartet som danner utgangspunkt for vurdering av tilgroingen i Vestre Vansjø. Vi har altså ikke foretatt en ny kartlegging av flybildene fra 1978.

I forbindelse med et tidligere NIVA-prosjekt ble det den 6. september 2005 foretatt digital fotografering av Vestre Vansjø. Fotograferingen, B-serie 13202, ble foretatt av TerraTec AS, Lysaker, og har en oppløsning på 20x20 cm pixler. Kameraet UltraCam_D fra Vexcel ble benyttet og fotograferingen omfattet tre kanaler; pankromatisk, rødt, grønt, blått og infrarødt. Vannstanden i Vansjø på fotograferingstidspunktet var 24.92 m.o.h., dvs. den samme som ved fotograferingen i 1978.

Papiroriginalen av **referansekartet** ble scannet inn til en digital fil og georeferert ved hjelp av prosedyren ImageWarp (tilgjengelig fra nettsiden <http://arcscripsts.esri.com/details.asp?dbid=10118>, skrevet av Kenneth McVay) i GIS-programmet ArcView. Metoden er avhengig av å finne sikre geografiske punkter som kan gjenkjennes både på bildet som skal georefereres og et ferdig georeferert kart. Her ble strandlinjen for Vansjø i Økonomisk Kartverk (Målestokk 1: 5000) benyttet. Siden referansekartet er tegnet direkte fra flyfoto som ikke er georeferert, må en regne med en del unøyaktighet i georefereringen. Det ble benyttet 25 kontrollpunkter, og prosedyren ga en gjennomsnittsfel på ca. 10 m.

Flyfotoene fra 2005 ble gjort om til georefererte ortofoto ved hjelp av programmet ERDAS Imagine, på basis av kamera- og bildeparametre som er oppgitt i flyoppgave 13202. Fordi de resulterende filene ble svært store, er oppløsningen i de fleste av bildene redusert til 50 cm. Bildene ble tolket på skjerm, og vegetasjonstypene ble digitalisert direkte på skjermbildet i programmet ArcView. I vurderingen av hvilke plantesamfunn som ble observert, ble det benyttet en rekke artsobservasjoner registrert med GPS som hjelpemiddel. I flyfotoserien manglet dekning for et mindre område sørøst for Bliksøya, som derfor ikke er med i den nye kartleggingen av Vestre Vansjø.

Vegetasjonen på kartene er delt inn i følgende tre hovedgrupper: storvokst helofyttvegetasjon av takrør (*Phragmites australis*) og sjøsivaks (*Schoenoplectus lacustris*) (blandingsbestander inngår), samt annen helofyttvegetasjon og flytebladsvegetasjon. Annen helofyttvegetasjon representerer her en blanding av bestander av elvesnelle (*Equisetum fluviatile*) og enkelte starr-arter (*Carex* spp.). Denne typen utgjør all vegetasjonen innenfor de storvokste helofyttbeltene. Flytebladsvegetasjonen er ikke videre oppdelt. Utbredelsen av undervannsvegetasjonen er utelatt da den er vanskelig å kartlegge ut fra flybilder. Dessuten er denne vegetasjonstypen lite utbredt i Vansjø.

Metodisk diskusjon

Når man diskuterer endringer i vegetasjonen basert på flybildene fra 1978 og 2005 er det viktig å være oppmerksom på noen metodiske feilkilder. For det første er de digitale bildene fra 2005 bedre, oppløsningen er kraftig forbedret og det er lettere å skille de ulike vegetasjonstypene, bl.a. skille trevegetasjon (busker og kratt) fra helofyttvegetasjon.

Det er dessuten viktig å være klar over at undersøkelsen av 1978-bildene bare var ment å gi et oversiktsbilde av situasjonen i Vansjø og ikke tok mål av seg til å gi noen nøyaktig arealberegning av de ulike vegetasjonstypene. Ved en kontroll av enkeltbilder ser vi derfor at helofyttbeltene er blitt tegnet noe for brede. Videre er tette og svært spredte bestander slått sammen og små åpninger i bestandene er ofte blitt inkludert i selve bestanden. Vi ser også at en del av flytebladsvegetasjonen er inkludert i helofyttvegetasjonen.

Det som i 1978 ble kalt "myrvegetasjon" inkluderes nå i begrepet "annen helofyttvegetasjon". Kantvegetasjon, dvs. mer tørketålende arter, f.eks. ulike starr-arter (*Carex* spp.), selsnepe (*Cicuta virosa*), o. l., som står på den øvre delen av stranda, regnes som regel ikke med til helofyttvegetasjonen og er av oss ikke inkludert i vegetasjonskartet. De tilhører landvegetasjonen.

Områdene med ulike typer vegetasjon har i hovedsak en langstrakt form fordi de utgjør smale vegetasjonsbelter langs innsjøens strandkant. Dette medfører at omkretsen av de enkelte områdene på kartet er svært stor i forhold til arealet. På originalkartet fra 1978 utgjør derfor streken som markerer avgrensningen av arealet en betydelig usikkerhetsfaktor i beregning av arealet av det enkelte område. Det er rimelig å anta at avgrensningen på vegetasjonskartet basert på bildene fra 1978 angir bredden på helofyttområdene noe overdrevent for at de overhodet skal være synlig på en kartframstilling i stor målestokk. Vi har forsøkt å belyse dette ved å beregne arealene på nytt etter at en buffersone på 2 m bredde ble trukket fra for alle områdene.

Det bør også bemerkes at det er en del mulige feilkilder når det gjelder kartleggingen basert på bildene fra 2005. Kartet er ikke tilstrekkelig feltvalidert. Vi vet at det foreligger områder som har blandingsbestander av takrør og sjøsivaks i Vestre Vansjø, men i kartet er alle områder klassifisert til enten den ene eller den andre av disse to helofyttene. Flytebladvegetasjon kan i noen tilfeller være forvekslet med tette bestander av helofytter i "unormale" posisjoner, dvs. mindre isolerte bestand utenfor det egentlige helofyttbeltet. Flytebladsvegetasjon inne i glisne helofyttbelter er svært vanskelig å se. I områder inntil nordvendte og vestvendte bredder med skogvegetasjon inneholder bildene en brem av skygge utover vannspeilet som gjør det vanskelig å tolke fotoet presist. Et annet problem i forhold til arealberegningene er at det kan være svært vanskelig å definere vannkanten ut fra flyfoto, fordi helofyttbeltene mange steder strekker seg inn over land. Dette gjør også at strandlinja slik den er gjengitt på økonomisk kartverk også inneholder mange feil, og man kan derfor i liten grad benytte denne som hjelpemiddel for avgrensning av helofyttvegetasjon mot landvegetasjon.

2.1.5 Dybdeutbredelse, biomasse og næringsinnhold

Feltarbeidet ble utført ved hjelp av båt i perioden 7-11. august 2008. Vannstanden i Vansjø i denne perioden varierte mellom 24.69-24.73 m.o.h, dvs. ca. 0.1 m under årlig medianvannstand. Alle dybder i rapporten er oppgitt i forhold til årlig medianvannstand (24.8) ved VM 3.8.0 (Rødsund bru). Undersøkelsen er konsentrert til Vestre Vansjø, den grunneste delen av Vansjø. Detaljundersøkelsene omfatter 5 hovedlokaliteter; Rødsengkilen og ved Bliksøya i Sundaområdet, Støbukta, i Fiulstadsundet ved Feøya og Sperrebotn (se figur 5). Dette er de samme områdene som ble undersøkt i 1982 (Hvoslef og Mjelde 1983). Målinger og koordinatfesting av ytre grense for de viktigste artene i helofytt- og flytebladsvegetasjonen ble foretatt på alle hovedlokalitetene.

Biomasseprøver fra helofyttvegetasjonen, fordelt på lokaliteter og arter, ble innhentet 11. august 2008 og er vist i tabell 3. Fra prøveflater på 0.25 m² (0.5 x 0.5 m) ble det tatt ut 10 strå av arten. Plantene ble kuttet ved basis, dvs. rot delen er ikke tatt med. Stråtetthet og dybdeforhold for hver prøveflate ble notert, likeså strå lengde for hvert strå. Stråene ble deretter fraktet til NIVAs laboratorium og tørket ved 105 °C. Beregning av biomasse for de ulike artene er gjort ut fra følgende formel: *Biomasse (tørrvekt, g/m²) = (g tørrvekt av 10 strå/10) x stråtetthet (antall)*. Det er forutsatt at stråene er representative for bestandene. På grunn av at takrørstråene er klumpmessig fordelt i bestandene, anbefalte

Bjørndahl & Egeus 1980 at man for denne arten benytter en prøveflate på minst 0.4 x 0.8 m (0.32 m²). I det materialet som det her er naturlig å bruke til sammenlikning er det brukt prøveflater på 0.25 m² (Fjørtoft 1977, Andersson 1973, 1978, Andersson & Eriksson 1974, Mjelde 1994).



Figur 5. Undersøkte lokaliteter i Vestre Vansjø. Hovedlokalitetene er markert.

Tabell 3. Lokalteter for biomasseprøver av helofyttvegetasjonen i Vansjø 13. august 2008

Lokalitet	Art		dyp (m)	UTM-øst	UTM-nord
Sperrebotn	<i>Schoenoplectus lacustris</i>	sjøsivaks	1.0	601932	6592123
	<i>Phragmites australis</i>	takrør	0.9	601939	6592127
Støabukta	<i>Schoenoplectus lacustris</i>	sjøsivaks	1.05	599060	6585928
	<i>Phragmites australis</i>	takrør	0.9	599026	6585777
Feøya	<i>Schoenoplectus lacustris</i>	sjøsivaks	1.0	598320	6586588
	<i>Phragmites australis</i>	takrør	1.0	598113	6586395
ved Bliksøya	<i>Schoenoplectus lacustris</i>	sjøsivaks	1.05	602744	6587391
	<i>Phragmites australis</i>	takrør	0.8	602987	6587556
Rødsengkilen	<i>Schoenoplectus lacustris</i>	sjøsivaks	1.0	603818	6587319
	<i>Phragmites australis</i>	takrør	0.7	603760	6587318

For å kunne vurdere variasjoner i plantenes næringsinnhold gjennom vekstsesongen ble det innhentet planter fra Sperrebotn (59°27.354' nord og 10° 47.942' øst) og Feøya (59°24.55' nord og 10° 43.864' øst) ved 4 tidspunkt; 16. juni, 4. august, 9. september og 22. september 2008. Fra Sperrebotn benyttet vi helofyttene sjøsivaks (*Schoenoplectus lacustris*) og takrør (*Phragmites australis*), samt flytebladsplanten vanlig tjønnaks (*Potamogeton natans*), mens bare takrør og sjøsivaks ble hentet inn fra Feøya. Representative prøver (3 eksemplarer av hver art), bestående av stengel, blad og blomster, ble knust og homogenisert, og analysert på total nitrogen, total fosfor og total karbon.

2.2 Kartlegging av dybdeforhold

For å kunne vurdere en eventuell framtidig tilgroing ble det på alle hovedlokalitetene foretatt en mer detaljert kartlegging av dybdeforholdene utenfor dagens helofyttvegetasjonen. Kartleggingen ble foretatt 17. september 2008 ved hjelp av en enkel metode med standard GPS og enkel-stråle-ekkolodd koblet til PC. Posisjon og dyp logges hvert sekund og lagres på fil. Ved hjelp av GIS interpoleres deretter dypet mellom målepunktene (Kriegering-metode).

Oppsettet avdekker bunnkonturene og sjøens dybdeforhold med en nøyaktighet som er tilstrekkelig for biologiske og vannkjemiske undersøkelser, men har ikke en presisjon i overenstemmelse med de gjeldende standarder for kartografisk oppmålingsarbeid (nøyaktighet på cm-nivå).

2.3 Sedimenter

For å kunne vurdere variasjoner i næringsinnholdet i littoralsedimentene gjennom vekstsesongen ble det hentet inn prøver av sedimentet fra Sperrebotn (59°27.354' nord og 10° 47.942' øst) og Feøya (59°24.55' nord og 10° 43.864' øst) ved 4 tidspunkt; 16. juni, 4. august, 9. september og 22. september 2008. Prøvene omfattet sedimentets øverste 10 cm og ble tatt på 0.75-1 m dyp, i ytterkant av helofyttvegetasjonen. Hver prøvedato representerer blandprøver fra tre prøver. Sedimentene ble overført til plastposer og fraktet til NIVAs laboratorium hvor det ble analysert på total karbon, total fosfor og total nitrogen.

3. Vegetasjonen i Vansjø

3.1 Kvalitativ beskrivelse og økologisk tilstand

Den kvalitative beskrivelsen er i hovedsak basert på undersøkelser i 2004 (Mjelde 2005). Store deler av strandsona i Vestre Vansjø er bevokst med helofytter, først og fremst takrør (*Phragmites australis*) og sjøsivaks (*Schoenoplectus lacustris*). På grunn av dårlige lysforhold er forholdene ikke gode for undervannsvegetasjonen. Vannvegetasjonen var derfor dominert av flytebladsplanter, først og fremst soleinøkkerose (*Nuphar pumila*), gul nøkkerose (*N. lutea*) og hvit nøkkerose (*Nymphaea alba*). I enkelte områder fantes bestander med undervannsplanter; hornblad (*Ceratophyllum demersum*) dannet store bestander i Sperrebotn, mens buttjønnaks (*Potamogeton obtusifolius*) og hjertetjønnaks (*P. perfoliatus*) hadde størst forekomst ved Bliksøya. Svært spredte forekomster av pusleplanter (små, ettårige kortskuddsplanter) ble registrert på grunt vann, i åpninger i helofyttbeltet.

Storefjorden er større og mer vindpåvirket enn Vestre Vansjø. Helofyttene takrør og sjøsivaks, var generelt mer sparsomt utbredt, men dannet store bestander i mer beskyttede områder. Flytebladsplantene var det vanligste elementet i vannvegetasjonen, dominert av gul nøkkerose. Flere undervannsarter ble registrert, men de fleste med liten dekning.

I 2008 foretok vi en tilleggsregistrering av vannvegetasjonen på hovedlokalitetene i Vestre Vansjø. Vi forventet imidlertid ingen store forskjeller i artssammensetningen fra 2004. Dominerende helofytter i 2008 var de samme som i 2004. Registreringene viste derimot en klar nedgang i forekomsten av hornblad (*Ceratophyllum demersum*) i Sperrebotn. Selv om hornblad regnes som en tolerant art i forhold til eutrofiering er det grunn til å tro at nedgangen skyldes dårlige lysforhold. Videre ser det ut til at vasslirekne (*Persicaria amphibia*) har fått økt utbredelse i hele Vestre Vansjø i de senere år.

Basert på trofi-indeksen TIc (forklaring, se klassifikasjonsveilederen, www.vannportalen.no) viste vannvegetasjonen i Vestre Vansjø moderat tilstand både i 1978 og 2004 (tabell 4), selv om indeksen viste en nedgang innenfor denne tilstandsklassen. Undersøkelsene i 1982 og 2008 la størst vekt på helofyttene og er derfor ikke inkludert i tilstandsvurderingen. Samme indeks viste dårlig status for Storefjorden i 2004. Her var det imidlertid store variasjoner fra lokalitet til lokalitet (se Bækken m.fl. 2008).

Tabell 4. Økologisk tilstand for vannvegetasjonen 1978-2004. Basert på artslistene i Hvoslef og Mjelde (1983) og Mjelde (2005).

	år	TIc	tilstand	TIa
Vestre Vansjø	1978	29.6	moderat	*
	2004	19.1	moderat	-14.8
Storefjorden	2004	4.4	dårlig	-1.2

*semikvantitative data mangler

Tar vi hensyn til artenes mengdemessige forhold blir tilstanden i Vestre Vansjø i 2004 noe dårligere enn i Storefjorden fordi de tolerante artene her har større forekomst enn de sensitive. Antall tolerante arter i Storefjorden er stort, men flere av disse har liten utbredelse.

For store innsjøer, med mange viker, basseng og smale sund, vil det ofte være ønskelig eller nødvendig å vurdere økologisk tilstand for ulike delområder. Registreringene fra 2004 omfattet 15 lokaliteter fordelt på både Vestre Vansjø og Storefjorden. Vurdering av økologisk tilstand for hver av disse lokalitetene er vurdert (se Bækken m.fl. 2008). Området ved Bliksøya og Rødsengkilen, samt bukta ved Hobølelvas innløp, hadde dårligst tilstand, mens områdene sør i Storefjorden, særlig rundt øyene,

og Støabukta i Vestre Vansjø hadde best tilstand. Gruntområdene rundt øyene i Storefjorden ble imidlertid noe sparsomt undersøkt i 2004.

3.2 Areal- og dybdeutbredelser

3.2.1 Hele Vestre Vansjø

Det er utarbeidet to vegetasjonskart for Vestre Vansjø; et fra 1978 ("referansekartet") (figur 6) og et fra 2005 (figur 7). Mer detaljerte kart for hver av de 5 hovedlokalitetene er vist i kap. 3.2.2.

Flybildene fra 2005 omfatter bare Vestre Vansjø. Arealberegninger for Storefjorden foreligger derfor bare for 1978. Helofyttvegetasjonen dekket på den tiden 1.34 km², dvs. 5.78 % av Storefjordens innsjøareal, mens flytebladsvegetasjonens areal er beregnet til 0.12 km², dvs. 0.55 % av innsjøarealet.

I 1978 dekket helofyttvegetasjonen i Vestre Vansjø et areal på 2.0-2.2 km², dvs. 16-18 % av innsjøarealet (tabell 5), mens flytebladsvegetasjonen dekket ca. 0.02 km². Tilsvarende tall for 2005 er hhv. 1.51 og 0.09 km². Sjøsivaks dekket i 2005 et areal på 0.64 km² (5.2 %), mens takrør dekket 0.87 km² (7.1 %). Annen helofyttvegetasjon dekket et areal på ca. 0.1 km² begge år.

Tabell 5. Kvantitativ forekomst av helofytt- og flytebladsvegetasjon i **Vestre Vansjø**, basert på flybilder fra 1978 og 2005. For usikkerhet i arealanslagene, se kap. 2.1.4.

År	Innsjø-areal km ²	Helofyttvegetasjon		Flytebladsvegetasjon		Annen helofyttveg.	
		km ²	%	km ²	%	km ²	%
1978	12.2	1.95-2.20	16.0-18.0	0.018-0.022	0.15-0.18	0.07-0.09	0.5-0.7
2005	12.2	1.51	12.3	0.09	0.7	0.08	0.6

Basert på disse tallene kan vi altså ikke si at det har vært noen klar tilgroing av helofyttvegetasjonen i perioden 1978-2005. Imidlertid er det viktig å være oppmerksom på at tallene gir et gjennomsnittsbilde for hele Vestre Vansjø. Det er sannsynlig at det på enkelte lokaliteter har foregått en tilgroing, mens det andre steder har vært en tilbakegang. Videre vil disse tallene ikke kunne si noe om eventuelle fortetninger av bestander. Vurdering av tilgroing for enkeltlokaliteter er omtalt i kapittel 3.2.2.

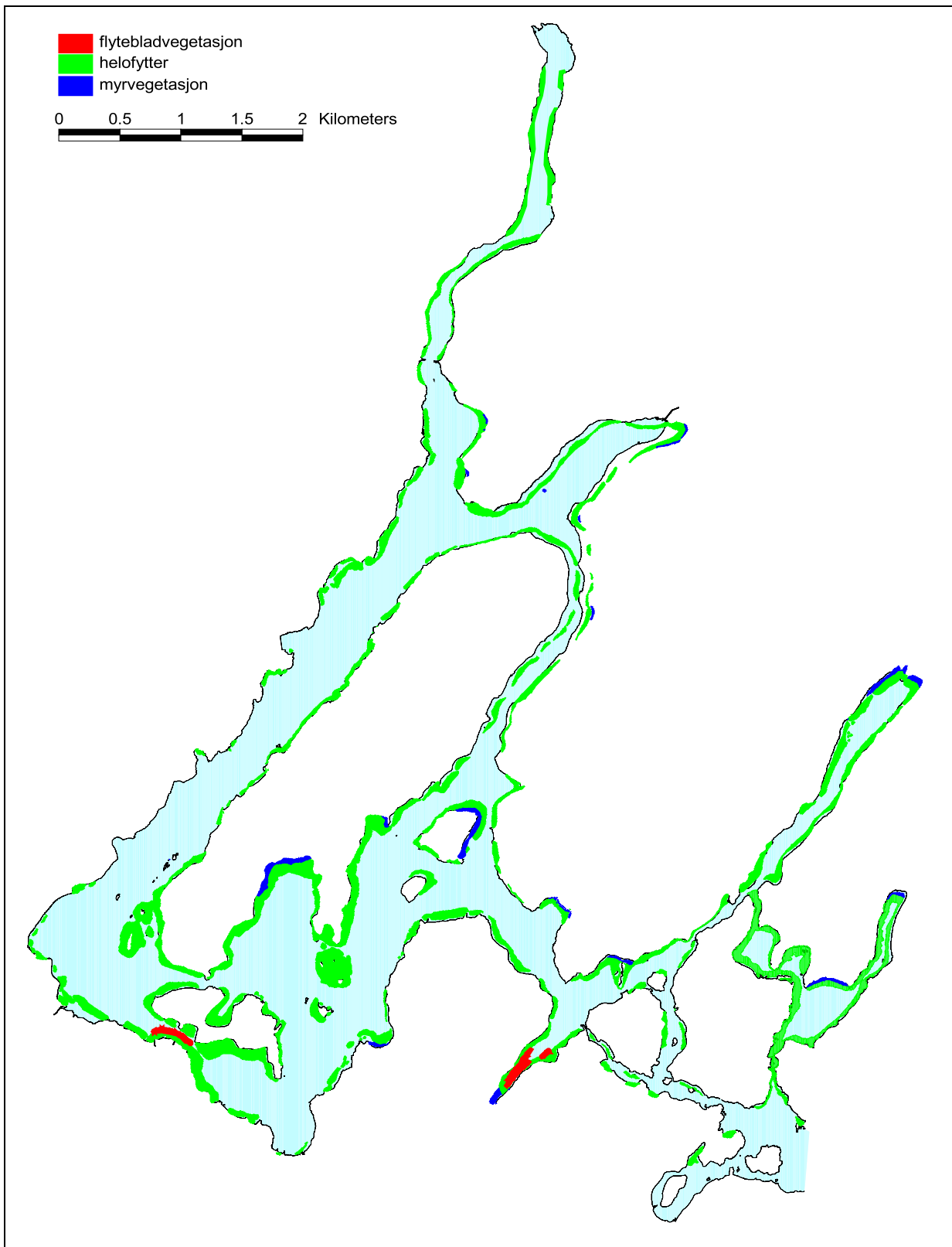
3.2.2 Detaljert beskrivelse av hovedlokalitetene

Hovedlokalitetene er de samme som ble undersøkt i 1982 (Hvoslef og Mjelde 1985), og ligger i tre forskjellige områder av Vestre Vansjø, hhv. i nordre, søndre og østre del (se figur 5). De burde således til sammen gi et representativt bilde av vegetasjonen i innsjøen.

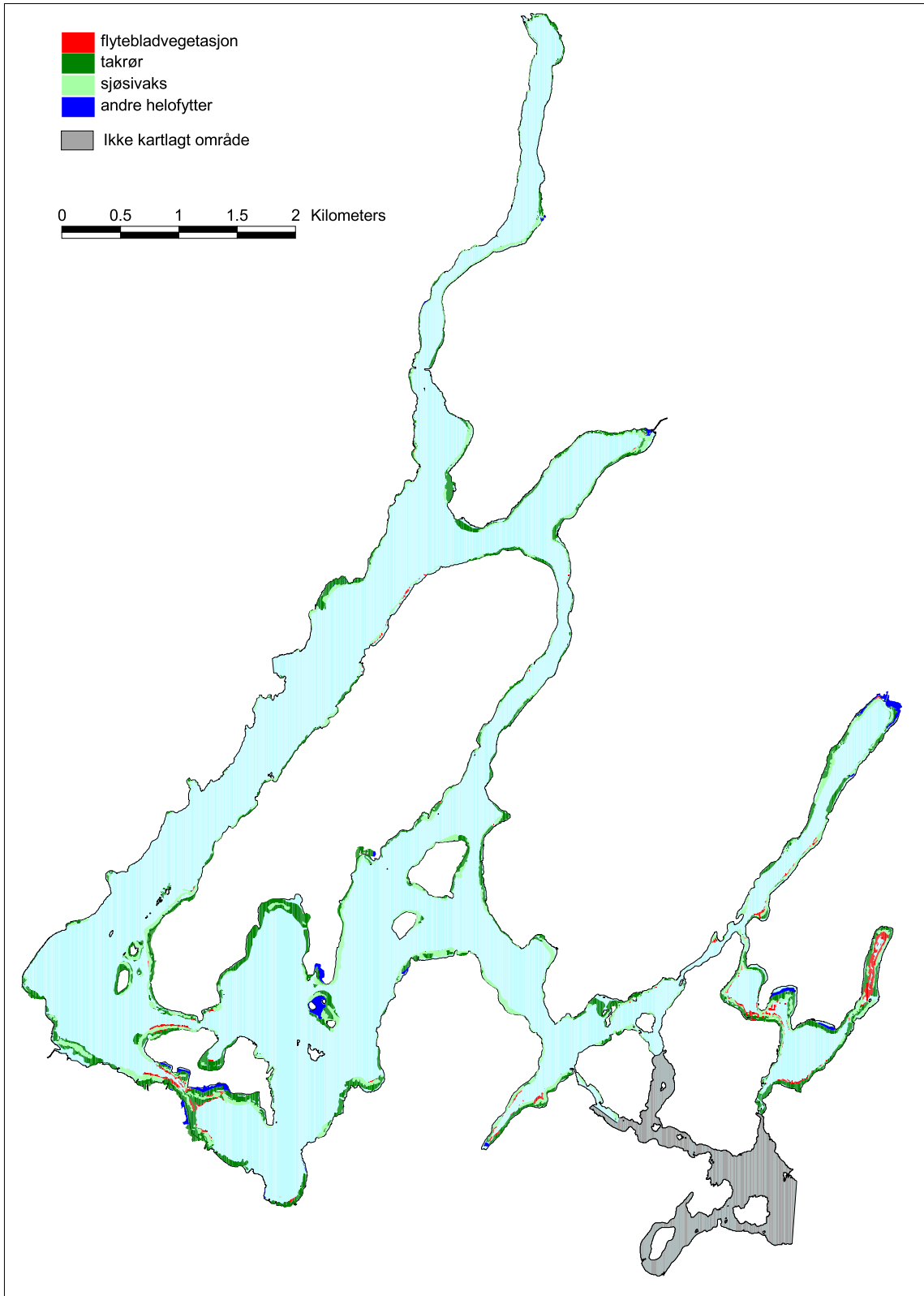
Feøya

Lokaliteten omfatter det smale sundet mellom Feøya og fastlandet, nord for Fiulstad gård. Store deler av området er grunt, med dybder <1.5 m og lokaliteten ligger beskyttet til i forhold til dominerende vindretninger. Området inngår som en sentral del av naturreservatet Vestre Vansjø, med ferdselsforbud deler av året.

I 1982 var sundet nesten gjengrodd på det smaleste med helofyttvegetasjon, men ytre deler av beltene var svært glisne. I beskrivelsen fra 1982 heter det: "I ytre deler av de østligste transektene er takrørbestanden så glisne at den nærmer seg grensen for hva vi forstår med sluttet vegetasjon." Man antok den gang at passasjen mellom øya og fastlandet ble opprettholdt av båttrafikken. I tillegg til takrør var sjøsivaks og tildels elvesnelle viktige arter i dette området.

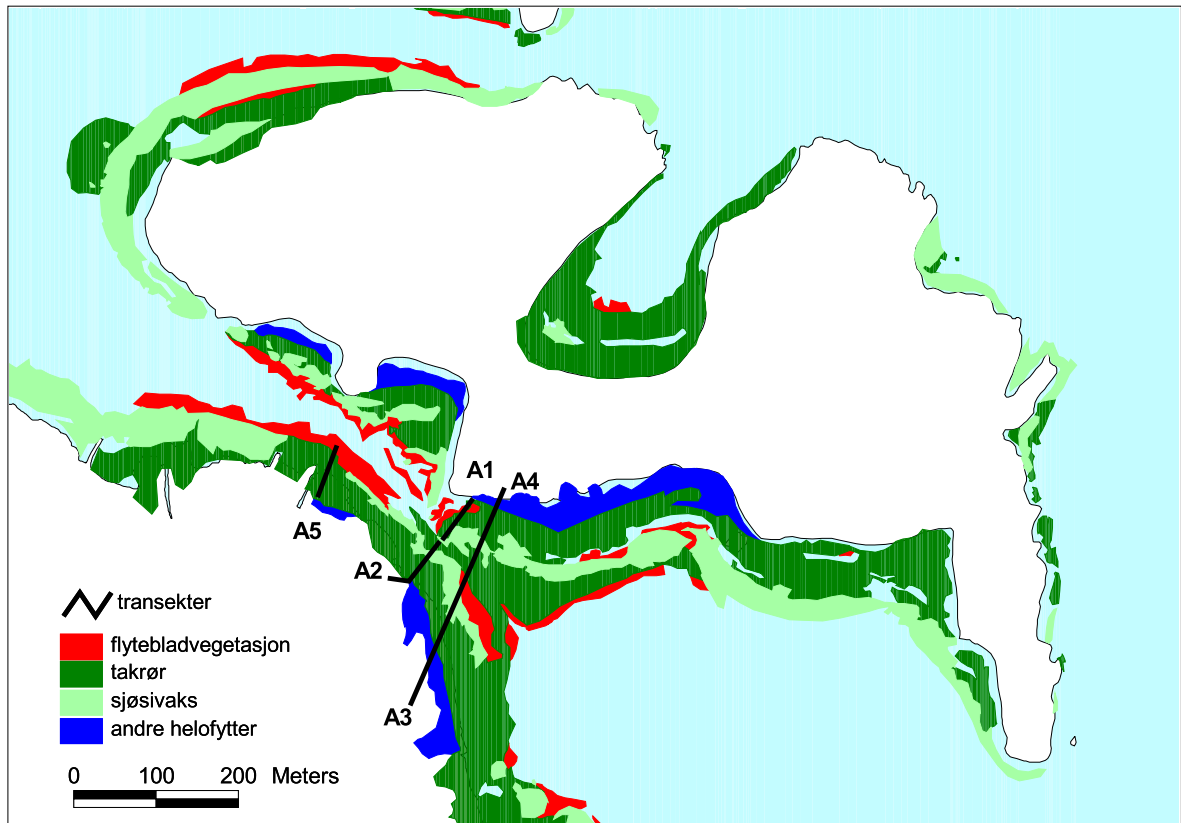


Figur 6. Vegetasjonskart (referansekart) Vestre Vansjø 1978.



Figur 7. Vegetasjonskart Vestre Vansjø 2005.

I 2004-08 var området fortsatt preget av kraftige helofyttbelter, dominert av takrør og sjøsivaks, som dekket store deler av sundet (figur 8). Det var i 2004 mulig å stake seg gjennom det forholdsvis glisne takrørbeltet midt i sundet (pers.obs.), men i 2008 var det ikke mulig å komme gjennom med båt. I perioden 1982-2008 har det altså skjedd en gradvis fortetning av helofyttvegetasjonen, særlig markert for takrørbestandene som danner ytre del av beltet.

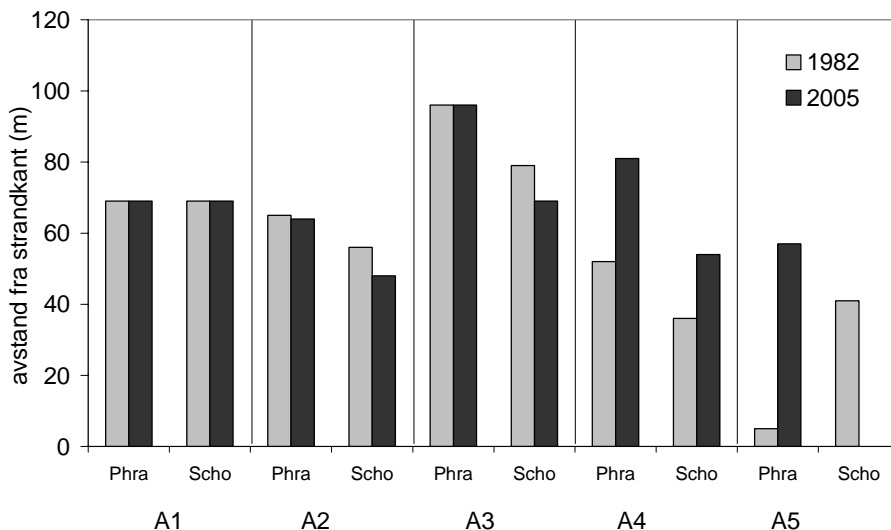


Figur 8. Vegetasjonsforhold ved Feøya i 2005. Transekter A1, A2, A3, A4 og A5 representerer de samme transektene som i 1982 (Hvoslef og Mjelde 1983).

I og med at sundet mellom Feøya og fastlandet allerede i 1978-82 var bortimot gjengrodd, er det små muligheter for videre ekspansjon av helofyttvegetasjon, men generelt sett har takrørbestandene vokst, på bekostning av sjøsivaks (figur 9). Det ser også ut til at sjøsivaks-bestandene er blitt mer fragmentert i perioden. Det eneste området sjøsivaks ser ut til å ha gått fram er i et av de ytre transektene, A4. Muligens er kanalens plassering noe endret. Båttrafikken er endret pga vernebestemmelsene i området (ferdselsforbud deler av året).

Dybdegrensene for sjøsivaks og takrør i 1982 (i transektene) er beregnet til hhv. 0.95 og 0.55 m (figur 18). Dybdemålingene i 2008 ble foretatt dels i sundet og dels ved vegetasjonens grense mot øst, dvs. øst for alle transektene. I det østre området har vegetasjonen i prinsippet hatt større ekspansjonsmuligheter enn i transektene i selve sundet. Ytre dybdegrense for sjøsivaks for området er i 2008 beregnet til 1.4 m, med variasjoner mellom 0.6 og 1.75 m. Tilsvarende tall for takrør var 1.55 m (0.4-1.9 m). For sjøsivaks var det ingen signifikante forskjeller mellom østre og vestre del av lokaliteten, mens takrør i 2008 jevnt over gikk noe dypere i østre del (1.6 m i øst og 1.3 m i vest). Både sjøsivaks og takrør viser altså en klar økning i dybdeutbredelse i perioden 1982-2008, takrør noe mer enn sjøsivaks. Den økte dybdeutbredelsen ser ut til å ha foregått i østre del av lokaliteten, mens ytre grense i transektene ser ut til å ha trukket seg tilbake. Vegetasjonsforholdene i sundet er forøvrig forholdsvis mosaikkpreget, muligens med lokale variasjoner i framrykking og tilbakegang.

I perioden 2004-2008 ble det ikke registrert noen økning for takrør i østre del (for lite data på sjøsivaks i 2004), noe som kan tyde på at maksimal dybdeutbredelse for takrør (og sannsynligvis for sjøsivaks) var nådd i 2004. Dersom vi antar at dette stemmer, vil mulighetene for videre tilgroing av helofytter på denne lokaliteten være forholdsvis begrenset, forutsatt tilsvarende lysforhold.



Figur 9. Endringer i ytre grenser for bestander av takrør og sjøsivaks ved Feøya i 1982 og 2005. Målingene er gjort i transekter etablert i 1982. For plassering av transektene, se figur 8. Strandkant relatert til samme vannstand begge år (se kap. 2.1.4).

Flytebladsvegetasjon hadde både i 1982 og 2008 størst utbredelse i den vestre, mer vindbeskyttede, delen, hvor gul nøkkerose, soleinøkkerose og hvit nøkkerose, vanlig tjønnaks og noe vasslirekne dannet en mosaikkpreget vegetasjon, med ytre dybdegrense på 2.2-2.3 m (gul nøkkerose). I øst besto vegetasjonen av gul nøkkerose, soleinøkkerose og hvit nøkkerose, med bestander så vidt utenfor helofyttbeltene, ut til 1.8-1.9 m dyp. Sammensetning og utbredelse av flytebladsplantene virker lite endret i 1982-2008.

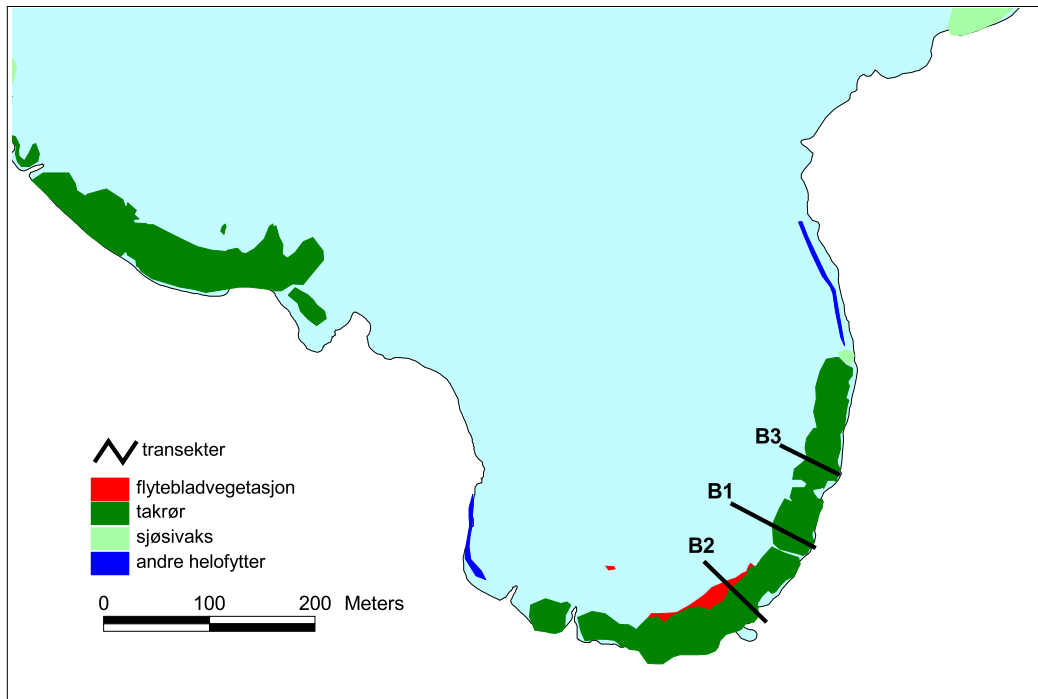
Feøya var den av hovedlokalitetene som i 2004 hadde størst artsrikdom av vannplanter, med totalt 16 arter, hvorav 2 isoetider. De fleste undervannsartene hadde imidlertid spredte forekomster. I forhold til beskrivelsen fra 1982 kan det se ut til at utbredelsen, særlig av isoetidene, er redusert, både i antall og utbredelse.

Støabukta

Støabukta ligger helt sørøst i Vestre Vansjø, åpent utsatt for nordlige vinder og er tydelig erosjonsutsatt med substrat dominert av sand. Dybden skråner jevnt utover fra innerst ved bekken. Bukta var tidligere badeplass, til tross for stor næringstilførsel via bekken (Hvoslef og Mjelde 1983). Denne bekken drenerer stort sett bare jordbruksområder og er fortsatt svært næringsrik; med fosfor-konsentrasjon på mer enn 400 µg P/l i 2007. Dette er imidlertid en halvering i forhold til de konsentrasjonene som ble målt i 2004-2005 (Skarbøvik m.fl. 2008).

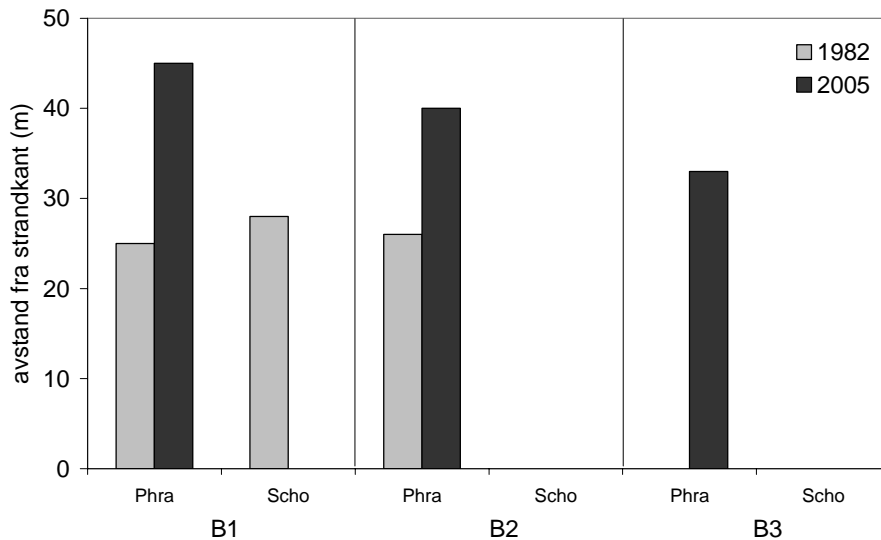
I 1982 ble vegetasjonen i bukta betegnet som fattig, med forholdsvis smale helofyttbelter, dominert av takrør i sør og elvesnelle i nord. Takrør var frodigst utenfor bekkeutløpet (transekt B1 i figur 10) og gikk ut til 0.68 m (0.55-0.8 m). Der sjøsivaks fantes, dannet denne yttergrense mot åpent vann, med en dybdegrense på 0.95 m.

Helofyttvegetasjonen i 2004-08 var fortsatt dominert av takrør, iblandet noe sjøsivaks, i søndre del. Det var noe mer glisne elvesnelle-bestander i nordøstre og vestre del av bukta (figur 10).



Figur 10. Vegetasjonsforhold i Støabukta i 2005. Transekter B1, B2 og B3 representerer de samme transektene som i 1982 (Hvoslef og Mjelde 1983).

Også i Støabukta har takrør gått fram på bekostning av sjøsivaks og elvesnelle (figur 11). Begge de sistnevnte artene finnes fortsatt, men bare som spredte bestander utenfor takrør eller med spredte forekomster inne i takrørbeltene (slike spredte forekomster kommer ikke fram på vegetasjonskart eller i figuren nedenfor).



Figur 11. Endringer i ytre grenser for bestander av takrør og sjøsivaks i Støabukta i 1982 og 2005. Målingene er gjort i transekter etablert i 1982. For plassering av transektene, se figur 10. Strandkant relatert til samme vannstand begge år (se kap. 2.1.4).

Ytre grense for takrør i 2008 er beregnet til 1.42 m, med variasjoner mellom 0.6 og 1.95 m (figur 18). Tilsvarende tall for sjøsivaks er 1.38 m (1.3-1.45 m). Til tross for at sjøsivaks har gått noe dypere i perioden 1982-2008 er den fortsatt sparsom (en liten bestand i nordre del av lokaliteten, se figur 8, samt spredt i takrørbestandene). Takrør-beltene viste derimot en klar økning både i areal og dybde-utbredelse (0.74 m dypere), og dannet nå yttergrensa mot åpent vann. Enkelte deler av takrør-bestanden i Støabukta gikk ut til 1.95 m dyp. Dette er de dypest registrerte takrør-bestandene i Vestre Vansjø og har nok sammenheng med at bukta har sandig substrat og sannsynligvis klare vann. Vi regner med at takrør-bestandene i dette området kan vokse ut til ca. 2 m dyp.

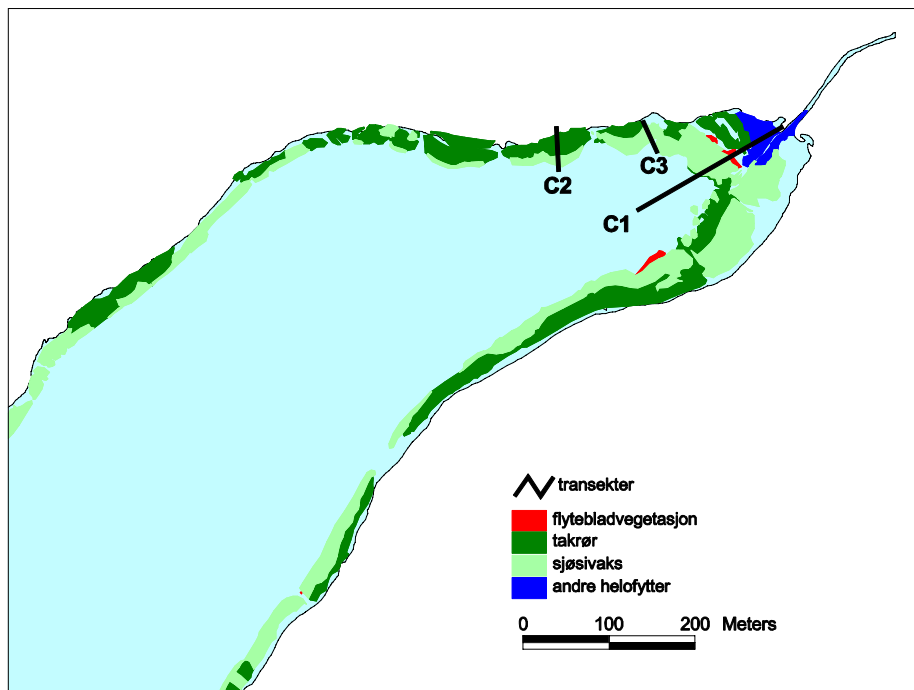
Flytebladsvegetasjonen i 1982 fantes spredt, i ytterkant av helofyttbeltet, mens den i 2008 dannet smale bestander av gul nøkkerose, soleinøkkerose og vasslirekne ut til til 2-2.1 m dyp (soleinøkkerose). Annen vannvegetasjon var svært sparsom.

Sperrebotn

Sperrebotn er ei sørvestvendt bukt i nordre del av Vestre Vansjø, nord for Dillingøy. Bekken som munner ut innerst i bukta er sakteflytende, kraftig bevoskt med helofytter og tydelig næringsrik. Den drenerer først og fremst skogsområder, med lite intensivt jordbruk, men er noe påvirket av avløp fra boligfelt. Vannkjemiske undersøkelser i 2004-2007 viste fosforkonentrasjoner på $>100\mu\text{g P/l}$ (Skarbøvik m.fl. 2008).

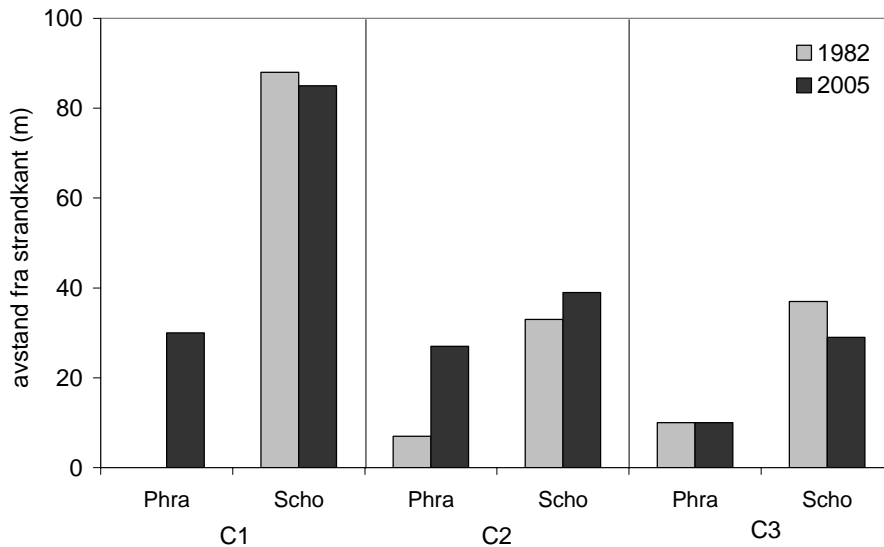
I 1982 var helofyttvegetasjonen frodig, særlig i indre del utenfor bekken. Den dominerende arten var sjøsivaks, med ei smal sone med takrør innenfor. Ytre grense for sjøsivaks er beregnet til 1.68 m (1.6-1.8 m) i 1982, og for takrør 0.73 m (0.7-0.75 m).

I 2004-2008 var lokaliteten fortsatt dominert av sjøsivaks, men med en velutviklet sone med takrør innenfor (figur 12).



Figur 12. Vegetasjonsforhold i Sperrebotn i 2005. Transekter C1, C2 og C3 representerer de samme transektene som i 1982 (Hvoslef og Mjelde 1983).

Takrør viser klar tilgroing i to av tre transekter, på bekostning av de indre deler av sjøsivaksbestandene (figur 13). Ytre grense for sjøsivaks viser svært små endringer i denne perioden.



Figur 13. Endringer i ytre grenser for bestander av takrør og sjøsivaks i Sperrebotn i 1982 og 2005. Målingene er gjort i transekter etablert i 1982. For plassering av transektene, se figur 12. Strandkant relatert til samme vannstand begge år (se kap. 2.1.4).

Dybdeutbredelsen for takrør viste også en klar framgang i 2008 (figur 18), med ytre dybdegrense på 1.31 m (1-1.5 m). I 2004 ble det bare foretatt én måling; 1.7 m. Ytre grense for sjøsivaks var i 2004 uendret i forhold til 1982, dvs. 1.66 m (1.0-1.95 m), mens det ble registrert en svak tilbakegang i 2008; 1.55 m (0.9-2 m). I og med at sjøsivaks ikke har økt i utbredelse i perioden 1982-2008 antar vi at den har nådd maksimal utbredelse på lokaliteten. Takrørbestandene derimot vil sannsynligvis kunne vokse ut til bortimot 2 m dyp, og etterhvert dominere helofyttvegetasjonen på denne lokaliteten. I 1982 dannet flytebladsvegetasjonen, som var dominert av gul nøkkerose, vegetasjonens ytterkant sammen med sjøsivaks. Vannvegetasjonen for øvrig var sparsom, muligens lite undersøkt. I 2004 var flytebladsvegetasjonen dominert av soleinøkkerose, samt hvit og gul nøkkerose. Dessuten fantes store bestander med hornblad (*Ceratophyllum demersum*). Denne bestanden ble ikke gjenfunnet i 2008. Derimot var soleinøkkerose mer framtrødende og dannet ytterkant av vegetasjonen med dybdegrense 1.76 m (1.7-2 m).

Bliksøya

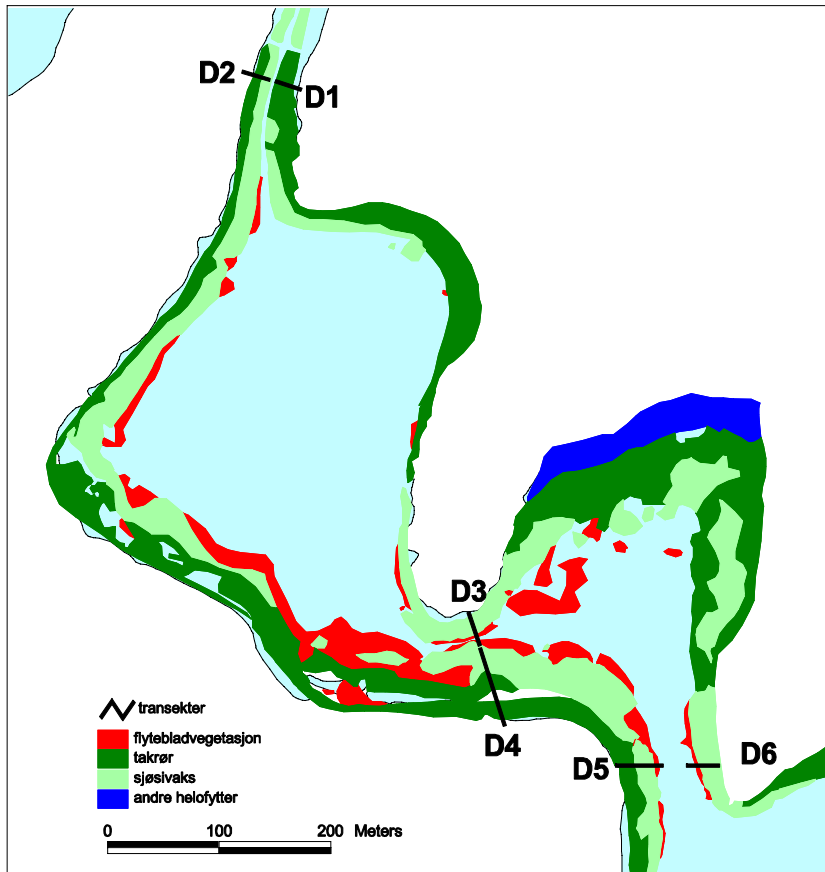
Lokaliteten omfatter de to delvis avsnørte buktene nord for Bliksøya. Hele østre bukt er grunnere enn 2 m dyp, mens den vestre bukta skråner jevnt ned til ca 7 m dyp i midtre områder. Området ligger godt beskyttet for vind og er sannsynligvis en bakevje både i forhold til vannstrømmen fra Storefjorden til Vestre Vansjø og i forhold til tilførsler til Grepperødfjorden.

Området var i 1982 preget av til dels svært breie helofyttbelter, med typisk sonasjon av sjøsivaks ytterst og takrør innafor. Ytre dybdegrense for sjøsivaks ble beregnet til 1.46 m (1.3-1.6 m), og for takrør 0.67 m (0.2-0.85 m). Kanalene i nordvestre del av vestre bukt og mellom buktene ble den gang antatt å være holdt åpne av båttrafikk.

Vegetasjonen i 2004-2008 var fortsatt preget av kraftige helofyttbelter med sjøsivaks og takrør. Sjøsivaks fantes vanligvis utenfor beltet med takrør, og ofte med rundbestander (figur 14).

Også på denne lokaliteten er det en klar tendens til at takrør går fram på bekostning av sjøsivaks. Det kan for eksempel sees tydelig i nordre kanal ved transekt D1, hvor muligheten for ekspansjon av

helofyttene nok blir holdt tilbake pga båttrafikken. Taktør dekker nå det området som før hadde taktør innerst og sjøsivaks ytterst (figur 15). De andre transektene, unntatt D4, viser svake endringer i ytre grense for sjøsivaks. Ved transekt D4 har sjøsivaksbestanden gått fram med 10 m. Området her har en svært mosaikkpreget vegetasjon i tydelig tilgroingsfase med flere rundbestander, samt kraftige og mer spredte belter med ulike arter. En svak forskyvning av transektene i et slikt område vil derfor kunne gi store utslag. Ytre dybdegrenser ble beregnet til hhv. 1.6 m (1.1-2.2 m) og 1.53 m (1.0-1.8 m) i 2008 (figur 18). Dette var samme dybdeutbredelse som ble registrert i 2004 og i 1982.

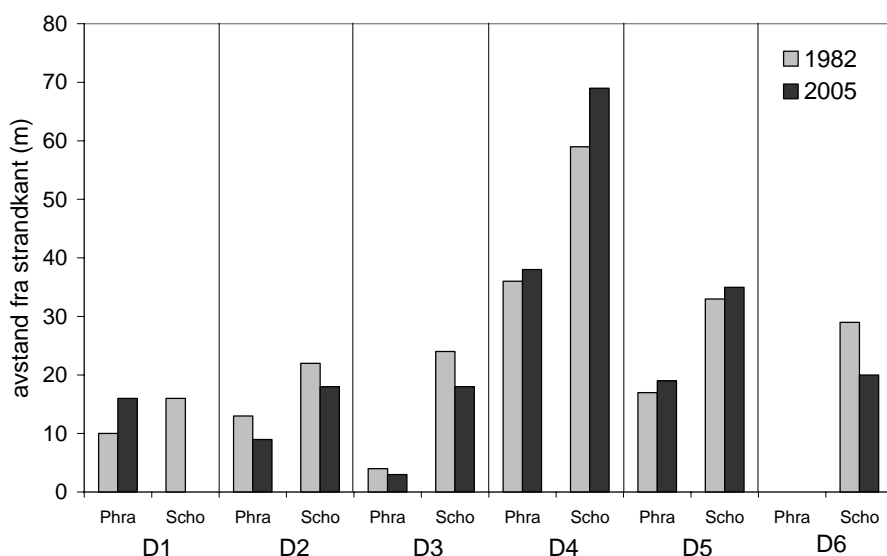


Figur 14. Vegetasjonsforhold ved Bliksøya i 2005. Transektene D1, D2, D3, D4, D5 og D6 representerer de samme transektene som i 1982 (Hvoslef og Mjelde 1983).

Sjøsivaks viste altså svært liten endring i utbredelse i perioden 1982-2008, og det ser ut til at den i vestre basseng hadde nådd bortimot maksimal utbredelse allerede i 1982. Taktør har derimot gått klart fram på bekostning av sjøsivaks, og kan muligens vokse ytterligere noe dypere.

Østre basseng, særlig nordre del, ser imidlertid fortsatt ut til å være i en tilgroingsfase. Her var det i 2008 flere rundbestander av sjøsivaks iblandet spredte taktørbestander og flytebladsvegetasjon. Denne nordre delen var ikke inkludert i transektene i 1982, og vi har derfor ingen tall for endringer i utbredelser for perioden 1982-2008. Sammenstilt med spredte målinger fra 2004 ser det imidlertid ut til at det stadig foregår tilgroing. Både taktør og sjøsivaks gikk i 2004 ut til 1.3-1.4 m dyp, med glisne bestander av taktør ut til 1.6 m dyp. I 2008 gikk disse helofyttene ut til 1.7-1.8 m.

Siden det østre bassenget har maks dybde på 1.8 m er det store muligheter for at dette området etter hvert vil gro helt igjen. Det vestre bassenget er forholdsvis dypt med jevnt skrånende bunn. Tilgroingen i dette området ser ut til å ha stanset.



Figur 15. Endringer i ytre grenser for bestander av takerør og sjøsivaks ved Bliksøya i 1982 og 2005. Målingene er gjort i transekter etablert i 1982. For plassering av transektene, se figur 14. Strandkant relatert til samme vannstand begge år (se kap. 2.1.4).

Flytebladsvegetasjonen i 1982 var dominert av nøkkeroser, med best utviklede bestander i ytre del av helofyttvegetasjonen. I 2008 fantes flytebladsbestander av gul nøkkerose, hvit nøkkerose, soleinøkke-rose, vanlig tjønnaks, samt spredte forekomster av vasslirekne, både i ytterkant og noe utafor helofyttene. Ytre dybdegrenser for denne vegetasjonen ble beregnet til 1.8-1.9 m (hvit nøkkerose). I sundet mellom de to bassengene er det en smal passasje mellom helofyttbeltene, men denne er bortimot gjen- grodd med flytebladsvegetasjon. Vannvegetasjonen for øvrig var sparsom, muligens lite undersøkt.

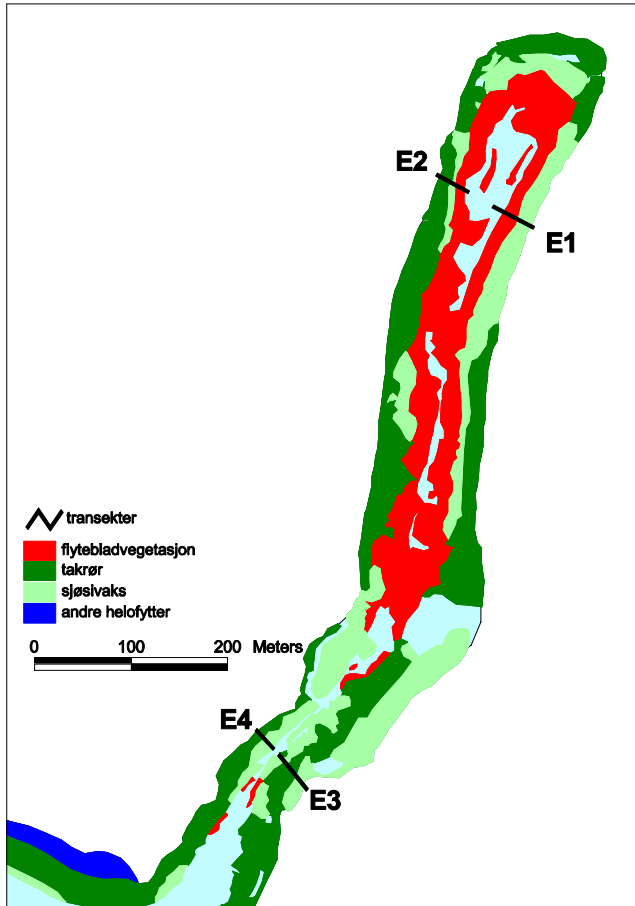
Rødsengkilen

Også dette området ligger i bakevje i forhold til vannstrømmen fra Storefjorden til Vestre Vansjø. Store deler av kilen er grunnere enn 1.3 m, bortsett fra i ytre deler og et lite område innerst med dybder ned til ca. 1.8-1.9 m.

I 1982 var helofyttvegetasjonen i kilen preget av flytende øyer av sjøsivaks, mens takerør bare fantes spredt. I transektundersøkelsene ble bestander av takerør bare registrert ved vestre strand i ytre del. Ytre dybdegrenser for hhv. sjøsivaks og takerør ble beregnet til 1.33 m og 0.95 m. I 2004-08 var vegetasjonen fortsatt preget av rundbestander med sjøsivaks, glisne takerørforekomster og flyteblads-vegetasjon som dekket store deler av vannflata (figur 16).

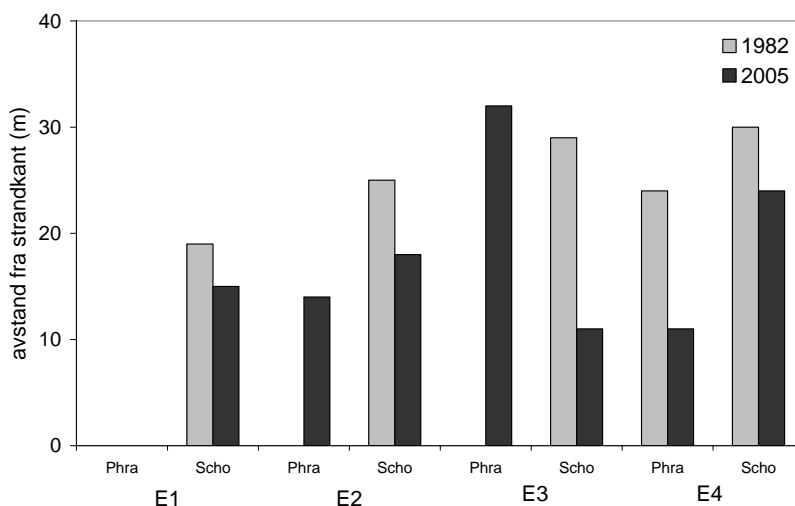
I perioden 1982-2005 viser ytre grense for sjøsivaksbestandene en tilbakegang ved alle transektene (figur 17), mens takerør, som i 1982 bare ble registrert ved et av transektene, i 2005 var kommet inn på to til. Ved det ytre transektet, E4, viser takerør imidlertid en klar tilbakegang.

Ytre dybdegrense er beregnet til 1.37 m og 1.18 m for hhv. sjøsivaks og takerør (figur 18). Sjøsivaks har ikke hatt noen økning i utbredelse til tross for at området er grunt og vindbeskytta. Noe av årsaken kan være at det er dannet flytematter, som bremser tilgroingen. Selv om takerør har fått noe økt utbredelse i enkelte områder ser tilgroingen ut til å bremses opp av flytematter i de mer etablerte områdene. Sedimentet i dette området er mer "fluffy" enn på de øvrige lokalitetene, noe som bidrar til dårligere vegetasjonsutvikling.



Figur 16. Vegetasjonsforhold i Rødseengkilen i 2005. Transekter E1, E2, E3 og E4 representerer de samme transektene som i 1982 (Hvoslef og Mjelde 1983).

Store deler av kilen var ellers preget av forholdsvis spredte bestander med flytebladsvegetasjonen både i 1978-82 og 2004-2008.

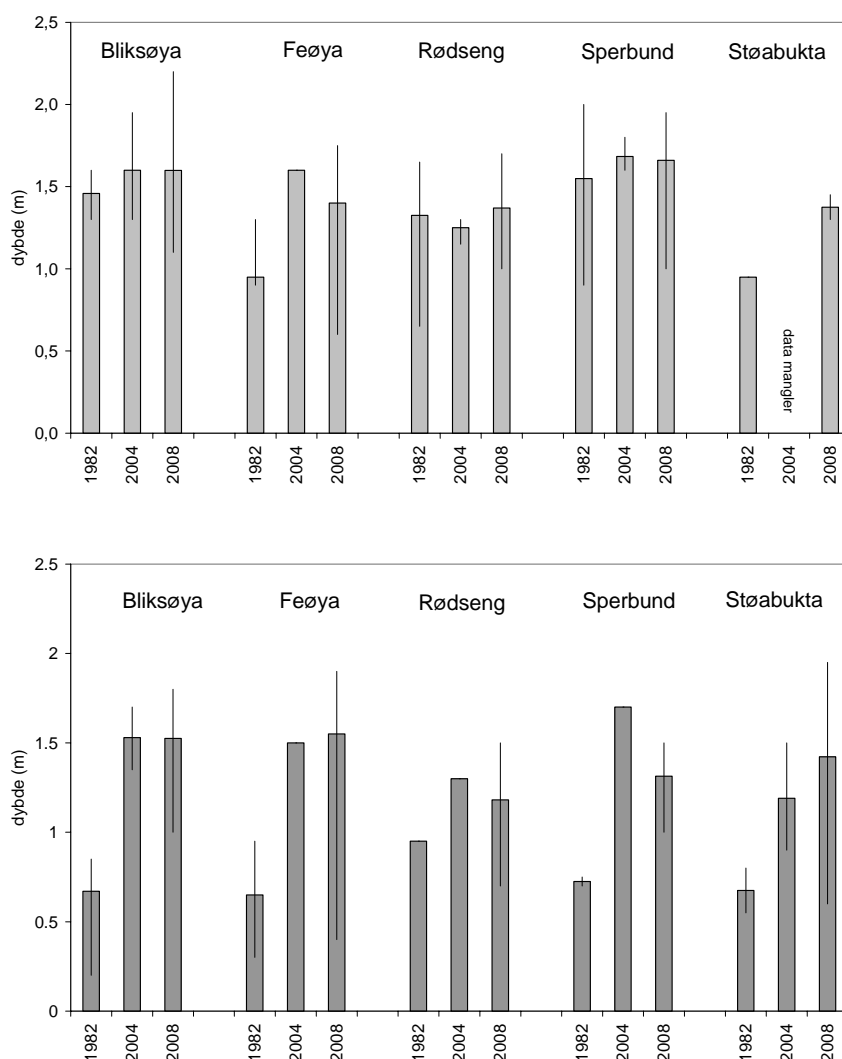


Figur 17. Endringer i ytre grenser for bestander av tåkrør og sjøslivaks i Rødseengkilen i 1982 og 2005. Målingene er gjort i transekter som ble etablert i 1982. For plassering av transektene, se figur 16. Strandkant relatert til samme vannstand begge år (se kap. 2.1.4).

3.2.3 Dybdeutbredelse

Midlere dybdegrense for sjøsivaks i Vestre Vansjø var i 2008 1.48 m, med de dypeste bestandene ved Bliksøya (figur 18). De små endringene i dybdeutbredelsen av sjøsivaks i perioden 1982-2008 er ubetydelige. Unntaket er Støabukta, men her finnes arten svært spredt og først og fremst inne i takrørbestandene.

Takrør hadde i 2008 en midlere dybdegrense på 1.4m. Dypest gikk den i Støabukta og ved Feøya. Takrør viste en klar økning i dybdeutbredelse fra 1982 til 2004. Etter 2004 ser det ut til at utbredelsen har stagnert på flere lokaliteter. Ekspansjonen av takrør har stort sett gått på bekostning av sjøsivaksbestandene. Siden takrør-beltene som oftest ligger på innsiden av sjøsivaks-bestandene og erstatter deler av disse, vil økningen ikke få noen betydning for totalt areal av helofyttvegetasjonen.



Figur 18. Nedre dybdegrenser for sjøsivaks (*Schoenoplectus lacustris*) (øverst) og takrør (*Phragmites australis*) (nederst) på ulike lokaliteter i Vestre Vansjø. Dyp gitt i forhold til medianvannstand.

3.3 Biomasse

Produktivitetsforholdene i innsjøen er illustrert ved hjelp av stående plantebiomasse, dvs. vekten av plantenes overjordiske deler (gitt som g tørrvekt/m²), samt innholdet av organisk karbon. Røttene kan imidlertid utgjøre en betydelig del av den totale biomassen. I Hammervatnet (Nord-Trøndelag) var rotbiomassen for takrør like stor som skuddbiomassen, mens rotbiomassen hos sjøsivaks var nesten tre ganger så stor som skuddbiomassen (Fjørtoft 1977).

Biomassedata for Vestre Vansjø er innsamlet i august. Dette er tidspunktet for antatt maksimal biomasse, jfr. f.eks. maksimum i august for *Carex rostrata* og *Equisetum fluviatile* i Nord-Sverige (Solander 1983).

Midlere biomasse for sjøsivaks er beregnet til 896 g tv/m² og for takrør 1195 g tv/m² (tabell 6). De høyeste verdiene for sjøsivaks ble registrert ved Feøya, mens Bliksøya hadde lavest biomasse. Biomassen for takrør var størst i Støabukta og lavest i Rødsengkilen. Resultatene tilsvarer biomasser funnet i andre norske næringsrike innsjøer (tabell 7).

Skuddbiomassen varierer bl.a. med stråtettheten (antall strå pr. arealenhet), strå lengde og stråtykkelse (se bl.a. Fjørtoft 1977). Strå lengden hos sjøsivaks varierte mellom 198 og 270 cm, mens lengden på takrør-stråene var 194-271cm. Stråtettheten av takrør varierte mellom 56 og 116 strå/m², mens tettheten for sjøsivaks varierte mellom 92 og 176 strå/m². Dette er generelt noe lavere enn det som ble registrert i de små, eutrofe innsjøene i Eikerenvassdraget (Mjelde 1994), men tettere enn bestandene i de store svenske innsjøene (f.eks. Andersson 1978).

De største biomassene av både takrør og sjøsivaks fantes i områdene med størst lokale næringsstoffs-tilførsler (Støabukta, Feøya og Sperrebotn, H. Gunnarsdottir, pers.med.), mens områdene med laveste biomasser fantes i områdene med forholdsvis mindre lokale tilførsler.

Tabell 6. Biomasse av takrør (*Phragmites australis*) og sjøsivaks (*Schoenoplectus lacustris*) i Vestre Vansjø 2008. Omfatter stengel og blomst ("above ground biomass"), gitt som g/m².

lokaltet	takrør	sjøsivaks
Sperrebotn	1162.1	786.2
Støabukta	1993.1	1165.1
Feøya	1344.5	1267.7
Bliksøya	927.9	591.1
Rødsengkilen	549.2	669.5
snitt hele Vestre Vansjø	1195.4	895.9

Tabell 7. Data for stående plantebiomasse (g tv/m²) hos takrør (*Phragmites australis*), sjøsivaks (*Schoenoplectus lacustris*) og elvesnelle (*Equisetum fluviatile*) i noen norske lokaliteter.

Innsjø	Takrør	Sjøsivaks	Elvesnelle
Målsjøen ¹	72-120	37-147	31-59
Hammervatn ²	692-2021	180-1158	651-1104
Østensjøvatn ³	287-503	-	-
Øyeren ⁴	-	-	660
Nitelva ⁴	-	-	455-724
Norsjø ⁵	-	-	430-3681
Eikenesvatn ⁶		660-1397	
Grennesvatn ⁶	1995-2635	494-1232	
Haugestadvatn ⁶		478-1234	
Vikevatn ⁶		630-807	
Bergsvatn ⁶	1770	502-730	

1: Sæther 1976, 2: Fjørtoft 1977, 3: Rørslett og Skulberg 1975, 4: Rørslett 1972, 5: Malme og Skulberg 1974, 6: Mjelde 1994

3.3.1 Karboninnhold

Innholdet av organisk karbon varierer lite fra art til art og utgjør vanligvis mellom 43 og 48 % av askefri tørrvekt (Sculthorpe 1967, ref. i Rørslett og Skulberg 1975). Innholdet av organisk karbon i de to viktigste helofyttene i Vansjø varierte mellom 43 og 47 % (tabell 8).

Tabell 8. Karboninnhold i plantemateriale fra Vestre Vansjø 2008. Begge lokaliteter (Sperrebotn og Feøya) og for alle tidspunkt (se metodekap.2.1.5). Data oppgitt som % av tørrmateriale.

Livsform	Art	ant.obs.	Total karbon (%)		
			middel	min.	max.
helofytt	<i>Schoenoplectus lacustris</i> (sjøsivaks)	8	45.1	43.4	46.8
helofytt	<i>Phragmites australis</i> (takrør)	8	46.1	44.4	46.9
flyteblad	<i>Potamogeton natans</i> (vanlig tjønnaks)	4	43.2	41.6	44.8

3.4 Næringsinnhold i helofyttvegetasjonen

Helofyttene tar det meste av næringen fra sedimentet. I tillegg kan takrør, ved hjelp av adventivrøtter (røtter som er i vannet og ikke nede i sedimentet) ta opp en del næring direkte fra vannet. Næringsinnholdet i planter varierer mye mellom arter og næringsforholdene på lokaliteten, og gjennom vekstsesongen (ref i Solander 1983).

Næringsinnholdet er bare vurdert for de overjordiske delene av helofyttene. Det er denne delen av plantene det er aktuelt å høste.

Planteprovver fra "sivvegetasjonen" fra 5 ulike lokaliteter i Morsavassdraget ble innhentet i september 2006 og analysert av BioForsk. En av disse lokalitetene var fra Vestre Vansjø; Dillingøy nord-vest. Analysene viste et fosforinnhold på 1.39 mg/g og nitrogeninnhold på 12.4 mg/g tørrvekt. For de øvrige lokalitetene var næringsinnholdet noe høyere.

3.4.1 Fosfor

Innholdet av fosfor i takrør og sjøsivaks var hhv. 0.15 og 0.22 % av tørrmaterialet (tabell 9). Dette er i samme størrelsesorden som for takrør i Mälaren på 70-tallet (Andersson 1978) og i flaskestarr (*Carex rostrata*) fra Kuokkel-området i Nord-Sverige (tabell 10), men noe lavere enn innholdet i elvesnelle (*Equisetum fluviatile*) (Solander 1983). Fosforinnholdet i vanlig tjønnaks var høyere enn for helofyttene, men noe lavere enn det som er rapportert fra flyteblads- og undervannsarter fra Nord-Sverige.

Tabell 9. Fosforinnhold i plantemateriale* fra Vestre Vansjø 2008. Begge lokaliteter (Sperrebotn og Feøya) og alle tidspunkt (se metodekap.). Data oppgitt som % av tørrmateriale.

Livsform	Art	ant.obs.	total fosfor (%)		
			middel	min.	max.
helofytt	<i>Schoenoplectus lacustris</i> (sjøsivaks)	8	0.22	0.10	0.42
helofytt	<i>Phragmites australis</i> (takrør)	8	0.15	0.07	0.26
flyteblad	<i>Potamogeton natans</i> (vanlig tjønnaks)**	4	0.25	0.22	0.28

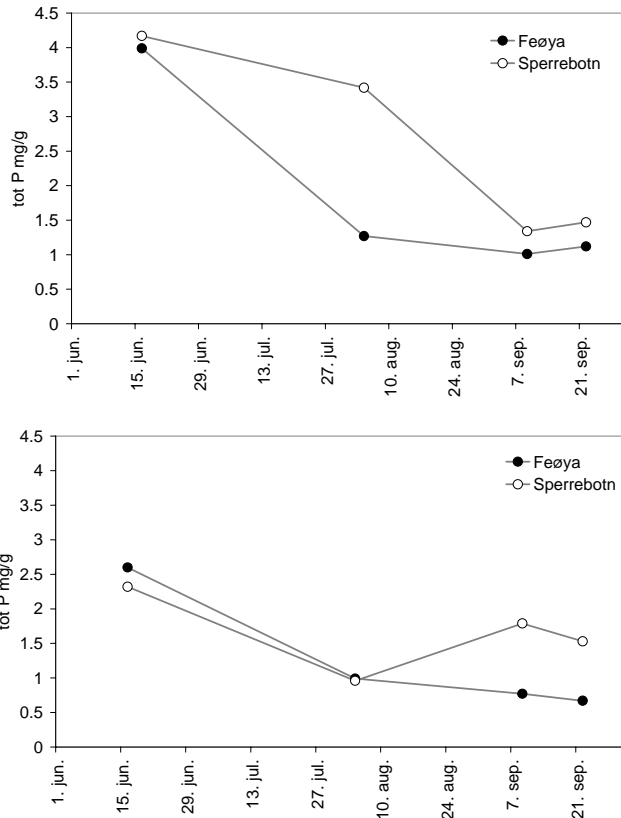
*stengel, blad og blomst, **kun Sperrebotn

Fosforinnholdet i sjøsivaks var klart høyere enn i takrør ved begge lokalitetene, 1.8-2.6 mg/g for sjøsivaks og 1.3-1.7 mg/g for takrør.

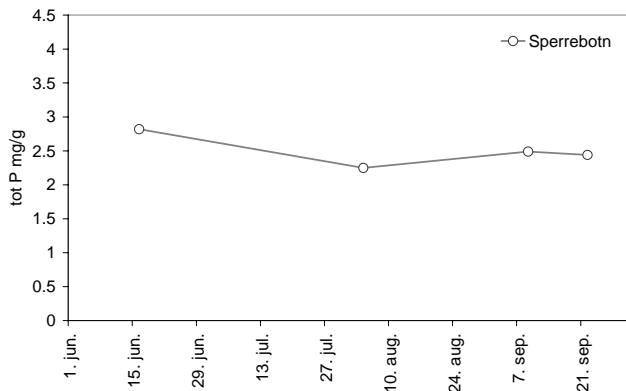
Innholdet av fosfor var høyest i juni, og sank deretter utover i sesongen for begge arter og begge lokaliteter, til et minimum i september (figur 19). Takrør i Sperrebotn viste en svak økning i begynnelsen av september for deretter å avta igjen. Endringene i fosforinnhold i helofyttene i Vestre Vansjø, viste en jevn nedgang gjennom sesongen. Dette tilsvarer det som tidligere er registrert i svenske undersøkelser (Andersson 1978, Solander 1983), og andre likende undersøkelser (f.eks. Kühl et al

1997, Hocking 1989). Andersson (1978) forklarer den synkenede tendensen i fosforinnholdet med at det utover i sesongen skjer en tilvekst av plantene uten nevneverdig opptak av fosfor. Generelt antar man at maksimum fosforinnhold i helofyttvegetasjonen oppnås i juli-august (Andersson 1978, Kühl et al. 1997). Dette har sammenheng med at en da har fått en økt biomasse som følge av økt strå lengde og stråtetthet.

Fosforinnholdet i vanlig tjønnaks viste en svært svak nedgang midt i sesongen, og steg noe igjen i september (figur 20). I og med at flytebladsvegetasjonen har såpass liten utbredelse i Vestre Vansjø i forhold til helofyttene, vil næring bundet i denne type vegetasjon ha mindre betydning.



Figur 19. Variasjoner i fosforinnhold (tot P mg/g tørrvekt) i planter av sjøivaks (*Schoenoplectus lacustris*) (øverst) og takerør (*Phragmites australis*) (nederst) ved Feøya og i Sperrebotn 2008. Dataene er ikke korrigert for økt biomasse utover i sesongen



Figur 20. Variasjoner i fosforinnhold (tot P mg/g tørrvekt) i vanlig tjønnaks (*Potamogeton natans*) i Sperrebotn 2008. Data ikke korrigert for økt biomasse utover i sesongen.

Tabell 10. Litteraturdata mht. fosforinnhold i plantemateriale(skudd). Oppgitt som % av tørrmateriale.

Art	Fosfor (%)	Referanse
<i>Phragmites australis</i> (takrør)	0.15	Andersson 1978 (Mälaren, Sverige)
<i>Phragmites australis</i> (takrør)	0.26	Tanner 1996 (innhegninger, New Zealand)
<i>Phragmites australis</i> (takrør)	0.06-0.09	Bragato et al. 2006 (konstruert våtmark, Italia)
<i>Phragmites australis</i> (takrør)	0.1-0.31	Koerselman & Meuleman 1996 (Nederland)
<i>Phragmites australis</i> (takrør)	0.09-0.16 ¹	Hocking 1989 (Australia)
<i>Phragmites australis</i> (takrør), native	0.10	Packett & Chambers 2006 (Virginia, USA)
<i>Schoenoplectus lacustris</i> (sjøsivaks)	0.33	Ho 1979 (Skottland)
<i>Equisetum fluviatile</i> (elvesnelle)	0.17-0.36	Solander 1983 (Kuokkel-omr., Nord-Sverige)
<i>Sparganium sp.</i> (flyteblad)	0.27-0.37	Solander 1983 (Kuokkel-omr., Nord-Sverige)

1: variasjon mellom nedre og øvre del av skuddet

3.4.2 Nitrogen

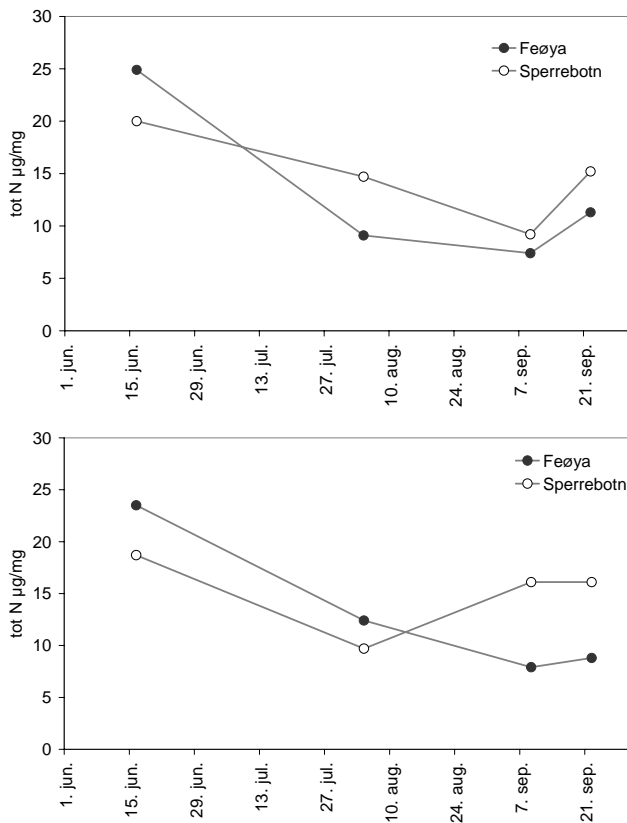
Innholdet av nitrogen i takrør og sjøsivaks var ca. 1.4 % av tørrmaterialet for begge arter (tabell 11). Dette er i samme størrelsesorden som rapportert fra Hammervatnet (Fjørtoft 1977), for takrør i Mälaren (Andersson 1978) og for flaskestarr (*Carex rostrata*) fra Kuokkel-området i Nord-Sverige (tabell 12), men noe lavere enn i elvesnelle (*Equisetum fluviatile*) (Solander 1983). Nitrogeninnholdet i Vestre Vansjø var dessuten klart høyere enn det som ble registrert i de små, eutrofe innsjøene i Eikerenvassdraget. Nitrogeninnholdet i vanlig tjønnaks var klart høyere enn for helofyttene, men på samme nivå som rapportert fra flyteblads- og undervannsarter fra Nord-Sverige.

Tabell 11. Nitrogeninnhold i plantemateriale fra Vestre Vansjø 2008. Begge lokaliteter (Sperrebotn og Feøya) og alle tidspunkt (se metodekap.). Oppgitt som % av tørrmateriale.

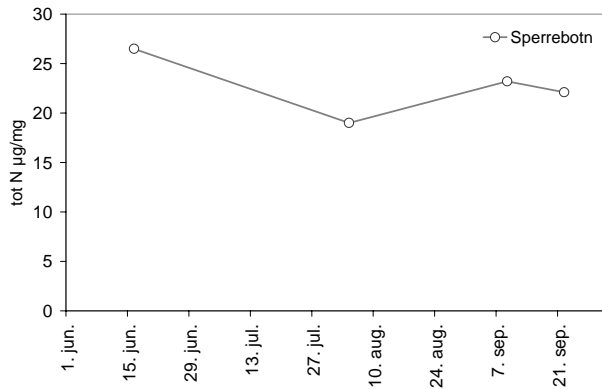
Livsform	Art	ant.obs.	Totalt nitrogen (%)		
			middel	min.	max.
helofytt	<i>Schoenoplectus lacustris</i> (sjøsivaks)	8	1.39	0.74	2.49
helofytt	<i>Phragmites australis</i> (takrør)	8	1.42	0.79	2.35
flyteblad	<i>Potamogeton natans</i> (vanlig tjønnaks)	4	2.27	1.90	2.65

Nitrogenkonsentrasjonen i plantene er generelt høyest i begynnelsen av vekstperioden (mai - juni) og ved blomstring og fruktsetting (august), for deretter å synke utover høsten. I Vestre Vansjø var nitrogeninnholdet i sjøsivaks høyest tidlig i juni, 20-25 µg N/mg, for deretter å synke utover sommeren og øke igjen i slutten av september (figur 21, øverst). Omtrent samme forløp kunne registreres for takrør (figur 21, nederst). Begge artene ved Feøya hadde høyere nitrogeninnhold på våren og en klarere og større nedgang utover i sesongen i forhold til Sperrebotn. Takrør i Sperrebotn viste dessuten en økning noe tidligere i sesongen i forhold til de øvrige artene.

Som for fosfor viste nitrogeninnholdet i vanlig tjønnaks en svak nedgang midt i sesongen, for deretter å stige noe igjen i september (figur 22).



Figur 21. Variasjoner i nitrogeninnhold i *Schoenoplectus lacustris* (øverst) og *Phragmites australis* (nederst) ved Feøya og i Sperrebotn 2008. Dataene er ikke korrigert for økt biomasse utover i sesongen.



Figur 22. Variasjoner i nitrogeninnhold i *Potamogeton natans* i Sperrebotn 2008. Dataene er ikke korrigert for økt biomasse utover i sesongen.

Tabell 12. Litteraturdata mht. nitrogeninnhold i plantemateriale. Data oppgitt som % av tørrmateriale.

Art	Nitrogen (%)	Referanse
<i>Phragmites australis</i> (takrør)	1.8	van der Linden 1980 (Nederland)
<i>Phragmites australis</i> (takrør)	0.36-4.41	Dykyjova 1979 (generelt)
<i>Phragmites australis</i> (takrør)	1.7 ¹	Raghiatri and Bornkamm 1979 (Tyskland)
<i>Phragmites australis</i> (takrør)	0.7-2.0	Fjørtoft 1977 (Hammervatn, N-Trøndelag)
<i>Phragmites australis</i> (takrør)	0.72-0.82	Mjelde 1994 (Eikerenvassdraget)
<i>Phragmites australis</i> (takrør)	3.2	Tanner 1996 (innhegninger, New Zealand)
<i>Phragmites australis</i> (takrør)	1.3-2.7	Bragato et al. 2006 (konstruert våtmark, Italia)
<i>Phragmites australis</i> (takrør)	1.3-3.1	Koerselman & Meuleman 1996 (Nederland)
<i>Phragmites australis</i> (takrør), native	2.22	Packett & Chambers 2006 (Virginia, USA)
<i>Phragmites australis</i> (takrør)	0.4-2.1 ²	Hocking 1989 (Australia)
<i>Schoenoplectus lacustris</i> (sjøsivaks)	1.58	Ho 1979 (Skottland)
<i>Schoenoplectus lacustris</i> (sjøsivaks)	0.6-1.85	Dykyjova 1979 (generelt)
<i>Schoenoplectus lacustris</i> (sjøsivaks)	0.9-3.2	Fjørtoft 1977 (Hammervatn, N-Trøndelag)
<i>Schoenoplectus lacustris</i> (sjøsivaks)	0.42-0.92	Mjelde 1994 (Eikerenvassdraget)
<i>Equisetum fluviatile</i> (elvenesle)	0.4-2.23	Dykyjova 1979 (generelt)
<i>Typha angustifolia</i> (smal dunkjevle)	0.8-2.9	Dykyjova 1979 (generelt)
<i>Typha latifolia</i> (brei dunkjevle)	1.18-3.45	Dykyjova 1979 (generelt)
<i>Sparganium</i> sp. (flyteblad)	2.2-2.7	Solander 1983 (Kuokkel-omr., Nord-Sverige)
<i>Nuphar lutea</i>	3.7-4.67	Ho 1979 (Skottland)
<i>Persicaria amphibia</i>	3.26-4.52	Ho 1979 (Skottland)

1: gjennomsnitt av skudd- og bladverdier. 2: variasjon mellom nedre og øvre del av skuddet

3.5 Næringsinnhold i strandsedimenter

Næringsinnholdet i strandsedimenter fra Feøya og Sperrebotn er vist i tabell 13 og 14. Nivåene for total fosfor ligger innenfor det som ble funnet i Vestre Vansjøs overflatesedimenter i 2006-07 (Andersen og Færøyvig 2007).

Tabell 13. Næringsinnhold i de øvre 10 cm av strandsedimenter ved Feøya. Vanddyb ca. 1m. Resultatene representerer en blandprøve av 3 parallelle prøver.

	total karbon µg C/mg TS	total nitrogen µg N/mg TS	total fosfor µg P/g TS
16. juni	21.3	1.6	665
4. august	29.5	1.5	715
9. september	73.9*	5.6	735
22. september	66.2*	5.7	653

*: prøvene fra 9. og 22. september inneholdt en forholdsvis stor andel planterester

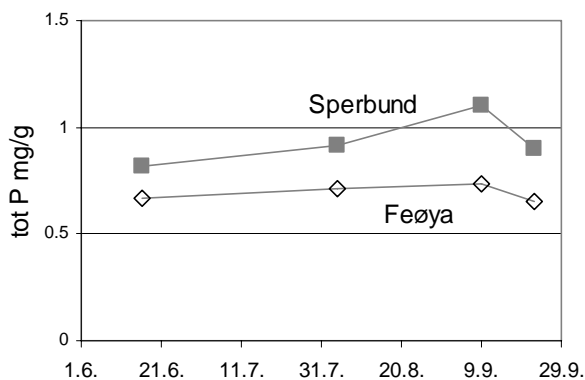
Tabell 14. Næringsinnhold i de øvre 10 cm av littoralsedimenter ved Sperrebotn. Vanddyb ca. 1m. Resultatene representerer en blandprøve av 3 parallelle prøver.

	total karbon µg C/mg TS	total nitrogen µg N/mg TS	total fosfor µg P/g TS
16. juni	28.6	2.0	815
4. august	47.1	2.3	918
9. september	44.3	3.1	1100
22. september	43.2	2.9	902

Fosforinnholdet i sedimentene fra Sperrebotn ligger jevnt over høyere enn ved Feøya, ved alle prøvetakingstidspunktene (figur 22). Andersen og Færøyvig (2007) fant at sedimentene ved Feøya hadde klart høyere fosforinnhold enn Sperrebotn, hhv. >1.2 og 0.4-0.8 mg P/g. Andersen & Færøyvig (2007) analyserte de øvre 0-1cm, mens vår undersøkelse omfatter de øverste 10 cm. Forskjellene kan skyldes at det har vært en reduksjon i eksterne tilførsler til Sperrebotn de senere år.

Begge lokalitetene hadde det samme mønsteret, med økende næringsinnhold utover i sesongen til sein-sommeren, for deretter å falle noe (figur 23). Også her avviker våre data noe fra Andersen og Færøvig (2007), som fant høyest fosforinnhold i juni og lavest i juli.

Nitrogeninnholdet viste samme forløp som fosfor. Svært høye karbon- og nitrogen-verdier i september-prøvene fra Feøya skyldes sannsynligvis stort innslag av røtter eller annet organiske materiale i prøvene.



Figur 23. Endringer i innholdet av total fosfor i strandsedimenter i Sperbund og ved Feøya i juni-september 2008.

4. Forvaltningsmetoder - generelt

4.1 Innledning

Innledningsvis kan det være formålstjenelig å komme med noen begrepsdefinisjoner. Planter i vann består av: planteplankton, begroingsalger, vannvegetasjon og strandvegetasjon (helofytter). Denne studien omfatter bare de to sistnevnte gruppene, som med et felles ord kalles makrovegetasjon.

Middels næringsrike og næringsrike innsjøer har vanligvis belter av makrovegetasjon langs strendene i mer eller mindre omfang. Selv om problemet er mest fremtredende i innsjøer i jordbrukslandskap, rapporteres det nå også om økt tilgroing i helt upåvirkede fjellvann, særlig grunne småvann. Det er flere årsaker til økt tilgroing av innsjøer: økt næringstilgang, naturlig og menneskeindusert sedimentering av erosjonsmateriale som gjør innsjøene grunnere, fysisk slitasje på strendene avtar ved at de brukes mindre både av mennesker og husdyr, islagt sesong blir kortere og vekstsesongen lenger, samt senkinger av vannstanden.

Tilgroing av makrovegetasjon blir sjenerende for bruken av innsjøen ved at det blir vanskelig å utøve fiske, vanskelig å bade, vanskelig å komme inn og ut med båt, og estetisk utilfredsstillende når en ser vegetasjon der man før så et blått vannspeil.

I de mer "frodige" vannområder i verden har aktiv skjøtsel og vedlikehold av strandsoner vært vanlig i 50-100 år allerede. Et slikt arbeid er omfattende og vanskelig, og det er behov for en skjøtelsstrategi. Målsettingen er gjerne å *kontrollere omfanget av bevokste strender på en balansert måte slik at man tar vare på både innsjøens bruksverdier og innsjøens økologiske funksjon. Et mer spesifikt mål her blir å se på om vegetasjonshøsting kan bidra til at det blir mindre planteplankton i Vansjø.*

Utredningen skal gi forvaltningen et grunnlag for å kunne ta stilling til om det er fornuftig å utarbeide en skjøtelsplan for vegetasjonsbeltene rundt Vansjø, og hvilke hovedelementer denne bør baseres på. For å belyse dette går vi gjennom ulike metoder for vegetasjonskontroll, og ser på hvilket potensiale metodene har med hensyn til å redusere vgeteasjonen, samt hvilke negative konsekvenser de kan avstedkomme. Det blir videre vurdert hvor aktuelle disse er for situasjonen i Vansjø, særlig med tanke på å få til en reduksjon av næringssalttilførsler til de frie vannmassene.

Vegetasjonskontroll i innsjøer kan foretas på flere måter:

1. Mekanisk høsting
2. Manipulering med vannstand
3. Tildekking av sediment
4. Mudring
5. Biologisk kontroll (gresskarpe, insekter)
6. Lysmanipulering
7. Herbicider

Metoder som lar plantematerialet ligge og råtne i vannmassene kan forårsake oksygenvinn, frigivelse av næringssalter, samt være estetisk sjenerende. Omfanget av disse påvirkningene er bestemt av arealet som behandles, samt biomassen av plantene som tiltaket omfatter. Behandling av store områder med massiv plantevekst har potensiale til å gi store negative bieffekter, mens behandling av mer begrensede områder vil ha minimal eller ingen negativ effekt på hele innsjøen.

Når man har en lokalitet der det planlegges tiltak for vegetasjonskontroll, har man gjerne i lengre tid hatt en situasjon som ikke er tilfredsstillende, og man har gjerne sett en negativ utvikling. Enten er omfanget av vegetasjonen blitt for stor, og har negativ innvirkning på innsjøen, eller den gir praktiske

problemer knyttet til menneskenes bruk av innsjøen. Tiltakenes potensielle negative og positive effekter bør derfor diskuteres ikke bare i forhold til dagens situasjon, men også ut fra antatt framtidig utvikling av vegetasjonen, dersom intet gjøres.

4.2 Mekanisk høsting

Mekanisk høsting er den mest benyttede metoden for å kontrollere makrovegetasjon i innsjøer, elver og kanaler over hele verden. Metoden gir få negative økologiske effekter utover på det området som høstes. Hovedproblemet med metoden er at den er svært arbeidskrevende. Den blir derfor i første rekke benyttet i mindre områder. Berge (1982) gjorde en sammenstilling av tilgjengelig høstingsutstyr, og maskintypene som benyttes i dag er i prinsippet de samme som ble omtalt der.

Mange av maskinene som finnes på markedet har stor kapasitet til å slå vegetasjonen. Det som ofte begrenser metodens kapasitet er å fjerne vegetasjonen fra vannet. Som regel er det relativt få steder ved en innsjø det er mulig å komme til med traktor eller lastebil for å hente opp vegetasjonen. Det vil ta forholdsvis lang tid før den råtner og synker, noe som er estetisk uholdbart. Dessuten vil nærings-salter lekke ut i vannet fra de råtnende plantematerialet og kunne forårsake eutrofiering. Ett av de viktigste poengene med en eventuell høsting i Vansjø er å fjerne nærings-salter fra innsjøen. All den kuttete vegetasjonen må derfor fjernes fra vannet og strandområdene raskest mulig etter kutting. Oppbevaring i store sår langs land og nær innsjøen er uaktuelt, da mye av nærings-saltene vil renne tilbake til innsjøen.

4.2.1 Høstingsutstyr

Det er mange typer høstingsutstyr å få kjøpt, fra små klippere til å feste på båtripa på en vanlig båt til store skurtresker-liknende maskiner.

Dorotea Mekaniska AB (Sverige)

Dorotea Mekaniska AB (www.doroteamekaniska.se) lager utstyr for vegetasjonshøsting i innsjøer og elver (figur 24). De lager alt fra små klippeaggregat til å feste på siden av en lett-båt, til mer profes-sjonelt utstyr for større høstingsoperasjoner.

I Grennesvannet i Vestfold har velforeningen Vassås Vel kjøpt inn en liten Hymo-klipper av typen vist i figur 24 (bilde 1). Klipperen virker fint i de fleste vegetasjonstypene. Et problem er i midlertid at propellen på påhengsmotoren har tendens til å gå full av gress slik at båten raskt mister framdriften. Dette er særlig et problem når man slår undervannsvegetasjon som tjønnaks o.l. Det er til betydelig hjelp å utstyre påhengsmotoren med en siv-propell, men fremdriften er heller ikke da problemfri. I takrør- og sjøsivaks-vegetasjon fungerer den bedre. Til båten fås også kjøpt en rive til å montere i fronten. Denne kan brukes til å dytte vegetasjon inn mot land. Blir det for store mengder siv, blir båten nokså puslete til å dytte. Tar man bare litt av gangen, går det greit.

Figur 24, bilde 2, viser amfibie-beltetraktoren Truxdor påmontert Dorotea-klipperen 3090. En slik er i drift hos firmaet Sjørydding AS i Moss. Denne traktoren driftes av en slags "skovlebelter" som glir rundt to store langsgående flytepontonger. Ribbene på beltet er så store at de sørger for effektiv fremdrift når maskinen er flytende. Den utstyres også med en "silosvans" som kan benyttes til å dytte materialet til land, eller laste det ombord i en båt. Det finnes også annet utstyr til denne maskinen, som mudringshode, gravemaskin, etc., som ikke er så aktuelt for vegetasjonshøsting.



1. Klipperen "Hymo" er beregnet til å sette på lettboat.



2. Amfibietraktoren "Truxdor" påmontert klipper 3090.



3. To Dorotea Truxdor maskiner, en med klipper og en med silosvans



4. Sjørydding AS under klipping av sjøsivaks i Vansjø.



5. Det høstede materialet leses i land på egnede steder.



6. Å få vegetasjonen i land kan være et problem.

Figur 24. Utstyr for høsting av strandvegetasjon levert av Dorotea Mekaniska AB i Sverige. Fotos: Dorotea Mekaniska og Sjørydding AS.

Aquamarine (USA)

USA har mer enn 50 års erfaring med høstingsmaskiner for problematisk vegetasjon. En mengde firmaer har levert utstyr, men de fleste er konkurs i dag. En av dem som har overlevd og som fortsatt lager slikt utstyr er Aquamarine. Aquamarine med utstyr til større høstingsarbeider er vist i figur 25.



1. Høstingsmaskin fra Aquamarine USA. Skjærebordet består av to vertikale og en horisontal slåmaskinkniv. Plantene transporteres opp av vannet ved et netting-transportbånd. Fremdriften er skovlejhjul.



2. Aquamarine-maskin under høsting av *Hydrilla verticillata*, en vasspestliknende plante.



3. Det leveres også en egen selvgående lekter for ilandkjøring av det høstede materialet. Legg merke til at lekteren er koplet til høstemaskinen i det innfelte bildet. Bunnen av høstemaskinen og lekteren er utstyrt med transportbånd, slik at lasting og lossing går raskt.



4. Lekteren tømmes over på et nytt transportbånd som lesser materialet opp i en lastebil.

Figur 25. Vegetasjonshøstingsutstyr fra Aquamarine (USA).

Mud Cat (USA)

Mud Cat (USA) er verdens største produsent av utstyr for mudrings- og strandsone-entreprenører. De har lenge laget høstemaskiner som den Aquamarine lager, men har nå gått over til et nytt patentert system som er vist i figur 26. Dette er et spesielt vegetasjonssklippehode som kan benyttes på deres tradisjonelle mudringsmaskiner. Gjengene på mateskruen er kuttet opp, og i hvert "kutt" er det en knivskarp herdet egg. I dekelet bak er det vertikale faste kniver som treffer i knivåpningene i mateskruens gjenger når denne roterer. Vegetasjonen blir kuttet i 10-15 cm lange biter, samt at systemet hindrer mateskruen i å tette seg med vegetasjon. Vegetasjonen skrues inn mot midten av dekelet hvorfra den går inn i samme pumpa som transporterer slamm under mudring. Materialet kan sprutes på land som fra en snøfreser, eller det kan pumpes på land i en avvanningsinnhegning, til en avvanningslekter, lenger ut etc. Materialet kan pumpes opptil 1 km.



1. Mud Cat mudringsmaskin påmontert et spesialhode for vegetasjonshøsting.



2. Materialet kan sprutes på land som en snøfreser, eller pumpes på land eller til en avvanningslekker.

Figur 26. Vegetasjonshøstemaskin fra Mud Cat (USA).

Vasspest-høsteren "Slurpen"

Etter vasspest-invasjonen i Steinsfjorden i slutten av 1970-åra satte Miljøverndepartementet i verk et prosjekt for å se på mulighetene for å høste vasspest, samt utnytte det høstede plantematerialet. Da det ikke var satt av nok midler til innkjøp av høstingsutstyr, samt at det ikke fantes maskiner som høstet dypt nok, ble det laget en høstingsmaskin av en ombygget Mud-Cat mudringsmaskin. Utstyret ble utviklet i samarbeid av NIVA, Geoservice og Grimstad Maskin. Utstyret er vist i figur 27.

Slurpen kunne høste helt ned til 4 m dyp, noe som var nødvendig da vasspesten vokste tette i dybdesonen 1-3.5 m. Det ble høstet flere forsøksfelter i Steinsfjorden sommeren 1985. Det største feltet var på 16 dekar og herfra ble det høstet hele 103 tonn vasspest. De fleste feltene ble bare høstet en gang, men et felt ble høstet flere ganger (3-4) samme sommeren og her hadde vasspesten senere problemer med å etablere massebestander. På de feltene som bare ble høstet en gang var vasspestbestandene like tette året etterpå.



Figur 27. Vasspesthøsting i Steinsfjorden med maskinen "Slurpen". Skjærehodet består av to vertikale og en horisontal slåmaskinkniv. Et transportbånd av netting fører vegetasjonen opp av vannet, over båten og ned i en container som henger bak. En "supply-båt" kan henge på en ny container og transportere den høstede vegetasjonen til land der det hentes av en bil med container-lift. Maskinen kan høste kontinuerlig uten å måtte avbryte arbeidet for å transportere plantemateriale til land. Foto: Dag Berge.

Krypsivprosjektet på Sørlandet

Krypsivprosjektet på Sørlandet, i regi av Fylkesmannen i Vest-Agder, har også prøvd høsting som tiltak mot problemvekst av krypsiv. Krypsiv (*Juncus bulbosus*) er en flerårig plante som kan vokse både i vann og i strandområder, helst i kalkfattige, næringsfattige vann. Særlig frodig har veksten vært i enkelte regulerte og kalkete vassdrag på Sørlandet (Johansen m.fl. 2000), se figur 28. Høsting ble tidligere utført vha maskinen vist i figur 29, men nå benytter de utstyr av Dorotea-typen tilsvarende det som Sjørydding AS har. Gravemaskin kan også benyttes til å høste krypsiv da elvene har hard og stabil bunn.



Figur 28. Mandalelva har store krypsivbestander. Foto: Krypsivprosjektet på Sørlandet.



Figur 29. Venstre: En Watermaster RS 2000 (finsk-produsert) ble benyttet av Krypsivprosjektet i 1996. Høyre: Gravemaskin er også benyttet for å ta opp krypsiv. Fotos: B. Rørslett (venstre bilde) og <http://vestagder.miljostatus.no> (høyre bilde).

Mekanisk kutting av makrovegetasjon er det tiltaket som er mest benyttet. Hvis man samler det kuttete materialet opp og transporteres det ut av innsjøen kalles tiltaket høsting.

Vi anser slåing uten oppsamling og borttransport som uaktuelt i Vansjø da dette kan bidra til betydelig frigivelse av næringssalter til vannfasen (James et al 2002). Dette tiltaket vurderes som uaktuelt og følges derfor ikke videre.

4.2.2 Veiledende pris for høstingsutstyr

Lettbåt-basert utstyr

Vassås Vel (Hof i Vestfold) kjøpte inn et komplett Hymo klippeaggregat inkludert rive for å montere på småbåt i 2007. Dette kostet ca 20 000 kr. De kjøpte en brukt 15 fots båt med 6 hk motor samt henger for ca 15 000 kr, dvs til sammen ca 35 000 kr.

Regner man med å kjøpe båt, motor og henger nytt, må man regne med ca kr 20 000 mer enn det man brukte i Vassås Vel.

Mellomstort utstyr ala Sjørydding AS

En Truxdor-maskin rigget for slåing og frontmontert svans koster ca kr 750 000.

Stort utstyr ala Aquamarine og Mud Cat

Det er ikke innhentet noe detaljert pris for dette utstyret da det ikke synes aktuelt med så storstilt høstingsaksjon i Vansjø. Anslagsvis vil selve kuttemaskinen koste 2-3 mill, transportlekteren ca halvparten, samt i størrelsesorden kr 100 000 for tilhenger og mobile transportbånd, etc.

4.2.3 Utnyttelse/disponering av høstet materialet

Høsting av makrovegetasjon i en næringsrik innsjø, krever en plan for videre disponering/bruk av høstet materiale. Det blir store mengder plantemateriale, som ikke bare kan henlegges i hauger langs land. I tillegg til å finne en effektiv metode for høsting, er det viktig å planlegge

- Ilandskipping
- Mellomlagring
- Endelig disponering av det høstede materialet

Ilandskippingen ble diskutert i kapitlet om høstingsmetodene. Det bør være en vei ned til vannet med god og fast grunn der man skal ta materialet til land. Det må tas høyde for at det vil bli mye kjøring med tungt utstyr, også i perioder med regnvær. Mellomlageret bør ligge slik at man kan komme ned med lastebil for å kjøre materialet til endelig disponering.

Endelig disponering/bruk kan være

- Plassering i deponi
- Fyringspellets
- Oppkutting og tilsats til aerob kompostering av f.eks. kloakkslam, hvis man har denne prosessen i slambehandlingen
- Oppkutting og tilsats til anaerob nedråtning, f.eks. i kommunale RA, hvis man her har denne slambehandlingsprosessen (biogassproduksjon)
- Oppkutting og nedpløying på jorder som grøntgjødsel
- Oppkutting og tilsats til blomsterjord
- Dyrefôr (kun enkelte arter)
- Utnytting av siv til bygging og husflidsformål

Ved vasspesthøstingen i Steinsfjorden var utnyttelse av materialet en viktig del av prosjektet. Det ble gjort forsøk med to anvendelser, nemlig som husdyrfôr og grøntgjødsel. Forsøkene med husdyrfôr ble utført ved Institutt for husdyrernæring på NLH under ledelse av professor Asmund Ekern, mens forsøk med grøntgjødsel ble gjort ved Institutt for plantefag under ledelse av Einar Vigerust, se figur 30.



Figur 30. Venstre: professor Ekern fører sauen med ensilert vasspest. Litt skeptisk i begynnelsen, men etter hvert ble dette en delikatesse for sauen. Høyre: pottes hvor havre ble dyrket med ulike mengde vasspest. Fotos: fra Berge m.fl. 1989.

Lam ble føret opp til voksne dyr med vasspest som hovedfôr. Næringsverdien var meget god, på linje med første gangs siloslått. Som grøntgjødning var vasspesten også meget god. Der vasspest var brukt som grøntgjødning var det bare mulig å øke avlingen ytterligere 10 % med ekstra tilsatt av kunstgjødning (Berge et al 1989).

Siv kan også benyttes til langt mer verdifulle produkter enn komposteringstilsatt og nedpløying. Takrør er ved hjelp av eldgamle teknikker brukt til taktekke i Danmark, Skåne og lenger sør i Europa, og brukes i dag i økende grad på mer fashionable hus. Denne type takteking gir et kjølig tak om sommeren og et isolerende tak om vinteren, som puster godt under alle værforhold. I tillegg er det lydisolerende og kan være en svært varig løsning.

I Norge var det en gammel tradisjon å lage tøfler og stolseter av sjøsvaks (Jærtøfler, Jærstoler), dessuten ble siv benyttet til vesker, sommerhatter, lampeskjermer, og badeflåter. I andre land lager man fortsatt båter av sjøsvaks og tilsvarende sivarer.

4.2.4 Effekter av høsting

Hvoslef (1988) utredet behovet for et forskningsprogram om suksesjonsprosesser og praktisk skjøtsel i næringsrike innsjøer, men bortsett fra NIVAs undersøkelser i forbindelse med vasspest i Steinsfjorden (se bl.a. Berge m.fl. 1989) har det i Norge vært lite forskning på effekter av skjøtsel på vann- og strandvegetasjon.

Næringsaltdynamikken

De fleste strand- og vannplantene tar næringen sin fra sedimentet (Carignan and Kalff 1980, Granéli and Solander 1988). Høsting i seg selv vil derfor ikke redusere innholdet av næringsalter i vannet (Carpenter and Adams 1977, King and Burton 1980, Barko et al 1986). Selv om de fleste plantene tar vare på en del av næringen fra år til år, vil mange arter friggi næringsalter til vannet når de dør og brytes ned (Carpenter 1983). Berge et al. (under utarb.) fant at vasspesten i Steinsfjorden i løpet av sommersesongen 2003-2004 tok opp 800 kg fosfor (P) fra sedimentet. Av dette ble 260 kg P (32.5 %) benyttet i neste generasjon, mens det resterende råtnet på sedimentoverflata. Herfra ble 380 kg P tatt opp av sedimentet og 160 kg P frigjort til vannmassene, dvs. ca 20 % av fosforet som vasspesten tar opp fra sedimentet frigis til vannmassene når plantene dør. Rett etter at vasspesten invaderte Steinsfjorden, var næringstapet til de frie vannmasser mye større, først og fremst fordi biomassen var større (Berge m.fl.1989).

Planter med kraftigere utviklet rotsystem har trolig større grad av næringskonservering enn vasspesten. Van der Linden (1986) beregnet at omtrent 40 % av fosforet som en bestand av takrør (*Phragmites australis*) trengte for sin vekst ble tatt fra rhizomlagrene. En av de grundigste studier av fosfor-metabolisme i helofytter er gjort på bred dunkjevle (*Typha latifolia*) i Lake Mendota, USA (Prentki et al. 1978). De fant at all fosfor i de nye skuddene den første måneden ble hentet fra reserver lagret i røttene. Denne translokaliseringen utgjorde 40 % av alt fosfor som ble tatt opp i biomassen over sedimentet ved biomassemaksimum. Etter midten av mai overtok sedimentopptaket som fosforkilde, dvs. de resterende 60 % ble besørget ved nytt opptak fra sedimentet. Etter midten av juni stoppet opptaket i biomassen, og deretter foregikk det en transport tilbake til rotreservene. De fant at det skjedde et betydelig tap når plantene døde, dvs at mye av fosforet ikke kom tilbake til rotlagrene ved avsluttet vekstsesong. De var mest opptatt av fosforopptak, og kvantifiserte ikke tapet i rene tall. De studerte heller ikke hvor det ble av det tapte fosforet, om det gikk til vann eller sediment.

Høsting vil redusere frigiving av fosfor til vannmassene fra råtnende bestander. Det var lenge hevdet at de gjenstående plantestilkene kunne fortsette å pumpe næringssalter ut i vannet etter høsting, men dette er tilbakevist (Boyle and Allan 1978, Carpenter and Gasith 1978, Peverly and Brittain 1978). I alle fall er en slik eventuell effekt så kortvarig at den kan ses bort fra.

For å maksimere næringssaltfjerning bør høstingen foregå på sensommeren (Carpenter & Adams 1977, Wile et al 1979) når innholdet av fosfor i plantene er størst. Tidspunkt for høyest fosforinnhold vil variere mellom arter og sannsynligvis mellom ulike innsjøer/innsjøtyper.

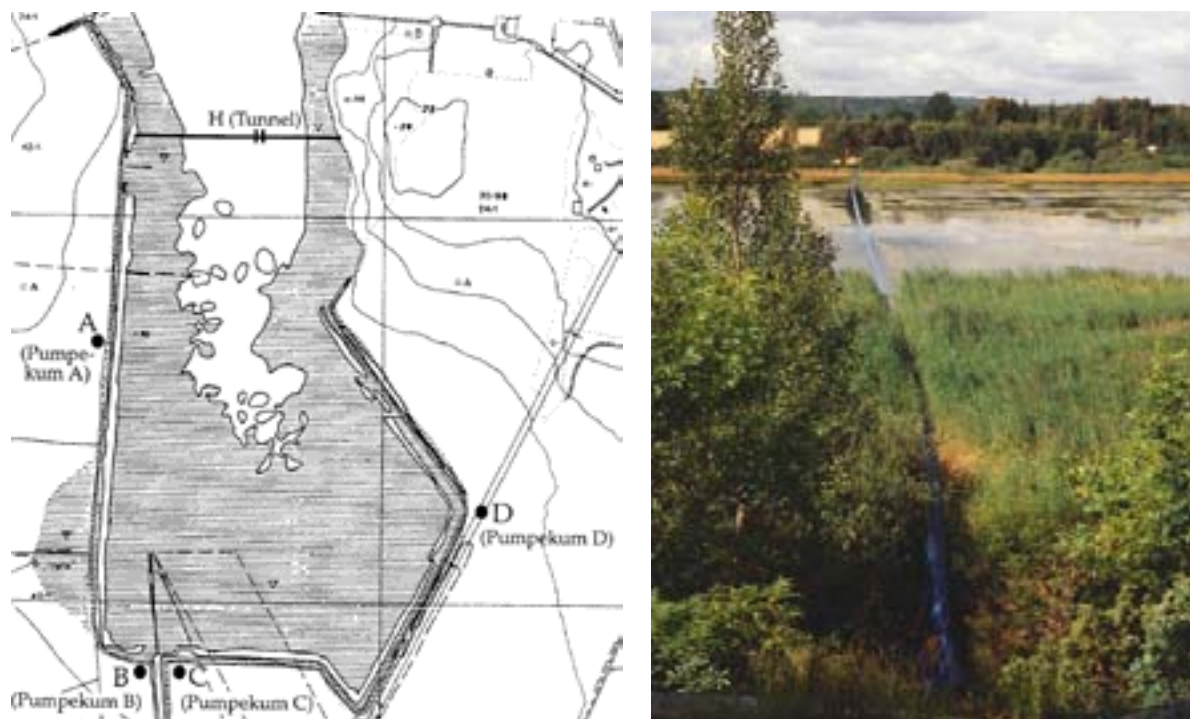
En annen effekt som kan vurderes, særlig i innsjøer med mye langskuddvegetasjon (elodeider) av f.eks. vasspest og hornblad, er plantenes evne til å øke pH i vannet. Flere av langskuddsplantene benytter bikarbonat fra vannet som karbonkilde. For å opprettholde elektrisk nøytralitet skiller de ut OH⁻, og pH øker. Dette er av betydning da sedimentets evne til å binde fosfor er sterkt avhengig av pH. pH over 9 fører til betydelig fosforlekkasje. Steinsfjord-sedimentet begynte å lekke fosfor ved pH 8.4 (Erlandsen et al. 1980). Rørslett m.fl. (1986) fant at vasspest bidro til en kraftig økning av pH i Steinsfjorden og antall dager med pH over 8.4 økte fra 30 før invasjonen til 100 etter vasspest-invasjonen. Strandvegetasjonen tar karbonet fra lufta, slik at den har ikke samme innvirkningen på pH-forholdene i vannet.

Vegetasjonsbeltenes næringsfiltrering

Det har vært hevdet at vegetasjonsbeltene med deres assosierte begroingsalger filtrerer diffuse næringssalttilførsler fra landbruksområder. Det finnes imidlertid svært få direkte målinger på dette. Bratli et al (1997) sperret i en 2-årsperiode av våtmarka i Vassbotn i Borrevannet med en 250 m lang og 4 m dyp armert PVC duk, se figur 31. Alt vannet fra innenforliggende landbruksområder ble ledet kontrollert gjennom dette området. Ved innløp og utløp av våtmarka var det montert vannføringsmålere og prøvetakere for vannkvalitet. Resultatene viste at våtmarka reduserte partikulært materiale med 95 %, total fosfor med 65 %, og nitrogen noe mindre enn fosfor. Vassbotn er imidlertid en meget stor våtmark med liten vanngjennomstrømning, se figur 31. En må regne med mye større tilbakeholdelse i en våtmark av denne størrelse i forhold til et vanlig vegetasjonsbelte med normal bredde.

Tilbakeholdelse av næringsstoffer i vegetasjonsbelter ble også undersøkt i forskningsprosjektet Nitrogen fra Fjell til Fjord, der man målte renseeffekten ved input-output budsjetter over en 3-årsperiode i flere våtmarkspregede vassdragsavsnitt i Eikerenvassdraget i Vestfold. Resultatene var nok så variable, retensjon av fosfor varierte mellom 0 og 30 %, mens noen vegetasjonsbelter avga mer nitrogen enn de fjernet (Berge mfl. 1997).

Et problem ved vegetasjonsbelter er at tilførselsbekker har tendens til å lage kanaler gjennom vegetasjonsbeltene, slik at det ikke skjer noen effektiv filtrering, se figur 32.



Figur 31. Avstenging av våtmarka i Vassbotn i Borrevatn (Bratli m.fl. 1997).



Figur 32. Tilførselene fra jordbruksarealer går ofte i egne grøfter og bekker som lager kanaler gjennom vegetasjonsbeltene, slik at det ikke skjer noen effektiv infiltrasjon. Bildet viser Haugestadvannet i Vestfold (flybilde fra Hof kommunes hjemmesider).

Fisk, bunndyr og fugl

Mange fiskeslag gyter i vegetasjonsbeltene, og småfisk lever der den første fasen av livet. I Vansjø gjelder dette gjedde og flere karpeslag (Brabrand og Lien 2004). I tillegg er dette et viktig habitat for bunndyr og insekter, samt for mange fuglearter, både andefugler, vadefugler, og småfugl. Hvis man fjerner store deler av makrovegetasjonen i en innsjø som Vansjø, kan man risikere å fjerne mange

viktige biotoper og habitater. Dette vil trolig gjøre stor skade på biologiske forhold, og må vurderes nøye før omfattende tiltak iverksettes.

En begrenset høsting kan derimot være positivt, og kan gi mer variasjon i habitattilbudet. Ubrukte strender i eutrofe vann har tendens til å gro til og bli nokså ensartet. Denne ensartetheten reduserer biodiversiteten. Dessuten kan det føre til alt for gode oppvekstforhold for uønsket småfisk.

Erosjon og resuspensjon

Makrovegetasjonsbeltene i en innsjø reduserer bølgeerosjonen langs strendene. Dersom man høster vegetasjonen jevnlig helt inn til land på et eksponert sted, kan man tenke seg at man her vil få større grad av bølgegenerert erosjon enn tidligere. Erosjonen kan påvirke de frie vannmasser negativt med partikulært materiale, som også inneholder fosfor. Dette vil trolig bare være et overgangsfenomen i Vansjø. Det oppvirvlede materiale vil sedimentere lenger ut, og det som er tilbake på den bølgeeksponerte stranden vil etter hvert bli mindre eroderbart. Ved anlegging av en badestrand, gruses den opp for å få en mer behagelig strand å bade fra. Sanden vil overdekke eroderbar silt og leire, dvs. grusen tar bort mye av erosjonspotensialet. Høsting for å fjerne næringssalter vil skje lenger ut enn i selve bølgeslagssonen, og hvor de eroderende kreftene er mye mindre. En slik vegetasjonshøsting vil neppe gi opphav til merkbart mer erosjon.

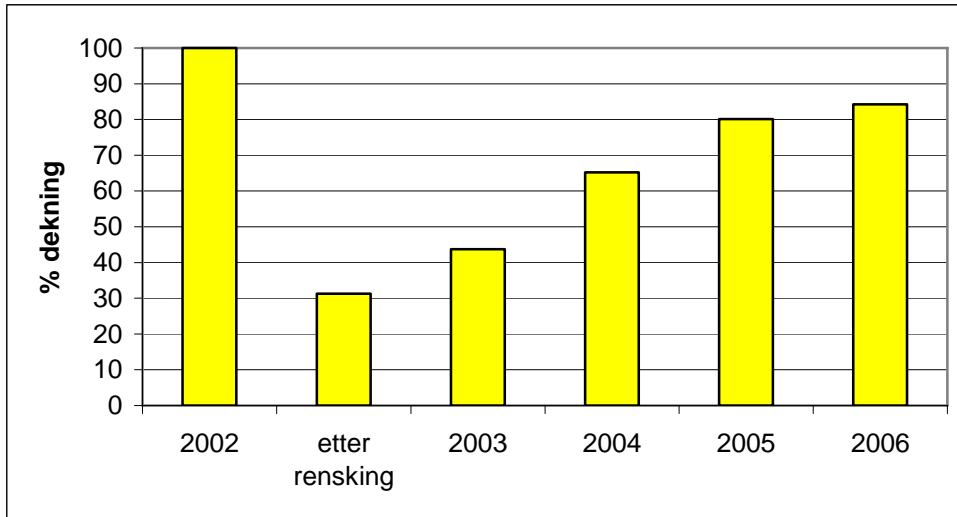
Fangdammer med tette vegetasjonsbestander fremmer sedimentasjonen av innkommende jordpartikler (Braskerud 2005). Man bør således ikke høste veletablert vegetasjon utenfor en innløpsbekk som frakter mye erosjonsmateriale. Det kan resultere i at bekkens innhold av jordpartikler transporteres ut i innsjøens frie vannmasser før det sedimenterer.

Reduserer høstingen gjenveksten?

Det har kommet nokså motstridende resultater med hensyn til høstingens effekt på gjenveksten. Dette skyldes at de fleste undersøkelsene av gjenvekst omfatter kortvarige eksperimenter, samt at høstingen ikke alltid har vært foretatt for å stresse plantene mest mulig (Nichols 1991). De fleste årlige høstinger av takrør (*Phragmites australis*) og sjøsvaks (*Schoenoplectus lacustris*) gjøres ofte på isen fordi dette er praktisk, eller sent på året for å få med seg mest mulig biomasse. Denne høstingen gir ingen redusert tilvekst, noe som har sammenheng med at plantene på dette tidspunktet har trukket det meste av næringen tilbake til rotsystemet. Det finnes imidlertid flere eksempler på at høsting reduserer gjenveksten, til og med i meget næringsrike systemer. Nøkkelen ligger i høstingstidspunktet. Toet et al (2005) refererer til høstingsforsøk for å få kunstige våtmarker, som var dominert av takrør og dunkjevle (*Typha latifolia*) og ble benyttet til rensing av sanitæravløp, til å fungere mest mulig effektivt. Effekten av næringssaltfjerningen i våtmarka ble økt ved å fremskynde høstingen til slutten av september. Dersom de høstet tidligere i sesongen, ble gjenveksten lavere slik at næringssaltfjerningen året etter ble mindre effektiv. Det ble hevdet at høsting så tidlig som midtsommers ville utradere vegetasjonen. I flere områder hvor takrør utnyttet for økonomiske formål har man høstet for hardt slik at bestandene har avtatt (Tarr et al. 2004). Forsøk har dessuten vist at dunkjevle-bestander som ble kuttet tre ganger under vann i samme sesong, nærmest ble utradert, mens bestander som ble kuttet over vann overlevde og var istand til å regenerere ny biomasse (Sale & Wetzel 1983). Fiorant et al (2005) gjorde forsøk med smal vasspest (*Elodea nuttallii*) og fant at to høstinger samme vekstsesong var nok til å få planten til nærmest å forsvinne, mens én høsting hadde liten effekt. Abernethy et al (1996) fant det samme for vasspest (*Elodea canadensis*), der to kuttinger ga kraftig reduksjon av gjenveksten. I Steinsfjorden førte gjentakende høsting av vasspest samme sesong (3-4 høstinger i perioden juli-november) til betydelig redusert gjenvekst året etter, mens én høsting ga liten eller ingen synlig reduksjon av bestanden året etter (Berge m.fl. 1983).

Krypsivprosjektet på Sørlandet har drevet forsøkshøsting av krypsiv (*Juncus bulbosus*) ved ulike teknikker (se kap. 4.2.1) i flere elver på Sørlandet. I 2002 ble 70 % av krypsiv-vegetasjonen fjernet i et felt ved Sveindal i Mandalselva og fulgt opp med gjenvekststudier i årene etter. Året etter rensking

var dekningen 30 % av opprinnelig, mens den fire-fem år etter var 85 % (Johansen 2006) (se figur 33). Krypsiv er svært frosttolerant og bladbiomassen eller deler av denne ser ut til å kunne overvintre. Bladbiomassen til de viktigste strandplantene i Vansjø (takrør og sjøsivaks) visner ned hvert år og nye planter spirer fra rotsystemet neste vår. Potensialet for redusert gjenvekst skulle derfor være noe større for vegetasjonen i Vansjø enn for krypsiv.



Figur 33. Arealdekning av krypsiv på rensket areal ved Sveindal i Mandalselva i perioden 2002-2006. Arealet ble rensket vinteren 2002 med gravemaskin (figur fra Johansen 2006).

4.3 Manipulering med vannstand

Manipulering med vannstand er også en metode som har vært benyttet til vegetasjonskontroll i innsjøer. Vannet kan bli hevet eller senket, men senkning er den mest benyttede metoden for vegetasjonskontroll. Vannstands senkning utføres oftest på vinteren og utsetter plantene for tørking og innfrysning. Vannstands heving utføres i vekstsesongen, helst tidlig i sesongen, og medfører dårligere lysforhold for plantene, først og fremst i ytre deler av vegetasjonsbeltene.

4.3.1 Senking av vannstand vinterstid

Internasjonalt refereres det til mange forsøk med vannstandsmanipulasjon som metode for vegetasjonskontroll (Cooke et al 1986, Nichols 1991). For at senking skal være effektiv, må reproduktive strukturer i bestanden bli kraftig eksponert for enten tørking eller frysing (Nichols 1991). Det er flere eksempler på at nedtappinger kan være effektive mht. å redusere vegetasjonsbeltene i amerikanske innsjøer, f.eks. 40 % reduksjon i littorale vegetasjonsbelter i Mondeaux Flowage, Wisconsin (Nichols 1974), 70 % reduksjon i Murphy Flowage, Wisconsin (Beard 1973), 50-90 % reduksjon i innsjøer i Luisiana (Lantz et al. 1964), 90 % reduksjon i Candlewood Lake, Connecticut, og 44-57 % reduksjon i Blue Lake, Oregon (Silver et al. 1986). Senking i vinterhalvåret anbefales da tiltaket er minst i konflikt med andre brukerinteresser.

Den delen av vegetasjonsbeltene som ikke blir tørrlagt, blir mye mindre skadelidende. Cook et al (1986) refererer tilfeller av moderate senkninger, der bare deler av vegetasjonsbeltene er tørrlagt, og i korte perioder. Disse har liten effekt mht. å redusere vegetasjonsbeltene.

I Norge har vi ikke brukt senking av vannstand som målrettet metode for å redusere vegetasjonsbeltene i innsjøer, men erfaring viser at regulerte innsjøer (særlig vannkraftmagasiner) har dårlig utviklede vegetasjonsbelter (både strand- og vannvegetasjon) sammenliknet med uregulerte (se bl.a.

Rørslett 1984, Hellsten et al. 1996). Et godt eksempel er Eikerenvassdraget i Vestfold som består av en rekke eutrofe-mesotrofe innsjøer. En av disse, Bergsvannet i Eidsfoss, er regulert til vannkraftformål og har en regulerings høyde på 6 m. Denne innsjøen har bare svakt utviklede vegetasjonsbelter, mens de øvrige har massive vegetasjonsbelter, karakteristisk for eutrofe innsjøer i lavlandet (se Berge 1990, Mjelde 1994). Tilsvarende forhold er vist i Finland (bl.a. Hellsten et al. 2001, 2002). Ved mindre regulerings høyder er effekten på makrofyttvegetasjonen mindre. En viss vannstandsvariasjon over året (1-3 m) begunstiger visse vegetasjonselement, mens vannstandsvariasjoner over 3-4 m virker negativt på både strand- og vannvegetasjonen (Rørslett 1994, Hellsten et al. 1996, Hellsten og Mjelde 2009).

Forsøk med tørrlegging og innfrysning av krypsiv i Otra (Rørslett 1991) har vist seg å være effektivt hvis det skjer i en kald periode vinterstid, og man oppnår god innfrysning av plantene. Korte perioder med tørrlegging i mildværsperioder om vinteren hadde liten effekt. Innfrysningsforsøk for å redusere vekst av vasspest har også vært foreslått, men ikke blitt forsøkt i praksis.

4.3.2 Heving av vannstand på sommeren

Heving av vannstand har i langt mindre grad blitt benyttet som vegetasjonskontrollerende tiltak. Dette fordi tiltaket setter arealer under vann, noe som er i konflikt med jordbruk og annen arealbruk. Lysforholdene i innsjøen er viktig for effekten av tiltaket; i innsjøer med turbid vann kreves mindre vannstandsheving før lysforholdene blir for dårlige. Heving av vannstanden i begynnelsen av vekstsesongen vil kunne gi problemer for rotfast vegetasjon i startfasen, da skuddene er korte. Det er særlig ytre del av vegetasjonsbeltet som vil kunne holdes nede ved denne teknikken. I Alte Donau i Wien (en avsnørt bit av Donau), hvor all makrovegetasjonen var forsvunnet på grunn av hypereutrofi, med høy planteplanktonbiomasse og svært dårlige lysforhold, har man fått reetablert vegetasjonen ved å holde vannstanden lav om våren for å få lys ned til sedimentoverflaten og de nye skuddene. Utover i sesongen økes vannstanden til normalt nivå.

Hvoslef og Mjelde (1983) kom frem til at nytt forslag til reguleringsreglement for Vansjø, fremsatt av Moss Brukseierforening, ville redusere medianvannstand med ca 0.2-0.3 m og føre til kraftig ekspansjon av strand- og flytebladvegetasjonen. De sier videre at det kan synes som om tilgroingshasigheten ble bremsert opp i årene 1977-82 da vannstanden ble holdt noe høyere.

Den uvanlig høye vannstanden i juli 2007 (ca 2 m mer enn normalt) førte til at ytre deler av sjøsivaksbeltene i Grennesvatn og Hillestadvatnet (Vestfold) ble revet opp med rot og fløt opp i vannet (Berge & Mjelde, pers.obs.). Vi observerte ikke det samme for de andre helofyttene i innsjøene, takrør og dunkjevle, noe som nok skyldes at sjøsivaks har større flyteevne (benyttes bl.a. til å lage sivbåter).

Ugress har tradisjonelt vært bekjempet med plantevernmidler, noe man imidlertid prøver å redusere bruken av. I ris-marker har det vist seg at økt vannstand i tidlig fase etter planting er en effektiv måte å kontrollere ugress på (Sen et al 2002). Årsaken til suksessen er at ugresset, som må spire helt fra bunnen av til forskjell fra den plantede risen, ikke får nok lys.

Det har ikke lyktes oss å finne noe litteratur om systematisk bruk av periodevis vannstandsøkning som tiltak for å redusere vegetasjonsbeltene i innsjøer. Dette kan tyde på at tiltaket ennå ikke er utprøvet.

Det er når plantene spirer på bunnen om våren at lysforholdene kan være begrensende, og det er trolig på dette tidspunkt at en svak heving kan ha størst effekt. Et slikt tiltak vil virke på hele innsjøen samtidig, og vil således være forbundet med lite arbeid. Den første månedenes vekst av de nye skuddene for mange makrofytter er drevet av næring fra rotreservene (kfr Graneli and Solander 1988), men undersøkelser av nye skudd hos sjøsivaks viste at veksten ble klart hemmet av skygging og at de

vokste raskere på grunt vann enn på dypt vann (Clevering et al 1996). Trolig er det slik også for andre arter. Dette indikerer at metoden kan være effektiv.

4.4 Tildekking av sediment

Tildekking av sediment med geo-tekstiler (fiberduk) er prøvd flere steder i Norge. I 1987 ble det lagt ut fiberduk i vasspest- og takrør-bestander i Steinsfjorden og i bestander av vanlig tjønnaks (*Potamogeton natans*) og sjøsivaks i Hillestadvatn (Berge 1987). Det ble prøvd forskjellige utleggingsteknikker. Det mest praktiske var å merke feltene man skulle behandle om sommeren, for deretter å legge ut fiberduken på isen om vinteren. Duken rulles ut på isen og overdekkes med et jevnt lag sand (eller hagesingel) med ca 3-5 cm tykkelse, se figur 34. Duken synker gjennom isen ca 2 uker før isgang og legger seg jevnt og pent på bunnen. Når man legger ut duken om vinteren, er det heller ikke nødvendig å fjerne vegetasjon først. Vegetasjonen under duken brytes ned anaerobt og gir opphav til metangass, som vil lage gasslommer under duken. For å hindre dette ble det tidlig på sommeren det første året stukket hull på de stedene der det var tendens til gasslommedannelse.

De forskjellige vegetasjonstypene reagerte svært forskjellig med hensyn til gjenvekst. Vasspest var allerede i gang året etter, og etablerte omtrent like tette bestander som før tiltaket. I de andre bestandene varte tiltaket mye lenger, anslagsvis 5-10 år (D. Berge, NIVA, unpubl.). De fleste forsøksfeltene var smale (5 m brede) og rotskudd etablerte seg på duken fra sidene. For en del planter skjedde det etterhvert frittstående etablering i grusen på duken. Gassdannelse i underliggende sediment siver gjennom den permeable duken og tar med seg næringssalter. Etterhvert vil det også blandes organisk materiale inn i grusen på duken og det vil bli levedyktig sediment for planter igjen. Tiltaket er altså ikke vedlikeholdsfritt. Feltet som ble lagt ut i en bestand av sjøsivaks i Hillestadvannet i 1987, er imidlertid fortsatt nærmest vegetasjonsfritt i de ytre deler (inspisert av Dag Berge 2007).



Figur 34. Utlegging av fiberduk i bestand av takrør (*Phragmites australis*) i Steinsfjorden 1987.

I Ballangen i Nordland er tiltaket benyttet i større stil i kombinasjon med andre tiltak for å gjenåpne Børselva (www.borselva.no). Over en 10 årsperiode er det gjennomført et stort restaureringsprosjekt for å reetablere naturverdiene i vassdraget. Børselva er regulert og som et resultat av stor tilførsel av erosjonsmateriale og næringssalter fra landbruket hadde elva over store strekninger grodd helt igjen med makrovegetasjon (Aanes 2003) (figur 35). Etter at vannløpet ble gjenåpnet er ørreten igjen begynt å gå opp i elven og viktige våtmarksfugler kommer tilbake til vassdraget.



Figur 35. Børselva i Ballangen har stedvis grodd helt igjen med helofyttvegetasjon. Det er nå foretatt en rehabilitering bl.a. ved hjelp av dukmetoden (bilder fra fra Aanes 2003, 2006).

4.5 Bruk av herbicider

Det finnes en rekke herbicider som benyttes til vegetasjonskontroll i innsjøer. Den vanligste har vært kobbersulfat, som har vært benyttet for å fjerne algevekst bl.a. i drikkevannsreservoarer i USA og Australia i mer enn 100 år. I Norge benyttes kobbersulfat for å holde gårdsdammer o.l. rene for vegetasjon og alger. Planter er svært følsomme overfor kobber og dør ved lave konsentrasjoner, konsentrasjoner som i liten grad påvirker fisk eller annet liv i innsjøen, eller drikkevannet.

Kobbersulfat fungerer imidlertid som et fellingskjemikalium, det danner fnokker og sedimenterer sammen med algematerialet. Dette råtner og forbruker oksygen og det kan derfor oppstå oksygenvinn og fiskedød ved bruk av kobbersulfat.

Etterhvert har man gått over til å benytte chelaterte kobberforbindelser som holder seg mye lenger i vannmassene, slik at man trenger lavere konsentrasjoner (Anderson 2003). Cutrine Pluss produsert av Applied Biochemists, er det mest benyttede av disse herbicidene. I fontéanlegg benyttes et liknende preparat som kalles "Algenstop" (Oslo kommune, Oase Fontener AS).

Triaziner (tidligere brukt i Norge som brakningsmiddel) benyttes flere steder. Likeledes glyfosat, fluoridone, diquat, 2-4-D, m.fl. (kfr. Cooke et al 2005, Anderson 2003). Disse har størst effekt når de kommer i direkte kontakt med vegetasjonen, og benyttes derfor vesentlig til å bekjempe planter som har blader på overflaten, eller står over vann.

Såkalte Slow Release Pesticides har blitt populære for å redusere vekst av vannplanter. Dette er vesentlig fluoridone. De leveres i store pellets som synker til bunnen og legger seg på/i sedimentet og lekker ut gift sakte og hindrer vegetasjonen i å spire om våren. I den kunstige innsjøen ved Middeldalerparken i Oslo benyttes klor for å holde alger, bakterier og vegetasjon borte (kfr. Oslo kommune). Imidlertid er ikke plantevernmidler- og klorforbindelser uten virkning for annet liv i sedimentet.

I Norge er det ikke anledning til å benytte kjemiske plantevernmidler uten spesiell tillatelse fra Statens Forurensningstilsyn (SFT) og Mattilsynet. I Akersvannet ved Tønsberg fikk Vestfold Interkommunale Vannverk tillatelse til å bekjempe blågrønnalgeoppblomstringer ved hjelp av Cutrine Pluss (chelater kobbersalt). De var alvorlig plaget av giftig *Microcystis aeruginosa*, noe som utgjorde en stor helse-trussel. Stoffet ble imidlertid ikke benyttet siden de skiftet vannkilde (Sverre Mollatt, VIV, pers. medd).

I private jorddammer uten overflateavrenning, er det tillatt å benytte ugressmidler. Kobbersulfat er et vanlig produkt som selges på felleskjøpet.

I Vansjø, som er drikkevannskilde, er det ikke aktuelt å benytte kjemiske bekjempelsesmidler mot uønsket vegetasjon, og temaet belyses ikke ytterligere.

4.6 Lysreduksjon (shading)

Det er gjort forsøk med å legge flytende mørk plastduk i vegetasjonsbelter for å hindre at vegetasjonen får nok lys. Metoden ser ut til å fungere, men det er mye arbeid forbundet med den og den vil aldri få noe stort omfang (Nichols 1986).

4.7 Biologiske bekjempingsmetoder

4.7.1 Fisk

Gresskarpe (*Ctenopharygdon idella*) og vanlig karpe (*Cyprinus carpio*) har vært benyttet i mange år verden over for å holde makrovegetasjonen nede. Det har imidlertid vært problemer med å holde fiskebestandene på rett nivå. Ofte har de formert seg og blitt så tallrike at vegetasjonen blir helt utryddet. I dag benyttes derfor bare den sterile triploide varianten (Nichols 1991, Anderson 2003, Cook et al 2005). Det har vært en del problemer knyttet til spredning av fiskeparasitter, og de fleste land har blitt mer restriktive til bruken av karpe. I tillegg bidrar fiskene til økt overføring av næringssalter fra vegetasjonen til de frie vannmasser ved avføring, noe som bare vil forsterke eutrofieringsproblemene i Vansjø.

Lien (1981) gjorde en utredning om bruk av gresskarpe til vegetasjonskontroll i Norge, og kom til at det ikke var aktuelt, bl.a. fordi karpesfiskene ikke spiste ved temperaturer lavere enn 15 grader. Norge har dessuten strenge regler for innføring av nye arter.

Vi anser derfor utsetting av karpe eller grasskarpe i Vansjø som uaktuelt. Tiltaket belyses ikke videre.

4.7.2 Insekter

Insekter har vært benyttet en del steder. En spesiell type snutebiller (*Neochetina eichorniae* og *N. bruchi*) har vært benyttet mot vannhyasinter (*Echornia* spp.) (Anderson 2003). Ved å spre snutebiller

over bestandene vil disse legge egg i plantene, formere seg og etterhvert redusere vannhyasintbestandene betydelig. Flere steder har dette nærmest utryddet planten. Den kommer imidlertid tilbake etter at billene blir borte, og veksten vil deretter gå i sykler.

En annen problemløse plante i amerikanske vannforekomster er vannsalat (*Pistia stratiotes*), som også har blitt bekjempet med insekter, nærmere bestemt en mølltype *Spodoptera pectinicornis* (Wheeler et al 1988, Dray et al 2001).

Det forskes mye på biologisk kontroll av uønskede planter (Anderson 2003), men det vil sannsynligvis ta lang tid før dette kan bli noe praktisk verktøy i vegetasjonskontroll i innsjøer.

4.8 Næringsinaktivering

Aluminiumsulfat har vært benyttet direkte i innsjøene for å binde fosfor. Tiltaket har vært effektivt mot planteplankton og for planter som tar næring fra vannet. De fleste norske vannplanter tar mesteparten av fosforet fra sedimentet (Graneli and Solander 1988), og for disse plantene har tiltaket liten effekt.

I Norge er tiltaket lite benyttet. Langevannet i Lørenskog ble behandlet med aluminiumsulfat, men etter tilsetning av 30 tonn ble det observert omfattende fiskedød, og forsøket ble stoppet (H.Rensvik, MD, pers.medd). Fellingen er relativt følsom for pH og må foregå mellom pH 6 og 7.5. Fellingsreaksjonen forbruker alkalitet og virker forsurende. Ved høye pH verdier dannes $Al(OH)_4$ som er giftig for fisk. Under pH ca 5.5 blir aluminium igjen giftig for fisk.

Midtsommers er trolig pH for høy i Vansjø, slik at det kan oppstå giftige aluminiumsformer. En eventuell felling må foregå umiddelbart etter vårsirkulasjonen og vårflommen før pH øker som følge av høy algeproduksjon. Erfaringer viser at behandling må foretas 2-3 ganger i løpet av sommeren. Tiltaket egner seg best for vanntyper med høy alkalitet. I innsjøer med vannkvalitet som Vansjø (Lyche m.fl. 2002) vil det lett kunne bli problemer som følge av at man ikke greier å holde pH i det ufarlige området. Tiltaket anses derfor som uaktuelt for Vansjø.

5. Sammenfattende diskusjon

Vestre Vansjø er preget av tildels svært kraftige helofyttbelter med sjøsivaks og takrør. Det er i denne undersøkelsen ikke registrert noen markert tilgroing i perioden 1978-2008. Generelt for hele Vestre Vansjø viser dataene tvert imot en reduksjon i bevoskt areal siden 1978. Ytre grense for sjøsivaksbestandene har dels stoppet opp, dels gått noe tilbake. Takrør viser en tilgroing, som kan observeres både ved at bestandene har vokst utover og at dybdegrensene har økt. Den økte tilgroingen av takrør har stort sett gått på bekostning av sjøsivaks, ved at takrør har erstattet deler av sjøsivaks-bestandene.

Disse resultatene stemmer ikke helt med det inntrykket lokalbefolkningen har. De mener at det har skjedd en tilgroing de siste 20 årene, som stedvis har hatt svært negative følger for friluftslivet. Imidlertid kan det være flere årsaker til denne tilsynelatende spriken mellom våre data og det som menes lokalt. Selv om det ikke kan påvises noen merkbar tilgroing for hele Vestre Vansjø, har det på enkelte lokaliteter (Støabukta og østre basseng ved Bliksøya) foregått en tilgroing av helofyttvegetasjon (økt arealdekning og økt dybdeutbredelse), mens tilgroingen i Sperrebotn og vestre basseng ved Bliksøya ser ut til å ha stoppet opp. Ved Feøya er det påvist en fortetning av bestanden, samt mulig framrykking i øst (mangler tidligere data). Tetthetsendringer i bestandene er det ikke mulig å ta hensyn til ved utarbeidelse av vegetasjonskart basert på flybilder, men det er helt klart en tilgroing når man ikke lenger kommer fram med båt der man tidligere kunne kjøre gjennom en glissen bestand. En annen viktig faktor er endringen i dominansforholdet mellom takrør og sjøsivaks. I 1982 var helofyttvegetasjonen dominert av sjøsivaks, mens takrør var vanligst i de innerste og grunneste deler av vegetasjonssonen. I 2008 har takrør gått klart fram på de fleste lokalitetene, på bekostning av sjøsivaks. En takrør-bestand i indre deler av et vegetasjonsbelte oppfattes muligens som tettere og mer uframkommelig enn en sjøsivaksbestand. Dessuten vil en smal bevoksning på strender som tidligere var fri for helofytter være en tilgroing, selv om slike belter kan være for smale til å kunne arealbestemmes.

Helofyttene ser ut til å ha nådd maksimal dybdeutbredelse på flere lokaliteter. Som nevnt tidligere er det nok en sammenheng mellom dybdeutbredelse og lysforhold, både når det gjelder helofytter og vannvegetasjon (Mjelde 1997), dvs. at artene går grunnere i eutrofe lokaliteter med dårlige lysforhold enn i næringsfattige lokaliteter. I den mesotrofe innsjøen Vikevatn i Eikerenvassdraget gikk takrør ned til 1.9 m, mens den i det mer eutrofe Haugestadvatnet bare ble registrert ned til 1.2 m (Mjelde 1994). Samme tendens ble registrert for sjøsivaks, som i litteraturen har en oppgitt maks dybdegrense på 2.1-2.5 m. Andre undersøkelser, omtalt i Hvoslef & Mjelde (1983), viser også at jordstenglene vokser grunnere i sedimentet med økende dyp og ytterst ligger de ofte løst oppå sedimentet. Videre vekst skjer ofte ved dannelse av flytematter. Siktedyppet i Vestre Vansjø har blitt redusert med mer enn 0.6 m siden 1978-82. De bestandene som allerede hadde nådd maksimal dybdeutbredelse i 1978-82 påvirket negativt av de dårlige lysforholdene og er stoppet opp, eventuelt gått tilbake. I Vestre Vansjø gjelder dette sjøsivaks i større grad enn takrør, siden sjøsivaks tidligere ofte dannet helofyttbeltets ytre grenser.

Midlere dybdegrense for helofyttene var i 2008 rundt 1.5 m dyp, med enkeltbestander ut til 2 m. Dermed vi antar at vegetasjonen vil kunne vokse ut til 2 m dyp i Vansjø, vil dette utgjøre et areal på ca. 2.4 km² (jfr. kap. 3.2.1), dvs. 0.9 km² mer enn i dag, og noe i overkant av beregnet bevoskt areal for 1978.

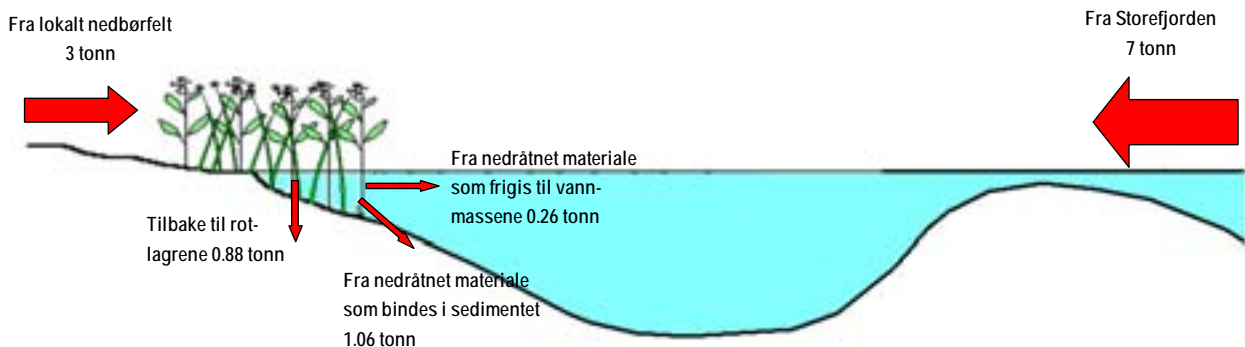
Endringer i manøvreringsreglementet i 1983 har som vist tidligere ført til en økning av vannstanden på sommeren med ca 10 cm. Kombinert med dårligere lysforhold har nok dette vært en viktig årsak til at tilgroingen har stoppet opp. Se for øvrig ytterligere diskusjoner av reguleringseffekter i Hvoslef og Mjelde (1983). Takrørbelter er ofte sluttstadiet i en suksesjonsprosess, og de observerte endringene i dominansforholdet mellom takrør og sjøsivaks kan således sees som en naturlig prosess. Imidlertid

kan endringer i vannstandsforholdet gjennom endret manøvreringsreglement også ha hatt en innvirkning på disse forholdene. Betydningen av økt temperatur (økt vekstsesong) (se kap. 1.2.1) og endret partikkeltilførsel til Vestre Vansjø er ikke vurdert i denne sammenheng.

Basert på biomassetall og beregnet overflateareal for sjøsvaks og takrør, kan den totale biomassen for helofyttvegetasjonen i Vestre Vansjø anslås til ca. 1600 tonn tørrvekt.

Mengde fosfor bundet i vegetasjonen i august-september (tidspunkt for antatt maks. biomasse) kan anslås til 1.3 g P/m² for takrør og 1.6 g P/m² for sjøsvaks. Basert på arealutbredelser fra 2005 anslås total mengde fosfor bundet i helofyttvegetasjonen til 2.2 tonn (1 tonn i sjøsvaks og 1.2 tonn i takrør). Mengde nitrogen anslås til 13 g N/m² for takrør og 9 g N/m² for sjøsvaks, og total mengde nitrogen i helofyttvegetasjonen anslås til 17.8 tonn (5.8 tonn i sjøsvaks og 12 tonn i takrør). Næringsinnholdet i plantene i Vestre Vansjø vil kunne reduseres dersom næringstilførslene til Vestre Vansjø reduseres.

Helofyttene tar næringen sin fra sedimentet (takrør i tillegg noe fra vannet). Basert på tidligere undersøkelser kan vi anta at 40 % av fosforet (dvs. 880 kg) går tilbake til rhizomlagene ved nedbrytningen om høsten, mens det resterende (1.32 tonn) frigjøres, dels til vann og dels til sediment (jfr. kap 4.2.4). Hvor mye fosfor som frigis til hhv. vann og sediment er ikke undersøkt i dette prosjektet. Tidligere forsøk med vasspest (Berge m.fl. 1989) viste imidlertid at 20 % av det fosforet som vasspesten tok opp ble frigjort til vannet ved nedbrytningen, mens 40 % ble tatt opp av sedimentet. Vasspesten har svært små røtter i forhold til helofyttene. Vi antar derfor at større mengder fosfor lagres i helofyttenes røtter og mindre mengder lekker ut i vannet. Men hvis vi som et maksimumsestimert antar at 20 % av det fosforet som er igjen i bladmassen lekker ut i vannet på høsten betyr dette 264 kg P for hele Vestre Vansjø. Anslagsvis 1.06 tonn (80 %) antas tatt opp av sedimentet. Sivvegetasjonens bidrag til fosforomsetningen i innsjøen er skjematisk illustrert i figur 36.



Figur 36. Vestre Vansjø. Skjematisk framstilling av sivvegetasjonens bidrag til fosforomsetningen i innsjøen.

Sammenstillingen i Hvoslef & Mjelde (1985) viste at takrørbestandene reduseres raskt fra september, og en eventuell utlekking antas derfor å være størst på dette tidspunkt. NAIP-innholdet (uorganisk P, lettbrukbart for alger) i de grunneste sedimentene i Vestre Vansjø viste en økning i august-september (figur 33 i Skarbøvik m.fl. 2008). Variabiliteten i målingene var imidlertid stor på dette tidspunktet, muligens avhengig av om prøvene var tatt fra områder med helofytter eller ikke. En svak økning i sedimentfosfor på høsten ble også observert av oss (se figur 23). Denne mulige utlekkingen er sannsynligvis for seint i sesongen til å gi særlig økning i planktonalgebiomassen, men dersom det er tilgjengelig kommende vår vil det kunne ha betydning for algemengden. Sedimentundersøkelsene viste

lavere innhold av fosfor på våren i de grunneste sedimentene (ved 1 m vanddyb, der helofyttvegetasjonen står) enn i overflatesedimentene på dypere vann (Skarbøvik m.fl. 2008), noe som sannsynligvis har sammenheng med opptak i helofyttene. Fosforutlekkingen fra helofyttene høsten før kan også dels være virvlet opp og sedimentert på dypere vann.

De observerte endringene i sedimentene i Vestre Vansjø kan indikere en utlekking. Hvorvidt det skjer en fosforutlekking av betydning ved nedbrytningen av helofyttene på høsten, og eventuelt hvilken betydning dette har for mengden i Vestre Vansjø er ikke klarlagt. Ifølge Cooke et al (2005) er det svært få (om noen) undersøkelser som viser at høsting reduserer næringsinnholdet (fosfor) i vannmassene. Tvert imot viser enkelte undersøkelser at fosfor og planteplanktonbiomasse forblir uendret, eller øker, ved høstingen og i perioden etterpå (Welch 1996, Brakke 1974, ref i Cooke et al 2005).

Hvorvidt vannplantene (i første rekke undervannsplantene) bidrar til økt fosfor i vannmassene er bl.a. avhengig av når i sesongen de brytes ned. Dør de ned midtsommeres vil det føre til økt algebiomasse (se kap. 4.2.4). Økt forekomst av vannplanter kan igjen redusere planktonalgene gjennom næringskonkurranse og allelopati (f. eks. Phillips et al. 1978, Mjelde & Faafeng 1997). Store mengder langskuddsvegetasjon kan imidlertid føre til høy pH (pga av HCO_3^- -opptak i plantene) og fosfor-lekkasje fra sedimentene (Barko & James 1998). Undervannsvegetasjonen har imidlertid en svært sparsom utbredelse i Vestre Vansjø.

6. Skjøtselsvurderinger for Vansjø

Vurdering av skjøtsel av vegetasjonen i Vansjø har to målsetninger: 1) høsting av helofytter for å fjerne næringsstoff (fosfor) fra innsjøen, slik at planteplanktonveksten reduseres, 2) forvaltning, evt. fjerning, av helofyttbeltene med tanke på friluftsliv.

6.1 Fjerning av næringsstoffer ved å redusere helofyttvegetasjonen

Høsting av vegetasjonen er ansett som en mulighet for å fjerne akkumulerte næringsstoffer i vegetasjonen (bl.a. Bragato et al. 2006). Våre anslag viser at helofyttvegetasjonen i Vestre Vansjø totalt inneholder 2.2 tonn fosfor. Av disse har vi anslått at det maksimalt kan frigis 264 kg P til vannmassene, mens 1.06 tonn tas opp i sedimentet, når plantene brytes ned på høsten.

Teoretisk sett vil man kunne fjerne anslagsvis 1.3 g fosfor for hver m² takrør og 1.6 g fosfor for hver m² sjøsvaks man høster, men i praksis vil det ikke være mulig eller ønskelig å fjerne mer enn 10-30% av beltene i Vestre Vansjø (dvs. 200-600 kg P).

Siden bare ca 20 % av det fjernede fosforet ville kunne ha lekket ut til vannmassene, anses mengden fosfor som fjernes som lavt i forhold til de ca. 10 tonn P som tilføres Vestre Vansjø fra kilder i nedbørfeltet (jfr. Skarbøvik m.fl. 2008). En omfattende høstingsprosess for å fjerne fosfor bundet i helofyttene vurderes derfor som lite kostnadseffektivt.

6.2 Forvaltning av helofyttbeltene med tanke på friluftsliv

Det er foretatt en gjennomgang av aktuell litteratur og vurdering av aktuelle skjøtselsmetoder er diskutert i kap. 4. For Vansjø anbefaler vi å arbeide videre med to strategier for forvaltning av helofyttvegetasjonen: høsting og tildekking med fiberduk. I tillegg kan svak vannstandsheving diskuteres.

6.2.1 Høsting og utlegging av duk

De fleste årlige høstinger av takrør og sjøsvaks gjøres ofte på isen fordi dette er praktisk, eller sent på året for å få med seg mest mulig biomasse. Denne høstingen gir imidlertid ingen redusert tilvekst, noe som har sammenheng med at på dette tidspunktet har plantene trukket det meste av næringen tilbake til rotsystemet. For at fjerningen av næringsstoffer skal være mest mulig effektiv og gjenveksten minst mulig bør høstingen foregå på tidspunktet for maksimalt næringsinnhold i plantene. For nitrogen og fosfor er dette sensommer ved maksimal biomasse og før nedbrytning (se Toet et al. 2005, Bragato et al. 2006, samt diskusjon i kap. 4). Innholdet i plantene i Vansjø er størst tidlig i sesongen, men på dette tidspunkt er biomassen lav. I Vansjø vil derfor det gunstigste tidspunktet være så snart vegetasjonen er godt utviklet, dvs. *fra begynnelsen av juli*.

For vannplanter har gjentagende høsting i samme vekstsesong vist seg å gi kraftig reduksjon av gjenveksten, mens én høsting har liten effekt på bestanden året etter (Berge m.fl. 1983, Abernethy et al 1996, Fiorant et al 2005). Dunkjevle-bestander som ble kuttet tre ganger under vann i samme sesong ble nærmest utradert, mens bestander som ble kuttet over vann overlevde og var istand til å regenerere ny biomasse (Sale & Wetzel 1983). For Vansjø kan det derfor være gunstig å foreta *høsting 2 ggr i sesongen, for eksempel i begynnelsen av juli og i begynnelsen av september*. Hvor mange gjentagende år det er behov for å høste avhenger av gjenveksten. En del vegetasjon må man regne med å måtte slå hvert år, andre annethvert, kanskje tredjehvert år. Dukbehandlede områder må vedlikeholdes, kanskje hvert 5-6 år.

For å åpne passasjen mellom Feøya og fastlandet og lette adkomsten for båt, foreslås en kombinasjon av høsting og bruk av fiberduk. Man bør merke opp feltet om sommeren med staker som vil bli stående over isen. Så ruller man ut fiberduk på isen og dekker den med grus/sand.

Helofyttbeltene virker ofte som et filter for næringstilførsler fra nedbørfeltet til vannmassene. Selv om tilbakeholdelse av næringsstoffer i vegetasjonsbeltene varierer (se referanser i kap. 4), vil en massiv fjerning av helofyttene kunne øke næringstilførslene til innsjøen og føre til en uønsket oppblomstring av alger. Høsting bør derfor primært foregå ved at man fjerner ytre deler av vegetasjonsbeltene, eller i hvert fall opprettholder vegetasjonsbelter utenfor bekkeløp og i kanten av jordbruksområder.

Tilførselsbekker har tendens til å lage kanaler gjennom vegetasjonsbeltene, slik at det ikke skjer noen effektiv filtrering av næringsstoffer via bekkene. For å forbedre tilbakeholdelsen av næringsstoffer gjennom vegetasjonsbeltene foreslår vi at tilførselsbekkene fordeles utover i helofyttbeltene før de når selve innsjøen.

Mellomstore maskiner av den typen som Sjørydding AS har i dag (Truxdor fra Dorotea) ser ut til å være mest aktuelt i Vansjø.

6.2.2 Heving av vannstanden

I Vansjø ser sjøsivaks-bestandene ut til å ha nådd maksimal dybdeutbredelse, mens takrør fortsatt ekspanderer på bekostning av sjøsivaks. Endret manøvreringsreglement (fra 1983) ser ut til å ha vært en medvirkende årsak til at tilgroingen mot dypet har stoppet opp. En ytterligere heving av vannstanden på våren-sommeren, med ½ - 1 meter over normalt nivå, vil kunne hemme videre framvekst av helofytter, og sannsynligvis bidra til at ytterkanten av vegetasjonsbeltene, først og fremst sjøsivaks, trekker seg noe tilbake.

Økt vannstand vil også gi bedre resipientkapasitet for næringssalter og dermed redusert algevekst, såfremt næringsrike jordbruksarealer ikke oversvømmes. Økt vannstand må ikke komme i konflikt med annen arealbruk, f.eks. oppstuing i landbrukets drens-systemer. Det vil være behov for videre vurderinger, bl.a. av vannstandskurver, samt noe nivelleringsarbeide, før man kan vurdere dette tiltaket ytterligere.

I og med at man har en reguleringsdam i utløpet av Vansjø vil tiltaket være lite arbeidskrevende og dermed kostnadseffektivt. Man må imidlertid påregne å øke slukeevnen i utløpet (lage det bredere) for å kunne hindre at tiltaket øker oversvømmingsproblemer ved flom.

6.3 Oppfølging og overvåking

For at høstingen skal bli mest mulig kostnadseffektiv og for å unngå uønskete effekter, samt øke overføringsverdien til andre innsjøer, bør høsting av vegetasjonen i Vansjø følges opp med et tilpasset overvåkingsprosjekt. Prosjektet bør inkludere målinger av planter, sedimenter og vannsøylen både før og etter høsting. Helofyttenes positive effekt på vannkvaliteten gjennom evnen til stabilisering av littorale sedimenter, sedimentering av næringsstoffer o.l. vurderes. Ved vurdering av effekter på næringsinnhold og algemengde generelt i innsjøen er det dessuten viktig å ta hensyn til innsjøens heterogenitet.

Etter hvert vil tilgroing og vurdering av gjenvekst på fastsatte lokaliteter og etter fastsatt metodikk forholdsvis enkelt kunne overvåkes lokalt.

7. Litteratur

Abernethy, V. L., Sabbatini, M.R., Murphy, K.J. 1996. Response of *Elodea canadensis* Michx. and *Myriophyllum spicatum* L. to shade, cutting and competition in experimental culture., *Hydrobiologia* 340: pp 219-224.

Andersen, T. & Færøvig, P.J. 2007. Utredninger Vansjø 2006 – Utredning av mulig intern gjødsling 2006. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport 5353-2007.

Anderson, L.W.J., 2003. A review of aquatic weed biology and management research conducted by the United States Department of Agriculture. – Agricultural research Service, *Pest manag Sci* 59:801-813.

Andersson, B. & Eriksson, S. 1974. Högre vattenvegetation i Hjälmmaren 1970-1973. Statens Naturvårdsverk. SNV PM 461. NLU Rapport 75.

Andersson, B. 1973: Vegetationsundersökningar i Mälaren I. Ekolin 1969-1972. Statens Naturvårdsverk. SNV PM 399. NLU Rapport 68.

Andersson, B. 1978. Vegetationsundersökningar i Mälaren II. 1970-77. Statens Naturvårdsverk. SNV PM 1059. NLU Rapport 94.

Barko, J.W., Adams, M.S., Clesceri, N.L. 1986. Environmental factors and their consideration in the management of submersed aquatic vegetation: A review., *J. Aquat. Manage.*, 24: 1-10.

Beard, T. D. 1973. Overwinter drawdown, impact on aquatic vegetation in Murphy Flowage. *Wis. Tech. Bull. No 61.*, Wisconsin dept. Nat. resources, Madison.

Berge, D. (red.) 1983. Tyrifjorden. Tyrifjordundersøkelsen 1978-1981. Sammenfattende sluttrapport. Tyrifjordutvalget 1983.

Berge, D. 1984. Vasspest i Steinsfjorden. Utredning omkring utstyr som kan nyttes til den forestående prøvehøstingen av vasspest i Steinsfjorden høsten 1984. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-notat O-82132.

Berge, D. 1987. Vegetasjonskontroll ved tildekking. Fremdriftsrapport nr 1. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport lnr 2066.

Berge, D. 1990. Konsekvensvurdering av senkningen av Hillestadvannet, Haugestadvannet og Vikevannet i 1989, samt vurderinger for fastsettelse av vannstand i Bergsvannet. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport lnr 2422-1990.

Berge, D. m.fl. 1989. Vasspest - Problem og ressurs. Sammenfattende sluttrapport fra vasspest-prosjektene. Spesialrapport fra Norsk Institutt for vannforskning, O-86238.

Berge, D., Fjeld, E., Hindar, A. & Kaste, Ø. 1997: Nitrogen Retention in two norwegian Watercourses of different trophic Status. *Ambio Vol 26(5): 282-288.*

Berge, D., Johansen, S.W., Mjelde, M., Larsen, B.H., Lombardo, P., Källqvist, T., Halstvedt, H.B. The invasion of *Elodea canadensis* in Lake Steinsfjorden and the long term Implications for Biodiversity, Water Fowl and Lake Productivity (in prep).

Bjørndahl, G., Egeneus, H. 1980. Vassens ekologi och fysiologi. Litteraturstudie för bedömning av vass som energiråvara. Statens Naturvårdsverk. Rapport SNV PM 1321.

Bole, J.B., Allan, J.R. 1978. Uptake of phosphorus from sediments by aquatic plants, *Myriophyllum spicatum* and *Hydrilla verticillata*., Water Res 12:353-358.

Brabrand, Å., Lien, L. 2004. Fiskeribiologiske undersøkelser i Vansjø, Østfold. Rapport nr 227-2004 fra LFI, Univ Oslo.

Bragato, C., Brix, H., Malagoli, M. 2006. Accumulation of Nutrients and Heavy Metals in *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel and *Bolboschoenus maritimus* (L.) Palla in a constructed Wetland of the Venice Lagoon Watershed. Environmental Pollution vol. 144: 967-975.

Brandrud, T.E., Johansen, S.W. 1997. Tiltak mot krypsiv. Vegetasjonsfjerning i Sveindalsområdet i Mandalsvassdraget 1996. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport lnr 3759.

Braskerud, B.C., 2005. Design of Norwegian Wetlands for optimal Sedimentation., Proc. NJF – Seminar no 374, pp: 76-81.

Bratli, J.L., Gjølstain, A., Mjelde, M. 1997. Restaurering av Borrevannet. Selvrensing av næringsalter og suspendert stoff gjennom naturlige sivbelter. Sluttrapport. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport lnr 3741.

Bækken, T., Schneider, S., Rohrlack, T., Mjelde, M. 2008. Prøveprosjekt for balansert tiltaksorientert biologisk overvåkning i Morsa-vassdraget. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport lnr 5602-2008.

Carignan, R. Kalf, J. 1980. Phosphorus Sources for Aquatic Weed – Water or Sediments. Science vol 207, no 4434, pp:987-989.

Carpenter, S.R., Gasith, A. 1978. Mechanical cutting of submersed macrophytes: Immediate effects on littoral Water Chemistry and Metabolism. Water Res. 12 55-57.

Carpenter, S.R. & Adams, M.S. 1977. The Macrophyte Tissue Nutrient Pool of a hardwater eutrophic Lake: Implication for nutrient Harvesting. Aquat. Bot., 3: pp 239-255.

Clevering, O.A., Blom, C.W.P.M., van Vierssen, W. 1996. Growth and Morphology of *Scirpus lacustris* and *S. maritimus* Seedling as affected by Water Level and Light Availability. Functional Ecology vol.10, no 2: pp 289-296.

Cooke, G.D., Welch, E.B., Peterson, S.A., Newroth, P.R. 1986. Lake and Reservoir Restoration. Butterworths, Boston, 392 pp.

Cooke, G.D., Welch, E.B., Peterson, S.A., Nichols, S.A. (eds.) 2005. Restoration and Management of Lakes and Reservoirs. 3rd ed. CRC Press, Taylor & Francis Group. Boca Raton, London, New York, Singapore. 591 pp.

- Dray, R.A., Center, T.D., Wheeler, G.S. 2001. Lessons from unsuccessful Attempts to establish *Spodoptera pectinicornis*, a biological Control Agent for Water Lettuce. *BioControl Sci Technol* 11: 301-316.
- Dykyjova, D. 1979. Selective uptake of mineral ions and their concentration factors in aquatic higher plants. *Folia Geobotanica* vol. 14 (3): 267-325.
- Erlandsen, A., Grøterød, O., Skogheim, O.K. 1980. Intern tilførsel av fosfor i innsjøer ved høy pH. Stensiltrykk nr 7/1980, Inst. Hydrotek., Norges landbrukshøgskole.
- Fiorant, D.N., Thiebaut, G., Muller, S. 2005. Response of *Elodea nuttallii* (Planch.) H.St. John to manual harvesting in the North East of France., *Hydrobiologia* 551: pp 147-157.
- Fjørtoft, I. 1977: Makrofyttenes rolle i Hammervatnet som økosystem. H.oppg. Spes.Bot. Univ. Oslo
- Graneli, W., Solander, D. 1988. Influence of macrophytes on phosphorus cycling in lakes. *Hydrobiologia* 170: pp 245-266.
- Hellsten, S. 2002. Aquatic macrophytes as indicators of water-level regulation in Northern Finland. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 28: 601-606.
- Hellsten, S., Riihimäki, J. 1996. Effects of lake water level regulation on the dynamics of aquatic macrophytes in northern Finland. *Hydrobiologia* 340:85-92
- Hellsten, S., 2001. Effects of lake water level regulation on aquatic macrophytes stands and options to predict these impacts under different conditions. *Acta Bot. Fenn.* 171. 47 p.
- Ho, Y.B. 1979. Chemical composition studies on some aquatic macrophytes in three Scottish lochs. I. Chlorophyll, ash, carbon, nitrogen and phosphorus. *Hydrobiologia*, vol. 63 (2):161-166.
- Hocking, P.J. 1989. Seasonal dynamics of production, and nutrient accumulation and cycling by *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Stuedel in a nutrient-enriched swamp in Inland Australia. II. Individual Shoots. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* vol. 40 (5): 445-464.
- Hvoslef, S. 1988. Skjøtsel av gjengroingsområder i næringsrike innsjøer. Økoforsk utredning 1988:2.
- Hvoslef, S. og Mjelde, M. 1983. Strandvegetasjon i Vansjø, vannstandsvekslingers virkning på strandvegetasjonen. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport Inr. 1596.
- James, W.F., Barko, J.F., Eakin, H.L. 2002. Water quality impacts of mechanical shredding of aquatic macrophytes. *J. Aquat. Plant Manag.* 40: 36-42
- Johansen, S.W. 2006. Vekst av krypsiv i elver. Betydningen av redusert vannføring i forhold til andre miljøendringer. Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE) Rapport nr. 8 – 2006.
- King, D.L., Burton, T.M. 1980. The efficacy of weed harvesting for lake restoration. In: *Restoration of lakes and inland waters.*, US Environmental Protection Agency., EPA 440/5-81-100, Washington DC, pp: 158-161.
- Koerselman W, Meuleman AFM. 1996. The vegetation N:P ratio: A new tool to detect the nature of nutrient limitation. *Journal of applied Ecology* vol. 33 (6): 1441-1450.

- Kühl, H., Woitke, P., Kohl, J-G. 1997. Strategies of nitrogen cycling of *Phragmites australis* at two sites differing in nutrient availability. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie*. Vol. 82 (1)57-66.
- Langangen, A. 2007. Kransalger og deres forekomst i Norge. Saeculum Forlag, Oslo.
- Lantz, K.E., Davis, J.T., Hughes, J.S., Schafer, H.E. 1964. Water level fluctuation – its effect on vegetation control and population management. *Proc. 18th annual Conf. S.E. Assoc. Game Fish Commissioneres*, 18:483-394.
- Lid, J. & Lid, D.T. 2005. Norsk flora. Det Norske Samlaget. 6. utg. ved Reidar Elven.
- Lien, L. 1981. Bruk av gresskarper (*Ctenopharyngidon idella*) til å redusere makrovegetasjon i norske vannforekomster. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport lnr FR-419.
- Malme, L., Skulberg, O. 1974. Masseutvikling av elvesnelle (*Equisetum fluviatile*) i Norsjø. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport O-190/73.
- Mjelde, M. 1994. Nitrogen fra fjell til fjord. Makrovegetasjon i bergsvatn i Vassås, Eikenesvatn, Grennesvatn, Haugestadvatn og Vikevatn i Eikerenvassdraget. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport lnr 3054-1994.
- Mjelde, M. 1997. Virkninger av forurensning på biologisk mangfold: Vann og vassdrag i by- og tettstedsnære områder. Vannvegetasjon i innsjøer - effekter av eutrofiering. En kunnskapsstatus. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport lnr. 3755-97.
- Mjelde, M. 2005. Vansjø-Hobøl-vassdraget. Økologisk status for vannvegetasjon i 2004. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport lnr. 5036-2005.
- Nagasaka, M. 2004. Changes in biomass and spatial distribution of *Elodea nuttallii* (Planch.) St. John, an invasive submerged plant, in oligomesotrophic Lake Kizaki from 1999 to 2002. *Limnology* 5:129-139.
- Nichols, S.A. 1974. Mechanical and habitat manipulation for aquatic plant management. *Tech. Bull. No. 77, Wisconsin Dept. Nat. Resources, Madison*.
- Nichols, S.A., 1991. The interaction between biology and the management of aquatic macrophytes. *Aquatic Botany* 41 (1991): 225-252.
- Packett, CR., Chambers, RM. 2006. Distribution and nutrient status of Haplotypes of the marsh grass *Phragmites australis* along the Rappahannock River in Virginia. *Estuaries and coasts* vol 29 (6B): 1222-1225.
- Peeverly, J., Brittain, J. 1978: The effect of millfoil (*Myriophyllum spicatum*) on phosphorus movement between sediments and water. *J. Gt. lakes Res.* 4:62-68.
- Prentki, R.T., Gustavson, T.D., Adams, M.S. 1978. Nutrient movements in lakeshore marshes. In: Good, R.E., Whigham, D.F., Simpson, R.L. (eds): *Freshwater Wetlands. Ecological processes and management Potential*. Academic Press, New York, pp:169-194.
- Raghiatri, F., Bornkamm, R. 1979. Growth and chemical composition of reed (*Phragmites australis*) as related to water eutrophication. *Archiv fur hydrobiologie*, vol. 85(2): 192-228

- Rørslett, B., Lydersen, E. 1980. Vegetasjonskartlegging av Vansjø. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport lnr. 1202.
- Rørslett, B. 1972. Resipientforholdene i Romeriksvassdragene Nitelva, Leira og Rauma. Botaniske undersøkelser. Rapportdel II. Norsk institutt for vannforskning, NIVA-rapport lnr. OR-0487.
- Rørslett, B. 1991. Krypsiv i Otra nedstrøms Brokke: Storskala innfrysningsforsøk i 1991. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-Rapport lnr 2660.
- Rørslett, B. 1994. Langtidsendringer i makrovegetasjon i innsjøer i Sør-Norge. Eksempler fra Sørlandet og Maridalsvannet i Oslo. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport lnr 3179.
- Rørslett, B. og Skulberg, O. 1975: Vegetasjonsundersøkelser i Østensjøvatn, Oslo kommune, 1974-75. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport A2-05, B1-17, O-69/72.
- Rørslett, B., Berge, D., Johansen, S.W. 1986. Lake enrichment by submerged macrophytes: A Norwegian whole-lake experience with *Elodea canadensis*. *Aquat. Botany* 26:325-340.
- Sale, P.J.M., Wetzel, R.G. 1983. Growth and metabolism of typha species in relation to cutting treatments. *Aquatic Botany* vol 15(4): 321-334
- Saloranta, T.M. 2006: Highlighting the model selection and application process in policy-relevant water quality modelling. *Ecol. Model.* 194, 316-327.
- Sen, L. T. H., Ranamukhaarachchi, S.L., Zoebisch, M.A., Hasan, M.M., Meskuntavon, W. 2002. Effects of early-inundation and water depth on weed competition and grain yield of rice in the Central Plains of Thailand. Proceedings from Conference on International Agricultural Research for Development, Deutscher Tropentag 2002, Witzenhausen, October 9-11, 2002.
- Silver, P.A., Coleman, A.M., Benson, G.A., Simpson, J.T. 1986. The effect of winter drawdown on macrophytes in Candlewood Lake, Connecticut. *Lake and reservoir management Vol II. Proceedings of the 5th Annual Conference and International Symposium of the North American Lake Management Society, Washington, DC, pp: 69-73.*
- Skarbøvik, E. Eggestad, H. O. og Tingvold, J. K. 2007. Utprøving av endret manøvreringsreglement i Vansjø – Resultater fra andre forsøksperiode sommer/høst 2006. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-Rapport 5340 -2007.
- Skarbøvik, E., Rohrlack, T., Bechmann, M., Andersen, T., Færøvik, P.J. 2008. Vannfaglige undersøkelser i Vansjø og Morsavassdraget i 2007. Bioforsk-rapport 72/2008.
- Solander, D. 1983. Biomass, production and nutrient content of the macrophytes in a natural and a fertilized subarctic lake. *Acta Univ. Ups.* 676. Doctoral thesis at Uppsala University.
- Solheim, A., Vagstad, N., Kraft, P., Løvstad, Ø., Skoglund, S., Turtumøygard, S., Selvik, J.R. 2001. Tiltaksanalyse for Morsa (Vansjø-Hobøl-vassdraget). Sluttrapport. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport lnr. OR-4377.
- Sæther, B. 1976: Karplantene i Målsjøen, Sør-Trøndelag. Aspekter av flora, vegetasjon og produksjon. H.opp. Univ. i Tr.h.
- Tanner, C.C. 1996. Plants for constructed wetland treatment systems - A comparison of the growth and nutrient uptake of eight emergent species. *Ecological Engineering* 7: 59-83.

- Tarr, J. A., van Rooyen, M.W., Bothma, J du P. 2004. The response of *Phragmites australis* to harvesting pressure in the Muzi Swamp of the Tembe Elephant Park, South Africa., *Land Degr. develop.* 15: pp 487-497.
- Toet, S., Bouwman, M., Cevaal, A., Verhoeven, J.T.A. 2005. Nutrient removal through autumn harvest of *Phragmites australis* and *Thypha latifolia* shoots in relation to nutrient loading in a wetland system used for polishing sewage treatment plant effluent. *J. Env. Sci. Health* 40: pp 1133-1156.
- Van der Linden, M.J.H.A. 1980. Nitrogen economy of reed vegetation in the Zuidelijk Flevoland polder: I. Distribution of nitrogen among shoots and rhizomes during the growing season and loss of nitrogen due to fire management, *Acta Oecologia Plant.* 1: pp. 219–230.
- Van der Linden, M.J.H.A., 1986. Phosphorus economy of reed vegetation in the Zuidelijk Flevoland (The Netherlands): Seasonal distribution of phosphorus among shoots and rhizomes and availability of soil phosphorus. *Acta Oecologia Plant.* 7: 397-405.
- Welch, E.B. 1996. Control of Phosphorus by Harvesting and Alum. Water Resources Series. Tech. Rep. No 152. Univ. of Washington, Seattle.
- Wheeler, G. S., T.K. Van, and T.D. Center 1998. Fecundity and egg distribution of the herbivore *Spodoptera pectinicornis* as influenced by quality of the floating aquatic plant *Pistia stratiotes*. *Entomol Exper Appl* 86: 295-304.
- Wile, I., Hitchin, G., Beggs, G. 1979. Impact of mechanical harvesting on Chemmung Lake. In: Breck, J.E., Prentki R.T., Loucks, O.L. (eds): *Aquatic Plants, Lake Management, and Ecosystem Consequences of Lake Harvesting.* Inst. Environ. Stud. Univ. Wisconsin, Madison: pp 145-159.
- Aanes, K.J. 2003. Børselvprosjektet. Rapport nr. 10. Søknad Rehabilitering av Børselv-vassdraget i Ballangen kommune, Nordland Fylke. Arbeid knyttet til en åpning av vassdraget og gjennomføring av ulike biotopiltak. Prosjektperiode 2003-2005. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport lnr. OR-4691.
- Aanes, K.J. 2006. Proceedings from the NorBalWet conference in Norway in September 2006. Nordic Council of Ministers website: <http://www.norden.org/pub/sk/showpub.asp?pubnr=2007:740>

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

NIVA gir offentlig vannforvaltning, næringsliv og allmennheten grunnlag for god vannforvaltning gjennom oppdragsbasert forsknings-, utrednings- og utviklingsarbeid. NIVA kjennetegnes ved stor faglig bredde og godt kontaktnett til fagmiljøer i inn- og utland. Faglig tyngde, tverrfaglig arbeidsform og en helhetlig tilnæringsmåte er vårt grunnlag for å være en god rådgiver for forvaltning og samfunnsliv.



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no