

Strømløpene og øyene i deltaet er under stadig endring. Et detaljert kartmateriale over Nordre Øyeren og Svullet finnes (målestokk 1:20 000) av ny dato (ANØ 1991). Hele Øyeren og Svullet er dekket med til dels omfattende flybildeserier, de eldste stammer fra 1938. En oversikt er gitt i Rørslett (1993). Kvaliteten på bildeseriene er variabel og mange stammer fra vegetasjonsmessig ugunstige tider på året.

Øyeren er en middels næringsrik (**mesotrof**) innsjø. Detaljer om vannkvaliteten i Øyeren blir beskrevet i en egen fagrapport (Martinsen 2002). Øyerens dybde og volumforhold, kombinert med stor vanntilførsel fra Glomma og beliggenheten under marin grense, medfører erosjon, resuspensjon og sedimentasjon av partikulært materiale. De optiske forholdene i Øyeren er preget av disse prosessene.

I Øyerens nedbørfelt er det bosatt i underkant av 500,000 mennesker. Jordbruksbygdene på Romerike bidrar, sammen med bosetning og industri, til en betydelig tilførsel av næringsstoffer til Øyeren. I et "normal" år kommer minst 40% av fosfortilførselen fra Romerikevassdragene; i 1991 hele 57% (ANØ 1992). Rundt 3/4 av befolkningen er tilknyttet renseanlegg.

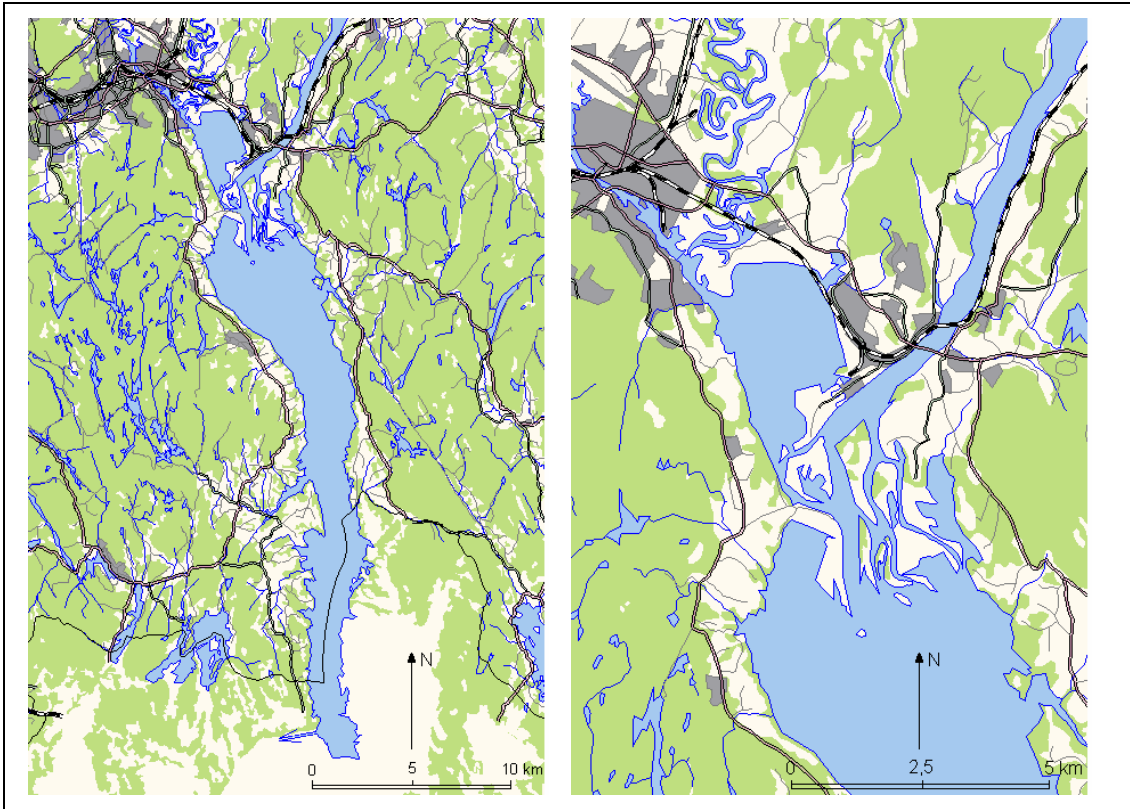
Tabell 2.1 Viktige fysiske data for Øyeren. Lokale vannstander referer seg til Mørkfoss vannmerke (nullpunkt NGO 96.538 m).

Areal:	:	86.7 km ²
Vannvolum	:	1 380 mill. m ³
Høyde over havet	:	101 m
Reguleringshøyder	:	
HRV		4.8m (NGO kote :101.34)
LRV		2.4m (NGO kote: 98.94)
Gjennomsnittsdyp	:	16 m (18.5m uten Svullet/deltaet)
Største dyp	:	75.5 m
Teoretisk oppholdstid	:	ca. 20 døgn

2.2 Feltstudier ved vegetasjonsundersøkelsen 1994-2000

Feltundersøkelser fra båt er utført alle år fra 1994 til 1999, med noen få feltdager i 2000 i tillegg. Det er ofte grunt og vanskelig å ta seg frem i deler av deltaet, slik at ikke alle områder er blitt gjennomgått like grundig. Dessuten viste feltundersøkelsene allerede i 1994 at Nordre Øyeren hadde langt større spatial (romlig) variasjon og mangfold i artsinnhold og vegetasjonssamfunn enn tidligere antatt, slik at det opprinnelige programforslagets tanke om et fast stasjonsnett, innrettet på kvantitativ prøvetaking og karakterisering av vegetasjon, ble forlatt til fordel for et mer "finmasket" nett av kvalitative feltobservasjoner.

I tråd med intensjonene i NIVAs programforslag for Øyeren er hovedvekten lagt på undersøkelse og karakterisering av akvatiske vegetasjonstyper. Disse er i utgangspunktet de ulike utforminger av vann- og våtmarksvegetasjon som er etablert fra median vannstands nivå og under. Vannstandsdata er innhentet fra regulanten (GLB) for dette formålet.



Figur 2.2 Oversiktskart over Øyeren, med nordre Øyeren og Svellet.

2.3 Avgrensning av vannvegetasjonen

2.3.1 Generelt

I denne sammenheng defineres "vannplante" å være en art med "vann" som sitt normale voksested. Rent statistisk kan det vises at denne definisjonen svarer til å sette grensen mellom land- og vannmiljøet ved median vannstand (median = det nivå som holdes 50% av tida eller mer. Se forøvrig Rørslett 1984, 1987a,b, 1989).

Tidligere er det publisert flere sammenstillinger av norske vannplanter (f.eks. Flatberg 1976, Hvoslef & Rørslett 1986). Disse arbeidene bygger på vesentlig ulike prinsipper for å definere hva som utgjør vannplanter. Litt forenklet kan man si at Flatberg (1976) forfektet et morfologisk prinsipp som går på artens form, mens Hvoslef og Rørslett (1986) var opptatt av artens funksjon og tilpasning. I tillegg bruker Hvoslef og Rørslett (1986) en mer presis avgrensning av vannmiljøet (median vannstand) og aksepterer flere arter som vannplanter i deres vannform. Dette gjelder f.eks. vanlig arter som stautpiggknopp (*Sparganium emersum*) og krypsiv (*Juncus supinus*) som er meget vel tilpasset et vannboende liv (Rørslett 1988b) og således åpenbart skal regnes med blant vannplantene (dette gjelder de gjennomgående sterile under vannsmodifikasjonene).

2.3.2 Vannplantenes livsformer og økofysiologiske tilpasninger

En oppdeling i henhold til livsform eller vekstform har lang tradisjon innenfor vannbotanikken. De eldste systemene stammer fra de skandinaviske forskere Raunkiær (1907) og du Rietz (1921). Et slikt system er basert på karplanter og noen få hovedformer (Tabell 2.2). Raunkiær baserte sitt system på livsform, og la særlig vekt på tilpasning til overvintring. Dette passer selvsagt ikke så godt for mange planter i og ved vann, hvor overvintring ikke betyr tilpasning til å tåle kulde. du Rietz tar opp også vekstformer (dvs. morfologisk spesialisering).

Den økomorfologiske tolkningen av Raunkiærs system har fått økt utbredelse i senere år, fordi man har kunnet påvise at vekstform ofte henger sammen med en økologisk tilpasning. Det er sprikende praksis når det gjelder håndteringen av moser og større alger som f.eks. *Nitella* og *Chara* (kransalger). Noen forfattere regner derfor disse formene inn under begrepet "makrovegetasjon" - andre ikke (Sculthorpe 1967, Hutchinson 1975). En tilsvarende tvilrøydighet gjelder bruken av begrepet "høyere vegetasjon", som dels anvendes i en systematisk, dels en morfologisk betydning ("høyere" planter = store planter). Dette begrepet bør derfor gå av bruk og erstattes f.eks. med den internasjonalt gjengse termen "makrofytter" eller "akvatisk makrofytter".

I åras løp har det framkommet et villniss av ulike andre systemer for inndeling av vann- og strandplanter (se f.eks. oversiktene i den Hartog & Segal 1964, Hutchinson 1975, Flatberg 1976, Mäkirinta 1978, Hvoslef & Rørslett 1986). Grunnlagskriteriene er dels form/struktur, dels funksjon (se diskusjon i Hvoslef & Rørslett 1986).

Enkelte forfattere knesetter at "ekte" vannplanter skal kunne fullføre sin seksuelle livssyklus i vann (Hutchinson 1975). Plantene passer likevel sjelden inn i de tvangstrøyene som slike finoppdelte og spesialiserte systemer medfører, og det er liten grunn til å komplisere forholdene mer enn nødvendig. Det er lite praktisk å definere bort f.eks. vannformene av *Juncus supinus* (krypsiv) som etter enhver realistisk fortolkning er, og oppfører seg som, en ekte vannplante. Det er også en tendens til at man stirrer seg blind på ulikheter i vekstform artene imellom, og overser de trekk som avspeiler artenes felles løsning av stoffskifteproblemer i vann. F.eks. er det i dag klarlagt at gruppen 'isoetider' har svært spesielle tilpasninger for å skaffe seg tilstrekkelig karbon til fotosyntesen. I Tabell 2.3 er det ført opp en karakterisering av de kjente økologiske tilpasningene for livsformene i Tabell 2.2.

Isoetidene er det mest karakteristiske vegetasjonselement i norske næringsfattige (oligo-trofe) innsjøer. Denne artsgruppen har svært spesiell tilpasning til sine levevilkår. Rotbiomassen er relativt høy (Sand-Jensen 1978, Sand-Jensen & Søndergaard 1979, Rørslett & Brettum 1989). Dette skyldes CO₂-opptaksmekanismene via sedimentet. Artene utnytter opptatt CO₂ særlig effektivt takket være CAM (Crassulacean Acid Metabolism), jfr. Keeley (1982) og Boston (1986). Veksthastigheten er lav, og artene overvintrer ofte grønne (Kansanen & Niemi 1974, Moeller 1978). Totalbiomasse er gjennomgående under 200 g tørrvekt m⁻², oftest betydelig lavere (Rørslett & Brettum 1989). Øyeren har en rekke arter tilhørende isoetidegruppen, men de er oftest avvikende fra de typiske representantene for kortskuddsplantene (ikke typisk rene rosettplanter).

Mange arter kan forekomme i flere enn én vekstform. I Øyeren kan man eksempelvis finne en art som *Sagittaria sagittifolia* (pilblad) i isoetide-, nymphaeide- og helofyttform. Det samme er tilfelle for stautpiggnopp (*Sparganium emersum*). Fenomenet er for øvrig typisk for nordiske lokaliteter. Lohammar (1938) viser til skiftende oppførsel hos *Sagittaria*-, *Sparganium*-arter og *Butomus umbellatus*, i henholdsvis midtre og nordlige deler av Sverige. I Kautokeino-vassdraget opptrer *Butomus* bare i en nedsenket, steril vekstform og likner her slående på en grovvokst *Sparganium* (Traen *et al.* 1981).

En kjenner flere tilfeller der vannplanter i noen grad endrer sin økofysiologiske adferd i samband med skifte av vekstform. *Littorella* bruker f.eks. bare CAM-metabolisme når arten vokser submers (Aulio 1985), det samme gjelder amfibiske *Isoëtes*-arter (Keeley 1982). Det er derfor naturlig å plassere en art i flere grupper dersom den opptrer i flere former. Slike problemer er særlig relevant dersom man arbeider med flora og vegetasjon i regulerte vassdrag og innsjøer (Andersen 1983, Andersen & Fremstad 1986, Østerbrøt 1986, Rørslett 1988a,b, 1989).

I større regionale undersøkelser er forskjellige gruppetilordninger uheldige dersom data-innsamlingen ikke bygger på en enhetlig praksis. I slike tilfeller må artens "normale" oppførsel spille en avgjørende rolle når man velger plassering. Det må likevel være slingringsrom for å regne en art til en innsjøes vannvegetasjon hvis den lokale populasjonen opptrer klart akvatisk, dvs. er neddykket mer enn 50% av vekstsesongen. Denne praksis er fulgt av Rørslett (1991) i en kompilering av arts-statistikk fra nordeuropeiske innsjøer. Konsekvensen for artsantallet på én lokalitet er beskjedent i forhold til det "mørke"-tallet slike data alltid er belempret med. Hovedproblemet vil alltid være å hankses med en uklar avgrensning mot sump- og landvegetasjon, fordi disse gruppene alltid er langt rikere på arter enn vannvegetasjonen.

Tabell 2.2 Livsformoppdeling av vann- og sumpplanter. I hovedsak basert på Raunkiær (1907) og du Rietz (1921).

Livsform (økomorfologisk gruppe):	Planter som vokser:
Helofytter - overvannsplanter (He)	ved vann og våte steder (ikke funksjonelt avhengig av en vannboende tilværelse),
Isoëtider - kortskudds(rosett)planter (Is)	i vann, ofte tørrlagt (amfibisk),
Nymphaeider – flytebladsplanter (Ny)	på overflaten og under vann,
Elodeider - langskuddsplanter (El)	under vann,
Lemnider - frittflytende planter (Le)	på eller like under vannoverflaten

Tabell 2.3 Økofysiologisk gruppering av vannvegetasjon (eksklusiv helofyttene).

Gruppe:	Typiske arter	Karbon-kilde	Næringssalter fra	Rot-biomasse
Isoëtider	<i>Isoëtes</i>	CAM metabolisme	Sediment	Stor
	<i>Littorella</i>	CO ₂ (sediment) +CAM	- " -	-"
	<i>Lobelia</i>	CO ₂ (sediment)	- " -	-"
Nymphaeider	<i>Nymphaea</i>	CO ₂ fra luft	Sediment	Stor
Elodeider	<i>Elodea</i>	HCO ₃ fra vann	Vann (K, N), evt. sediment	Liten
	<i>Ceratophyllum</i>		(P)	
"	<i>Potamogeton</i>	fakultativt CO ₂ +vann (K,N?)	-"	-"
"	<i>Myriophyllum</i>	CO ₂ vann	-"	-"
Lemnider	<i>Lemna</i>	CO ₂ fra luft	Vann	Liten - middels

2.4 Biologiske effekter i en regulert innsjø

Vannstandsreguleringer påvirker naturmiljøet såvel direkte som indirekte. I utgangspunktet er ethvert reguleringsinngrep av overveiende fysisk karakter siden man "styrer" rytmen for vannstandsendringer i forhold til en gitt naturtilstand. Også permanente nivåendringer (senking, oppdemming) og stabilisering av vannstand er fysiske inngrep i et akvatisk økosystem. Se for øvrig Rørslett (1984, 1988a, b) for en mer teoretisk behandling av reguleringsseffektene på det fysiske miljøet. Det kan også nevnes sektormessige sammenstillinger av kunnskapsnivået, f.eks. Andersen & Fremstad (1986), Bevanger & Thorsrud (1986) og Nøst *et al.* (1986).

Mer indirekte virkninger kommer fra utlekking av næringsstoffer, erosjon osv. Lys- og temperaturforhold kan forandres (Rørslett 1988a). På sikt vil primærproduksjonen i de frie vannmasser endres, som regel i en negativ retning, selv om det ofte kan påvises en kortvarig produksjonsøkning etter at reguleringen er iverksatt ("oppdemmingseffekt").

Også når det gjelder artsmangfold (diversitet) er det dokumentert at reguleringsinngrep kan ha såvel positive som negative utslag, selv om det er utarming av artsrikdom som mest gjør seg gjeldende. Innsjøer med samme nominelle reguleringshøyde kan gi vesentlig ulike responser hva de biologiske samfunnene angår. Slike forskjeller kan oppstå fordi tidsrytme og grad av stabilitet i vannstand kan være vesensforskjellig selv om reguleringshøyden er lik (Rørslett 1984, 1989). Det er dessuten sannsynlig at artene kan reagere individuelt og arts-spesifikt på hydrologiske endringer og andre ytre miljøfaktorer.

Vårt kjennskap til virkningene av vassdragsreguleringer og en økende innsikt i de økologiske prosesser som er forbundet med økosystemets respons ("svar") er betydelig større nå enn tidligere, og det eksisterer flere modeller som søker å tallfeste den økologiske betydningen av et reguleringsinngrep. Mulighetene foreligger således for å vurdere ulike alternativer for manøvrering. Men i alle tilfelle kan *ikke* dagens modeller ukritisk brukes uten at det hentes inn de nødvendige empiriske underlagsdata.

I samband med hjemfall av en konsesjon er det naturlig å ta opp til vurdering hvorvidt manøvreringen av et reguleringsobjekt kan harmoniseres med miljømessige hensyn. Med manøvrering forstås da såvel tidsrytmen for vannstandsfluktuasjoner, som omfanget av disse. Store deler av de vernede områdene i Øyeren er utsatt for tørrelgging og erosjon under dagens situasjon. Betydningen av dette forholdet for økosystemet i Øyeren er ikke avklart. Generelt sett er alle vannboende organismesamfunn tilpasset et liv *i vann* og tørrelgging medfører alltid tap av biomasse eller gir en stressbelastning. I denne sammenhengen er vannstandsendringer om vinteren i størrelsesorden 30-60 cm av stor prinsipiell betydning, siden det er store bunneareal som vil bli satt under vann, eller blir tørrlagt, ved en såpass liten justering av vannstands nivået. Is- og frostpåvirkning må være én faktor som endres kraftig under ulike reguleringsregimer i Øyeren. Modeller finnes i dag for å kvantifisere slik påvirkning (Rørslett 1987a, 1988b, Rørslett & Agami, 1987).

Mye av det tilgjengelige datamaterialet på forholdet regulering-vegetasjon fokuserer på vintersituasjonen, siden nedtapping og isskuring er viktige fysiske endringer i mange innsjøer (Rørslett 1984, Brandrud *et al.* 1994). Mindre vektlagt er endringer i vannstand i sommerhalvåret. Erfaringene fra Øyeren er at denne tidsperioden kan være av stor betydning for utviklingen av plantesamfunnene i et regulert innsjøsystem.

2.5 Tidsendringer i vannvegetasjon

2.5.1 Metodiske utfordringer

Endringer i vegetasjonen på en gitt lokalitet kan anta flere ulike aspekter, av såvel kvantitativ som kvalitativ natur (Macan 1977, Rørslett 1994):

- Nye arter kan komme inn
- Eksisterende arter kan forsvinne
- Tilstedeværende arter kan øke i mengde
- Arter kan gå tilbake i omfang uten å forsvinne
- Det kan skje forskyvninger (opp/ned) langs f.eks. vertikalgradienten

Tidsendringer i undervannsvegetasjon er statistisk og faglig sett komplisert å påvise dersom forandringene ikke er utpregede, kvantitativt sett. Dette skyldes bl.a. at slik vegetasjon nesten bestandig besitter en meget høy grad av ujevn fordeling ("patchiness"), slik at ulikheter fra ett tidspunkt til det neste like gjerne kan komme av lokalvariasjon som være uttrykk for en reell endring. Bruk av faste prøveflater vil kunne dempe disse vanskelighetene, helt eller delvis.

Ulempen ved tidsstudier der det bare eksisterer to prøvetidspunkt (T_1 og T_2) er at slike data simpelthen mangler ekstra "frihetsgrader". Det er flere muligheter for hvordan forskjellene ved de to tidspunktene kunne oppstå, og det kan *a posteriori* ikke avgjøres hvilken av disse forklaringene som er korrekt:

1. Det kan være en naturlig bølgedal i forekomst ved tidspunkt T_1 , som sammenliknet med situasjonen ved tidspunkt T_2 gir inntrykk av en reell endring
2. Vegetasjonens artssammensetning er endret, men ikke dens kvantitativ utvikling
3. Vegetasjonens artssammensetning er uendret, men kvantitativ forekomst er endret
4. Det kan ha skjedd sammenfallende endringer både i artsinventar og mengde av vannvegetasjon
5. Det kan ha vært prøvetakingsfeil og andre tilfeldigheter som slår ulikt ut ved tidspunkt T_1 og T_2 . Sannsynligheten er betydelig for at det f.eks. vil kunne påvises flere arter ved T_2 dersom observatøren har helt, eller delvis, kjennskap til observasjonene ved T_1 .

Data som er innhentet ved flere tidspunkter vil, til en viss grad, avbøte problemene og det er høyst påkrevd at tidsseriene utføres på en slik måte at de gir tolkbare data. Det er et tankekors at man for ettertiden vil miste kunnskap om utviklingen f.eks. i vannvegetasjonen fordi det ikke satses på faglig forsvarlige registreringer over tid. En sammenlikning med en enkeltstående, eldre undersøkelse er selvsagt bedre enn ingenting, men man må i langt større grad enn tilfellet er nå være påpasselig med tolkningene av eventuelle forskjeller. De naturlige svingningene som kan forventes i et akvatisk plantedekke er det spesielt viktig å ha godt kjennskap til. De statistiske feilmarginer pga. prøvetakingsopplegg og observatørfeil kan heller ikke overses. Derfor vil det kreves store observerte endringer før de kan ansees å være reelle. Den klumpvise romfordelingen som alle vegetasjonsdata har, forsterker behovet for et stort prøveantall (Rørslett 1987a, b).

2.5.2 Kartlegging

Flybilder har supplert feltundersøkelsene og gitt grunnlag for utarbeidelse av et detaljert vegetasjonskart. Det er utført spesielt tilpasset flyfotografering over Nordre Øyeren og Svellet i 1995-97. En mindre del av området ble dekket i 1998. Bortsett fra i 1995, hvor vanlig fargefilm ble anvendt, er alle opptak gjort med infrarød (IR) falskfargefilm, i målestokk rundt 1:10.000. Bildene er skannet inn på en Agfa Duoscan skanner og lagret med oppløsning på 500 dpi ved 100%, noe som gir filstørrelse ca 55 MB pr. opptak i 24-bits TIF format. Filene ble arkivert på utskiftbare datamedia for påfølgende bildeanalyse ved hjelp av Photoshop v.4/5/5.5, ScanPro 4.0 og ArcView 3.1.

2.6 Hydrologi

Hydrologiske forhold i Øyeren er utførlig behandlet av GLB (2000) og det henvises til dette arbeidet for detaljer. En kort oppsummering av forhold som angår vegetasjonens vekstmiljø er gitt i de videre avsnitt.

Vannstandskurvene for 1960-1977 og 1978-2000

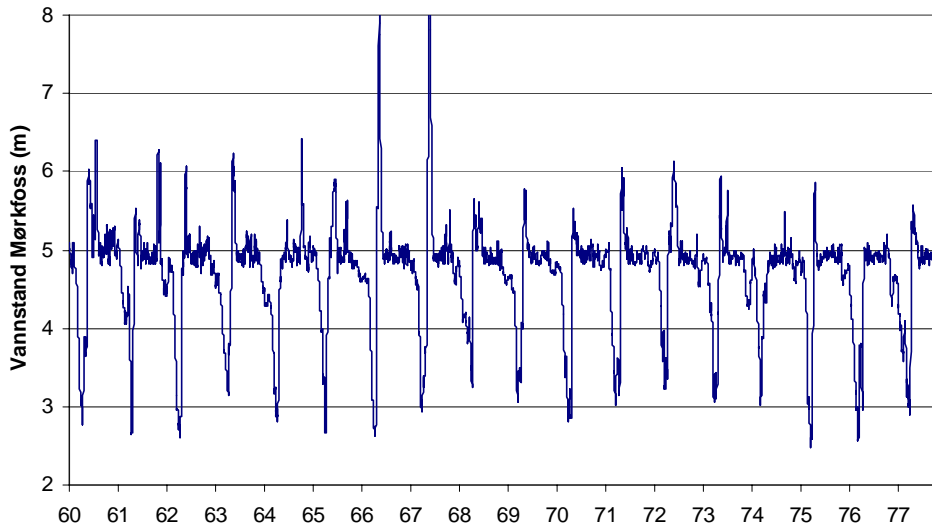
Figur 2.3 og Figur 2.4 viser at undersøkelsesperioden 1994-1999(-2000) skiller seg betydelig fra foregående 5-årsperiode. Året 1994 kan betegnes som "normalt", 1995 hadde storflom på forsommeren etterfulgt av relativt lav sommervannstand, 1996 hadde knapt vårflo og sommeren hadde svært lav vannstand, 1997 var både "tørr" (sommer) og "fuktig" (etter-sommer-høst), mens 1998 og senere år har hatt betydelig høyere sommervannstand enn normalt. I 1996-99 ble det foretatt pendlingsforsøk i siste del av august og i september. Samtlige år i prosjektperioden har hatt mer variabel vannstand sommerstid enn forutgående år. Man må gå minst tilbake til 1980-tallet for å finne tilsvarende forhold.

For den vegetasjonsfaglige vurderingen har det i utgangspunktet vært kompliserende med så skiftende hydrologiske situasjoner i prosjektperioden. Grunnen til dette er at det ikke eksisterer en tilstrekkelig god kontroll på respons i forhold til ulike ytre faktorer. Dersom data innhentes for et mer omfattende tidsrom stiller saken seg annerledes, siden sjansen for å få gjentakelser av miljøforhold øker.

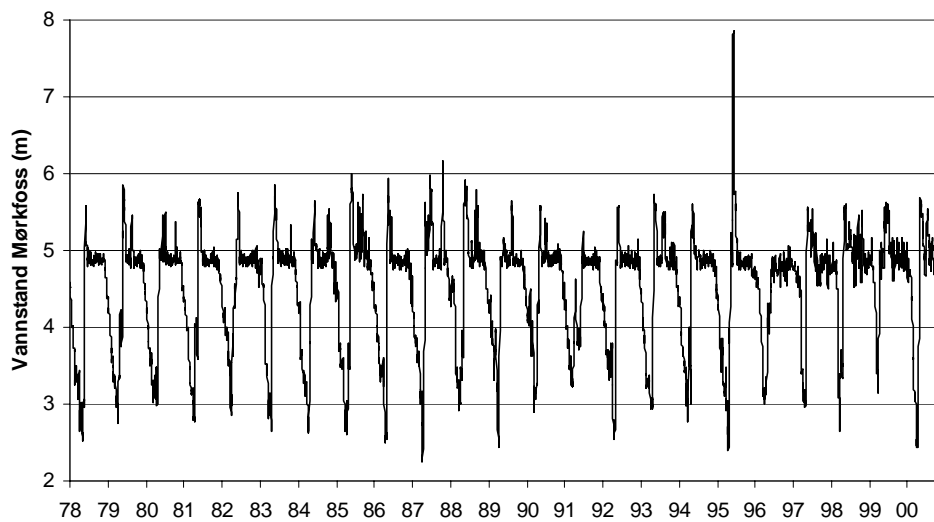
Noen hydrologiske parametre av betydning for vegetasjonsundersøkelsene er stilt sammen nedenfor. Det er gjort en sammenstilling basert på hele året og en deloppstilling for selve vegetasjonsperioden (anslått til tidsrommet 1.5-1.9).

Tabell 2.4 Vannstandsparametre for Øyeren 1960-77 (A) og 1978-2000 (B).

Vannstandsparameter	Kotehøyde Mørkfoss		NGO (1954)		z-skala (Rørslett, 1984)	
	1960- 1977	1978- 2000	1960-1977	1978-2000	1960-1977	1978-2000
<i>Hele året</i>						
Median	4,87	4,82	101,41	101,36	0,0	0,0
10-persentil	3,61	3,32	100,15	99,86	-1,26	-1,5
90-persentil	5,19	5,17	101,73	101,71	+0,32	+0,35
Variasjonsbredde	1,52	1,85				
<i>Veksts sesong mai-august</i>						
Median	4,95	4,92	101,49	101,46	+0,08	+0,10
10-persentil	4,85	4,80	101,39	101,34	-0,02	-0,02
90-persentil	5,61	5,50	102,15	101,71	+0,74	+0,68
Variasjonsbredde	0,76	0,70				



Figur 2.3 Vannstandsvariasjoner i Øyeren 1960-77. Data fra VM Mørkfoss. Maksimumsverdien 1967 var 10.07 m.

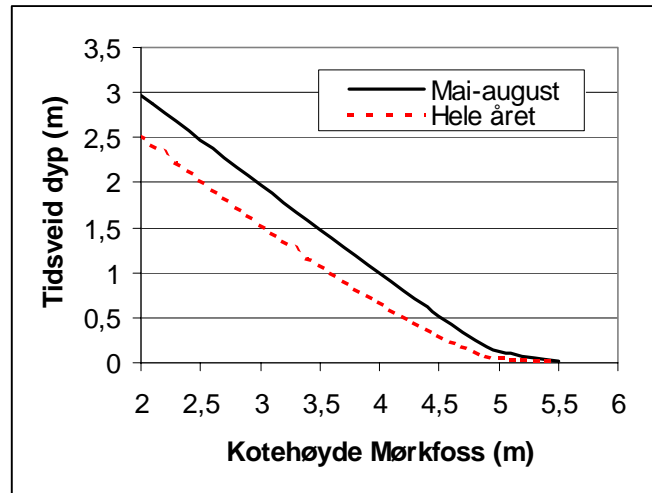


Figur 2.4 Vannstandsvariasjoner i Øyeren 1978-2000. Data fra VM Mørkfoss.

Den gjennomsnittlige vannhøyden ("tidsveid dyp") over et punkt z i vertikalgradienten, $D(z)$, er gitt ved

$$D(z) = \int_z^{+\infty} (u - z) p(u) du \quad (2.1)$$

hvor $p(u)$ = sannsynlighetsfordelingen av vannstander.



Figur 2.5 Tidsveid dyp $D(z)$ i forhold til kotehøyde i Øyeren. Data fra 1978-2000.

Som vist i Figur 2.5 er det tidsveide dypet ikke lineært i forhold til posisjon i vertikalgradienten. Denne ulineariteten gjør seg sterkest gjeldende over kote 4.5 på Mørkfoss. Dette betyr at miljøfaktorer i vertikalgradienten fra omlag 4.5 (tilsvarende kote 101,04) og høyere påvirkes sterkest av endringer i vannstand.

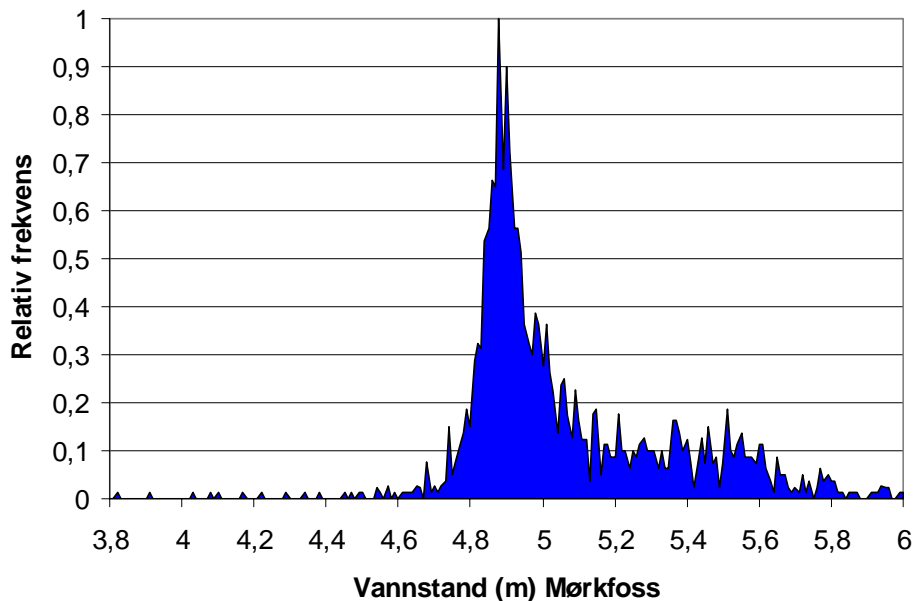
Det er, ikke uventet, en betydelig forskjell også mellom sommerhalvåret og hele året angående tidsveid dyp. Vekstsesongen, som i Øyeren er fra mai til august for vannvegetasjonen, kjennetegnes av 20-30 cm større tidsveid dyp (gjennomsnittlig vannhøyde) over kote 101 enn om man betrakter hele året.

Ulike statistiske mål i tillegg brukes for å angi egenskaper og trender i vannstandsvariasjoner. Det er viktig å kjenne den underliggende frekvensfordelingen av vannstanden når parametre som midlere og median vannstand anvendes. Bare i en perfekt symmetrisk frekvensfordeling kan median og middel brukes om hverandre. Vannstanden i Øyeren, i likhet med situasjonen i de fleste regulerte innsjøer, har en sterkt asymmetrisk frekvensfordeling. Figur 2.6 viser fordelingen av vannstander i månedene juni-juli. Da reglementet sier at vannstanden om sommeren (etter flommen) og høsten skal hindres i å underskride 4,8 m, blir den sterkt høyreskjeve frekvensfordelingen åpenbar. At HRV er 4,80 m betyr i dette tilfellet ikke at f.eks. medianvannstanden ligger på dette nivået. Som Tabell 2.5 nedenfor viser er det nær 90% sannsynlighet for at vannstanden i Øyeren ligger høyere enn HRV i begge disse månedene. Dette forholdet må man ha for øyet når grenseverdier for vannstand i Øyeren diskuteres.

Tabell 2.5 Statistiske mål for vannstanden i Øyeren i månedene juni og juli, for tidsrommet 1978-2000. Vannstand på Mørkfoss vannmerke (nullpunkt = 96,54 moh). Basert på data fra GLB.

	Juni-juli	Juli
Middelverdi	5,07 m	4,99 m
Median	4,95 m	4,92 m
Minimum (1991)	3,74 m	4,58 m
Maksimum /1995)	7,85 m	5,81 m
90-persentil overskridelse	4,81 m	4,81 m

10-persentil overskridelse	5,52 m	5,35 m
----------------------------	--------	--------



Figur 2.6 Frekvensfordelingen av døgnvannstander i Øyeren i juni-juli for perioden 1978-2000. Data fra GLB.

2.7 Vannmassenes optiske egenskaper

Vanligvis måles irradians, E , som er veid fluks (energi, kvante) pr. flate- og tidsenhet. Vi kan måle både nedstrålende (“downwelling”) og oppstrålende (“upwelling”) irradians i vannsøylen. Brukes energifluks har E benevnningen $W m^{-2}$, som kvantefluks uttrykkes E i $\mu mol m^{-2} s^{-1}$ (før gjerne kalt $\mu Einstein m^{-2} s^{-1}$). Tidsintegralet av E kalles insolasjon, Q , med benevnning $W m^{-2}$ eller $mol m^{-2}$. Integrasjonstiden bør oppgis om den ikke er ett døgn. Man bør legge merke til at gjennomsnittsinolasjon får samme formelle benevnning som irradians. Begrepene bør likevel holdes godt fra hverandre.

Irradians måles vanligvis over en romvinkel på 2π med en flat målecelle og referer til den nedstrålende eller oppstrålende lysstrøm ved målepunktet. Radiansbidraget fra en gitt vinkel er her kosinuskorrigert. Skalar irradians, E_0 , måles over en romvinkel på 4π og utgjør et uveid mål for radiansbidraget uten kosinuskorreksjon. Skalar irradians har alltid en større numerisk verdi enn nedstrålende irradians ved samme målepunkt. Frittsvevende organismer vil ha en lystilgang som best estimeres ved skalar irradians, fordi de kan motta radians fra alle retninger.

Under vann svekkes den nedstrålende irradiansen relativt hurtig, ved prosesser som spredning (scattering) og absorpsjon. For å beregne lysstrømmen over sted og tid er det nødvendig å ha en parameterisert modell for lyssvekningen. Det er vist tidligere at den klart beste modellen for dette formålet er gitt ved en modifisert Weibull-funksjon (Rørslett 1996, Rørslett, Schwarz & Hawes 1996),

$$E_d(v, t) = T_s(t)E(0_+, t) \exp[-bV^c] \quad (2.2)$$

hvor: v er vanddyb, t er tid, $T_s(t)$ er transmittans gjennom vannoverflaten, $E(v, t)$ er nedstrålende ("downwelling") irradians og $E(0_+, t)$ er innfallende irradians på vannoverflaten. Det er viktig å foreta simultane målinger over og under vann, og ikke anta at innfallende lys er konstant over tid (hvilket aldri er tilfelle). Hurtige lysskiftninger i løpet av få sekunder er typisk for et vannmiljø, og det stilles derfor krav til et høyt antall målepunkter for å redusere støyen i datamaterialet. Bruk av datalogger er derfor en nødvendig forutsetning for mer avanserte optiske målinger. En Licor Li-1000 logger er anvendt i Øyeren.

Ved å betrakte transmittans gjennom vannflaten som konstant (i utgangspunktet en rimelig antakelse for korte tidsrom) inneholder modellen tre parametre, $\{b, c, T_s\}$. Disse må estimeres ved numeriske metoder. Programpakken **Statistica** er anvendt for formålet. Beregningen er komplisert fordi datamodellen er ikke-lineær, dette ses lett om dataene logtransformeres,

$$\ln E_d(v, t) = \ln T_s + \ln E(0_+, t) - bV^c \quad (2.3)$$

Erfaringsmessig vil parameter-estimatet for T_s ha en betydelig usikkerhet, selv om forklaringsgraden for Weibullmodellens tilpasning er så høy som 99,9%. Det er derfor noe problematisk å beregne den reelle transmittansen gjennom vannoverflaten fra denne typen datamodeller. Årsaken til dette er bl.a. at modellen forutsetter T_s som stasjonær i tid, hvilket trolig ikke er gyldig for kortere tidsperioder (Rørslett, Hawes & Schwarz 1997).

En enkel optisk indikator på partikkelinnholdet i vannmassene er gitt ved reflektansen, R , definert som forholdet mellom opp- og nedstrømmende irradians,

$$R(v, t) = E_u(v, t)/E_d(v, t) \quad (2.4)$$

Reflektansen stiger vanligvis mot dypet inntil lysfeltet under vann er helt diffust (lik spredning i alle retninger). Norske innsjøer har ofte reflektans under 1% og dette gir vannet en mørk farge. Økt grumsing i vannmassene, som i Øyeren, vil gi utslag i form av høyere reflektans og en noe lysere, til dels blakket, vannfarge. Siden både opp- og nedstrømmende irradians er rutinemessig målt i Øyeren besitter man et fullstendig datamateriale på reflektansen.

Andre optiske parametre, som skalar irradians og spektralfordelingen av lysfeltet under vann, er også målt i Øyeren, men datamaterialet er foreløpig ikke ferdig bearbeidet og vil derfor heller bli presentert i en annen sammenheng.

3 Resultater fra vegetasjonsinventeringene

3.1 Vann- og sumpvegetasjon. Floristikk

Vannvegetasjonen i Øyeren er satt opp i Tabell 3.1, mens sumpvegetasjonen (helofytter mv.) finnes i Tabell 3.2 A-B. Artenes forekomst er angitt på en 4-delt skala, sammen med merknader om forekomstmønster, rødlistestatus osv.

Følgende skala er brukt ;

- * Sjelden, funnet på et fåtall lokaliteter † utdødd
- ** Hist og her, men sjelden i større mengde
- *** Nokså vanlig, stedvis dominerende
- **** Meget vanlig, dominerende i vegetasjonsbildet

Tabell 3.1 Vannplanter i Øyeren, inklusiv Nordre Øyeren naturreservat. Artene er tatt med etter kriteriene satt opp av Murphy et al. (1990) og Rørslett (1991a). Opplysninger fra Skulberg og Rørslett (1972), Valland (1978) og upubliserte registreringer. En tidligere publisert forekomst av krypsiv (*Juncus supinus*) (Skulberg & Rørslett 1972) har ikke kunnet verifiseres med herbariebelegg og er derfor tatt ut av oversikten.

Livsformgruppe/norsk navn	Vitenskapelig navn	Forekomst	Kommentar
Isoetider (kortsukksarter):			
Vassreverumpe	<i>Alopecurus aequalis</i> Sobol.	*(*)	Variabel forekomst, langt mindre vanlig enn før. Den nærstående arten <i>knereverumpe</i> kan stundom forekomme på tørrlagte strender.
Dverggras	<i>Coleanthus subtilis</i> (Seidl.)Tratt.	†	Utdødd. Funnet 1832-36. Oppført som Extinct (Ex) på norsk rødliste.
Firling	<i>Crassula aquatica</i> (L.)Schönl.	**(*)	Ettårig. Store variasjoner i forekomst fra år til år, av og til i store mengder.
Korsevjeblom	<i>Elatine hydropiper</i> L.	*	Mange rapporterte funn kan være <i>E. orthosperma</i>
Vrangevjeblom	<i>Elatine orthosperma</i> Düb.	*(*)	Hist og her, enkelte år ganske vanlig. Grunt vann og tørrlagt strand.
Trefelt evjeblom	<i>Elatine triandra</i> Schkuhr	*	På tilbakegang. Mest på beskyttede lokaliteter.
Nålesivaks	<i>Eleocharis acicularis</i> (L.) R. & S.	****	Karakterart i hele området. Svært vanlig på eksponert strand.
Mykt brasmegras	<i>Isoetes echinospora</i> Dur.	**	På sterk tilbakegang.
(Stivt brasmegras *)	<i>Isoetes lacustris</i> L.	(*)?	Driveksemlar funnet i 2000. Usikker forekomst i Øyeren, finnes høyere opp i vassdraget..
Vasskryp	<i>Lythrum (= Peplis) portula</i> L.	*	Sterk tilbakegang og forsvunnet fra de fleste eldre lokalitetene.
Evjeslirekne	<i>Polygonum foliosum</i> Huds.	†?	Ikke funnet etter 1980. Trolig utgått. Rødliste.
Evjesoleie	<i>Ranunculus reptans</i> L.	***(*)	Karakterart i området, men store variasjoner fra år til år.
Sylblad	<i>Subularia aquatica</i> L.	**(*)	Ettårig. Store variasjoner i forekomst fra år til år.

(forts. neste side)

Elodeider (langskuddsarter: undervannsplanter):			
Sprikevasshår	<i>Callitriche cophocarpa</i> Sendtn.	*	Mest i bakevjer o.l. Klart begunstiget av god nærings-tilgang.
Klovasshår	<i>Callitriche hamulata</i> Kütz,	*	Sporadisk forekomst, mest i tilknytning til elveløpene. Er mer vanlig i selve Glomma oppstrøms Øyeren.
Småvasshår	<i>Callitriche palustris</i> L.	**(*)	Over hele Øyeren, typisk art for langgrunne og tørrlagte strender. Enkelte år med stor forekomst. Alltid fertil.
Dikevasshår	<i>Callitriche stagnalis</i> Scop.	*	Mest i Svellet/Mærkja. På beskyttede lokaliteter.
Hornblad	<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	*	Sterk tilbakegang i hele regionen, nå svært sjelden i selve Øyeren..
Vasspest	<i>Elodea canadensis</i> Michx.	*(*)	Variabel forekomst fra år til år. Tilbakegang på flere eldre lokaliteter, men rask reetablering mulig..
Hesterumpe	<i>Hippuris vulgaris</i> L.	*	Undervannsform hist og her, mest på beskyttede steder.
Vanlig tusenblad	<i>Myriophyllum alterniflorum</i> DC.	**(*)	Vanligst i midtre og søndre deler av Øyeren, og i strømløp. Noe tilbakegang.
Rust-tjønnaks	<i>Potamogeton alpinus</i> Balb.	*	Spredd rundt hele Øyeren. Mest på mindre eksponerte lokaliteter.
Småttjønnaks	<i>Potamogeton berchtoldii</i> Fieb. (= " <i>P. pusillus</i> ")	*(*)	Spredd forekomst, enkelte år mer vanlig. Funnet over det meste av Øyeren, men aldri i større mengder.
Grastjønnaks	<i>Potamogeton gramineus</i> L.	**	Vanlig langs strømløpene i deltaet, mer skiftende forekomst ellers sørover.
(grastjønnaks x vanl. tjønnaks)	<i>Potamogeton gramineus x natans</i> (= <i>P. x sparganifolius</i> Læst.)	*	Et par spredte forekomster i Svellet og utløpet av Nitelva. Trolig ustabil. Bare steril.
(grastjønnaks x hjertetjønnaks)	<i>Potamogeton gramineus x perfoliatus</i> (= <i>P. x nitens</i> Web.)	*	Ikke uvanlig, spesielt langs strømløpene i deltaet. Variabel fra år til år.
Butt-tjønnaks	<i>Potamogeton obtusifolius</i> M. & K.	*	Bare på beskyttede steder, i fremgang.
Granntjønnaks	<i>Potamogeton pusillus</i> L. em. Dandy & Taylor (= <i>P. panormitanus</i> Biv.)	*	Rødliste. Tilbakegang. Enkelte år nesten helt fraværende.
Bust-tjønnaks	<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	*	Beskyttede lokaliteter med god næringstilgang. I fremgang.
Hjertetjønnaks	<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	***(*)	Karakterart. Stor tilbakegang ute på deltaplattformen.
Nøkketjønnaks	<i>Potamogeton praelongus</i> Wulff.	(*)	Funnet i driv.
Storvass-soleie	<i>Ranunculus peltatus</i> Schrank	**(*)	Hovedsakelig langs elveløpene i deltaet. Mer spredd ellers i Øyeren.
Småvass-soleie	<i>Ranunculus aquatilis</i> L. (= <i>R. trichophyllum</i> Chaix)	*(*)	Uklar systematisk stilling. Stedvis nok så vanlig på grunt vann.

(forts. neste side)

Gytjeblererot	<i>Utricularia intermedia</i> R.Br.	**	I vannhull o.l.. beskyttede steder.
Småblærerot	<i>Utricularia minor</i> L.	*	Funnet i driv flere steder.
Storblærerot	<i>Utricularia vulgaris</i> L.	*	Sterk tilbakegang
Vasskrans	<i>Zannichellia palustris</i> L.	†?	Ikke gjenfunnet etter 1967
Nymphaeider (flytebladsplanter):			
Gul nøkkerose	<i>Nuphar lutea</i> (L.)Sibth & Sm.	**	Følger Nitelva inn i Svillet. Flekkvis forekomst ellers i Øyerne.
Hvit nøkkerose	<i>Nymphaea alba</i> (coll.)	*	Valland (1978). Ikke gjenfunnet
Vass-slirekne	<i>Persicaria</i> (= <i>Polygonum</i>) <i>amphibia</i> (L.)Gray	**(*)	Spredd-vanlig rundt hele Øyeren. Meget variabel blomstring.
Vanlig tjønnaks	<i>Potamogeton natans</i> L.	**	
Pilblad	<i>Sagittaria sagittifolia</i> L.	***(*)	Undervannsformen er nokså vanlig på deltaplattformen
Flótgras	<i>Sparganium angustifolium</i> Michx.	****	Karakterart. Undervannsform
Stautpiggeknope	<i>Sparganium emersum</i>	***(*)	Karakterart. Undervanns- og halvflytende former. Vanligst i nordre deler av Øyeren og i Svillet.
Småpiggeknope	<i>Sparganium natans</i> L. (= <i>S. minimum</i> Fr.)	(*)	Ikke gjenfunnet etter 1990.
Lemnider (flytere: frittflytende planter)			
Vanlig andemat	<i>Lemna minor</i> L.	***	Nokså vanlig overalt, men stor forekomst bare på beskyttede steder.
Korsandemat	<i>Lemna trisulca</i> L.	*	Rødliste. Hist og her i deltaet, mest i driv.
Vass-salat	<i>Pistia stratiotes</i> L.	†	Funnet 1988-89. Utgått.
Vassgaffelmose	<i>Riccia fluitans</i> L.	*	Meget spredd, beskyttede steder. Rødliste.
Svanemat	<i>Ricciocarpus natans</i> (L.) Corda	(*)	Funnet første gang i 2000 i Mærkja. Få individer. Rødliste. Meget sjelden.
Stor andemat	<i>Spirodela polyrrhiza</i> (L.)Schleid.	*	Rødliste. Trolig med sterk tilbakegang.
Kransalger:			
	<i>Chara braunii</i> Gmel.	*	Rødliste. Meget sjelden og sterkt truet i Skandinavia
	<i>Nitella mucronata</i> (A.Br.)Miq.	*	Langangen (1996). Rødliste. Meget sjelden.
	<i>Nitella opaca</i> (L.)Ag.	**(*)	Meget variabel forekomst fra år til år.

Tabell 3.2 Arter i strandsonen og i våtmarkene rundt Øyeren.

A. Helofytter og arter med tyngdepunkt i selve strandsonen.

Kalmusrot	<i>Acorus calamus</i>	*	Sjelden. Funnet ved utløpet av Prestå.
Vassgro	<i>Alisma plantago-aquatica</i>	***(*)	Store variasjoner fra år til annet
Vassrørkvein	<i>Calamagrostis canescens</i>	****	Karakterart. Samfunnsdannende.
Kvass-starr	<i>Carex acuta</i>	****	Karakterart. Samfunnsdannende.
Nordlandsstarr	<i>Carex aquatilis</i>	****	Karakterart . Mer vanlig enn kvass-starr i deltaet
Flaskestarr	<i>Carex rostrata</i>	**	Mest på beskyttede voksesteder.
Selsnepe	<i>Cicuta virosa</i>	***	Karakterart. Vanligst i nord, men finnes rundt hele Øyeren.
Elvesnelle	<i>Equisetum fluviatile</i>	****	Karakterart, særlig på mindre eksponerte områder.
Buesøtgras	<i>Glyceria declinata</i>	† ?	Rødlistet art. Ikke gjenfunnet etter 1990.
Mannasøtgras	<i>Glyceria fluitans</i>	**(*)	Spredt-vanlig rundt hele Øyeren. Rene vannformer er vanligst i nord.
Kjempesøtgras	<i>Glyceria maxima</i>	*	Mest i Svellet.
Gul sverdlilje	<i>Iris pseudacorus</i>	***	Spredt-vanlig rundt hele Øyeren.
Gulldusk	<i>Lysimachia thyrsoflora</i>	***	Spredt-vanlig rundt hele Øyeren.
Kattehale	<i>Lythrum salicaria</i>	***	Spredt-vanlig rundt hele Øyeren.
Strandrør	<i>Phalaris arundinacea</i>	***	Spredt-vanlig rundt hele Øyeren.
Takrør	<i>Phragmites australis</i>	*	Stedvis mindre kolonier. Ikke vanlig.
Vasshøymol	<i>Rumex aquaticus</i>	***	Forekommer rundt hele Øyeren.
Kjempepiggnopp	<i>Sparganium erectum</i>	**(*)	Mest i Nitelva og Mærkja. Stor variasjon og mulig tilbakegang.
Brei dunkjevle	<i>Typha latifolia</i>	**(*)	Karakterart. Under sterk spredning i nord.

B. Arter med tyngdepunkt i fuktengene, kan forekomme noe nedover i strandsonen. Noen arter kan dessuten forekomme som (sterile) undervannsformer, men dette er verken typisk eller vanlig.

Krypkvein	<i>Agrostis stolonifera</i>	**	Nokså vanlig. Også i vannform.
Knereverumpe	<i>Alopecurus geniculatus</i>	**	Nokså vanlig, oftest på forstyrret mark.
Nikkebrønsl	<i>Bidens cernua</i>	*	Rødliste. Tilbakegang.
Flikbrønsl	<i>Bidens tripartita</i>	***	
Skogrørkvein	<i>Calamagrostis purpurea</i>	**	Spredt-vanlig i området.
Soleihov, bekkeblom	<i>Caltha palustris</i>	****	
Bekkekarse	<i>Cardamine amara</i>	*	
Kjevlestarr	<i>Carex diandra</i>	*	
Stolpestarr	<i>Carex juncella</i>	**	
Slåtestarr	<i>Carex nigra</i>	***	

(forts. neste side)

Elvebunke	<i>Deschampsia cespitosa</i> ssp. <i>glauca</i>	**	Nokså vanlig, ofte på tørrlagt strand. Følger Glommavassdraget til havet. Rødliste.
Myksivaks	<i>Eleocharis mamillata</i>	**	
Sumpsivaks	<i>Eleocharis palustris</i>	**	
Fjæresivaks	<i>Eleocharis uniglumis</i>	*	
Amerikamjølke	<i>Epilobium watsonii</i>	**	Fortsatt i spredning
Mjødurt	<i>Filipendula ulmaria</i>	****	
Myrmaure	<i>Galium palustre</i>	***	Også i undervannsform.
Sumpmaure	<i>Galium uliginosum</i>	**	
Skogsiv	<i>Juncus alpinoarticulatus</i>	**	
Ryllsiv	<i>Juncus articulatus</i>	**	
Paddesiv	<i>Juncus bufonius</i>	**	På forstyrret mark og tørrlagte strender.
Trådsiv	<i>Juncus filiformis</i>	***	Vanlig i fuktenger.
Myrflatbelg	<i>Lathyrus palustris</i>	*	Vesentlig i Svellet. Rødliste.
Klourt	<i>Lycopus europaeus</i>	*	
Vanlig fredløs	<i>Lysimachia vulgaris</i>	***	
Åkermynte	<i>Menta arvensis</i>	***	
Blåtopp	<i>Molinia coerulea</i>	**	
Dikeforglemmegei	<i>Myosotis laxa</i>	**(*)	Spedt-vanlig, ofte på tørrlagt strand.
Engforglemmegei	<i>Myosotis scorpioides</i>	**	
Vasspepper	<i>Persicaria hydropiper</i>	**	Spredt-vanlig, av og til på tørrlagt strand. Kan også forekomme i undervannsform.
Småslirekne	<i>Persicaria minus</i>	*	Hist og her.
Myrrapp	<i>Poa palustris</i>	****	Karakterart i fuktenger.
Myrhatt	<i>Potentilla palustris</i>	**	
Grøftesoleie	<i>Ranunculus flammula</i>	*	
Tiggersoleie	<i>Ranunculus sceleratus</i>	**	På forstyrret mark, også på tørrlagt strand. Giftig.
Slyngsøtvier	<i>Solanum dulcamara</i>	**	
Myrstjerneblom	<i>Stellaria palustris</i>	*	Mest i Svellet. Rødliste.
Bleikfiol	<i>Viola persicifolia</i>	*	I sterk tilbakegang.

Strandskogen i deltaområdet domineres av busk- og treformete arter av pil og vier (slekten *Salix*), gråor (*Alnus incana*) og bjørk (*Betula pubescens*). Rank bjørkeskog preger alle øyene i deltaet (Figur 3.2). Bjørkeskogen fortsetter helt ut i kanten av mange av øyene i deltaet, hvor de undergraves ved erosjon og velter utover. Strandskogen i disse områdene har betydning ved at den skygger for kantvegetasjonen, som får dårlige vekstvilkår særlig langs strømløpene i deltaet.

På lavereliggende områder, som på Årnestangen, og på steder hvor det foregår aktiv sedimentering er det stor mengde og variasjon i forekomsten av pil og vier. Mange arter er observert: Mandelpil (*Salix triandra*), doggpil (*S. daphnoides*), istervier (*S. pentandra*), gråselje (*S. caprea* ssp. *coetana*), selje (*S. caprea* ssp. *caprea*), kurvpil (*S. viminalis*), skjørpil (*S. fragilis*), grønnvier (*S. phylicifolia*), svartvier (*S. nigricans*), sølvvier (*S. glauca*), lappvier (*S. lapponum*) og en lang rekke krysninger. Slekten mangfoldige representanter trives klart best på pionerlokalteter, helst på fuktig mark, med lav vegetasjonsdekning og lite eller ingen konkurranse.

Beiting med husdyr (sau og storfe) påvirker store områder i deltaet, særlig på øyene, og ved deler av Svellet/Mærkja (Figur 3.1). Krattskog og buskas holdes nede ved beitingen og strendene åpnes ved at tilgroing med større helofytter (snelle, starr, gras) dempes. Dette er i utgangspunktet en ønsket miljøpåvirkning med lang tradisjon i Nordre Øyeren.

Sterk overbeiting med påfølgende ødeleggelse av viktige vegetasjonselementer (starrsone, pusleplantesamfunn) forekommer hyppig, bla. ved indre del av Mærkja i Svellet, i Snekkervika og Årnestangen, på Fautøya, Rossholmen og Bukkesand. Forholdet ligger utenfor NIVAs arbeidsoppgave i undersøkelsen og påpekes derfor bare generelt her. Det påvirker imidlertid enkelte vurderinger av grunnlagsmaterialet for å vurdere vegetasjonsendringer i området, særlig i Mærkja hvor beitefaktoren må tas hensyn til i dataanalysene.



Figur 3.1 Sterkt beitepress påvirker strandområdene i deler av naturreservatet. Overbeiting kan påføre strand- og våtmarkssamfunnene omfattende skader på sikt. Fra Mærkja i Svellet.

Omfattende bråtebrenning forekommer årvisst i deltaområdet tidlig på våren (ofte i siste del av april, Figur 3.3). Denne praksis påfører trolig fuktengene, dominert av vassrørkvein, betydelig skader. Starr- og elvesnellesamfunnene kan også påvirkes på sine høyereliggende voksesteder. Det er uheldig at brenningen foregår uten noen form for kontroll eller oppfølgingsstudier.



Figur 3.2 Strandskog dominert av rankvokst bjørk (*Betula pubescens*) preger deltalandskapet. Langs strømløpene undergraves trærne og de faller etterhvert ut i elveråkene. Fra Storesand, 1998.



Figur 3.3 Bråtebrenning langs Sniksand. April 1998.

3.2 Endringer i artssammensetningen

Det er kommet til adskillige arter sammenliknet med oppstillingen i Valland (1978). Tabell 3.3 nedenfor oppsummerer endringene tallmessig.

Tabell 3.3 Artsstatistikk for Nordre Øyeren naturreservat (inkludert terrestrisk vegetasjon).

	Valland (1978)	NIVA 1994-2000	Endring
A. Karplanter	314	339	
B. Andre		8	
C. Ikke tatt med i sammenstillingen (oppført på liste, men ekstinkt ved undersøkelsen eller forkastet)	1	1+1	
Sammenlignbart artsantall (A – B – C)	313	329	+ 16 (+5.1%)

Siden NIVA ikke har vektlagt terrestrisk vegetasjon bør endringene oppfattes som minimums-anslag. Det kan bemerkes at Valland (1978) erklærte en økning i artsantall utover 5% for lite trolig. Eksakt denne økningen i antall arter er faktisk observert. Ser man på hvilke arter som er kommet til er det også klart at det her er tale om reelle ”nyinnvandringer”. Selv om Valland (1978) ikke har undersøkt vannområdene inngående, er det temmelig sikkert at følgende arter manglet i Nordre Øyeren på 1970-tallet:

- Butt-tjønnaks (*Potamogeton obtusifolius*)
- Bust-tjønnaks (*Potamogeton pectinatus*)
- Vasspest (*Elodea canadensis*)
- Hornblad (*Ceratophyllum demersum*)
- Vass-salat (*Pistia stratiotes*)
- Svanemat (*Ricciocarpus natans*)
- Korsandemat (*Lemna trisulca*)

Andre ”nykomlinger” er ikke like sikre, siden de meget vel kan ha forekommet tidligere også. Dette gjelder f.eks. nøkktjønnaks (*Potamogeton praelongus*), som forekommer i Glomma-vassdraget oppstrøms Øyeren. Innenfor slekten evjebloom er vrangevjebloom (*Elatine orthosperma*) helt sikkert ingen ny art for området, man har rett og slett ikke identifisert lokalt materiale av dette taksonet før.

Et viktig trekk ved artslisten for Øyeren er at en rekke arter viser en klar tilbakegang i forekomst. Dette dreier seg delvis om arter som i utgangspunktet var sjeldne eller sårbare, og flere av dem står på nasjonal rødliste, f.eks. bleikfiol (*Viola persicifolia*), vasskryp (*Lythrum [Peplis] portula*) og granntjønnaks (*Potamogeton pusillus*).

Noen arter har trolig gått ut på de kjente lokalitetene. Dette gjelder f.eks. evjeslirekne (*Persicaria foliosa*), ikke gjenfunnet etter 1980; vass-salat (*Pistia stratiotes*), ikke funnet etter 1989; vasskrans (*Zannichellia palustris*), ikke gjenfunnet etter 1967 (og da nedstrøms Øyeren); buesøtgras (*Glyceria declinata*), ikke gjenfunnet etter 1990.

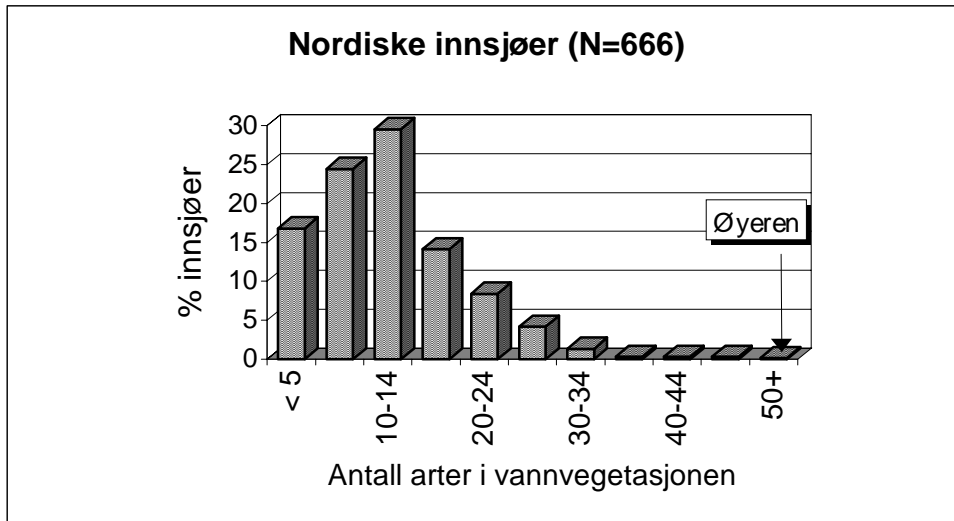
Like stor grunn til bekymring er tilbakegangen for arter som en gang var vanlige eller temmelig vanlige i hele naturreservatet, som f.eks. mykt brasmegras (*Isoëtes echinospora*), trefelt evjebloom (*Elatine triandra*) og storblærerot (*Utricularia vulgaris*). Av karakterartene for Nordre Øyeren med klar negativ tidsutvikling fremheves hjertetjønna (*Potamogeton perfoliatus*) og storvass-soleie (*Ranunculus peltatus*). Av overvannsplantene kan spesielt kjempepiggnopp (*Sparganium erectum*) nevnes. Denne arten oppviser store svingninger fra år til annet, men har hatt en jevnt nedadgående trend i sin forekomst de siste 10-15 årene. Valland (1978) anfører den fra utløpsområdet av Nitelva i Svillet (feilaktig angivelse, skyldes trolig en forveksling med overvannsformen av stautpiggnopp; *S. emersum*), og som hovedkomponent i pilblad-piggnopp samfunnet i Mærkja, karakterisert som landets fineste utforming av denne vegetasjonstypen. De skiftende forholdene i Mærkja er viet et eget avsnitt og det henvises til dette (se kapittel 4.2).

I tiden etter beskrivelsen i Valland (1978) har noen få arter fått øket forekomst, til dels betydelig, i nordre Øyeren. Dette gjelder først og fremst brei dunkjevle (*Typha latifolia*) som nå er relativt vanlig også ute i deltaet. Arter som takrør (*Phragmites australis*), kjempesøtgras (*Glyceria maxima*) og sjøsivaks (*Schoenoplectus lacustris*) er nok mer vanlige nå enn før, men uten å være dominerende noe sted.

Området huser enkelte bemerkelsesverdige og sjeldne arter, til dels med meget kortvarig opp-treden. Dette kan settes i sammenheng med langdistansespredning og i første rekke transport med fugl. De angjeldende artene har til dels havnet langt utenfor sitt optimale vekstområde og klarer seg ikke permanent i Øyeren og tilstøtende deler av Nitelva, Svillet og Leira. Gode eksempler er dverggras (*Coleanthus subtilis*) fra Sør-Europa (Lid 1948) og den subtropiske arten vass-salat (*Pistia stratiotes*). Forekomstene av vasskrans (*Zannichellia palustris*; forgjeves ettersøkt i 1994-99) samt granntjønna (*Potamogeton pusillus* (= *P. panormitanus*); funnet i nordre deler av Svillet 1994-99) henger trolig sammen med fuglespredning langs trekktruten nordover fra Østfold (Øra ved Fredrikstad, Kurefjorden). Et nytt funn av den frittflytende levermosen svanemat (*Ricciocarpus natans*) i Mærkja (2000) kan trolig føres til samme kategori. Skulberg (1978) antar at svanemat vesentlig spres med trekkfugler.

3.3 Kvantifisering av Øyerens artsrikdom og diversitet i vannvegetasjonen

Det ble tidligere antatt at Øyeren-regionen var relativt artsfattig hva vann- og strandplanter angår (se Valland 1978). I såfall ville området i botanisk sammenheng skille seg ut i forhold til fugle- og fiskelivet i diversitet. Kunnskap om nordiske innsjøers "normale" artsrikdom gir nå en mulighet for å vurdere Øyerens artsdiversitet i en mer kvantitativ sammenheng. Basert på definisjonen av vannvegetasjon i Rørslett (1991), har Øyeren mer enn 50 "ekte" vannplanter (se Tabell 3.1). Dette plasserer Øyeren helt på topp blant norske innsjøer, og i tillegg er Øyeren blant de aller artsrikkeste lokalitetene i Norden (Figur 3.4). Til sammen er det registrert 17 arter på nasjonal rødliste. Dette er et meget høyt tall og det bekrefter Øyerens botaniske verdier.



Figur 3.4 Øyeren tilhører de aller artsrikeste nordiske innsjøene når det gjelder akvatiske planter. Data fra NIVAs vegetasjonsdatabase (jfr. Rørslett 1991) og oppdatert med feltobservasjoner 1994-2000.

Området fremstår som enestående artsrikt etter norsk målestokk, slik det også ble antydnet i Rørslett (1992), og selv i et europeisk perspektiv er Øyeren temmelig unik hva rikdom på akvatiske vegetasjon angår. Artsdiversiteten omfatter et bredt spektrum av lokale tværr- og langsgående gradienter. Dette medfører at "rike" og "fattige" partier veksler i en komplisert mosaikk. Faktisk er det ikke tidligere kjent så vekslende vannvegetasjon i noen innsjø i Norge. Produktivitetsmessig er det derimot neppe like store gradienter siden det fysiognomisk sett ikke er tilsvarende skiftninger i plantedekket som det er i artsinventar. Heller er det ikke én og samme funksjonelle vekstform som endres i artsrikdom omkring i vannsystemet. Noen steder er det tilfanget av kortskuddsplanter som betinger høy diversitet, mens det atter andre steder er langskuddsartene osv. som gir høyt mangfold.

Gjennomgående kan de nordlige delene av Øyeren betegnes som de rikeste hva vannvegetasjon angår. Det er imidlertid klare ulikheter mellom Svullet og deltaet generelt, og mellom deltaets vestre og østre deler spesielt. Sedimentasjonsforholdene er åpenbart viktige siden kransalger dominerer på bløt bunn mot øst, mens hjertetjønna, piggeknope (stautpiggeknope) og pilblad er viktigst mot vest. Også lenger sør finnes det "lommer" med artsrik vegetasjon, f.eks. ved Prestå.

3.4 Kommentarer til enkelte arter i Øyerens vann- og sumpvegetasjon

Øyeren har mange arter som tilhører isoetide-elementet (kortskuddsplanter). Dette er småvokste planter, ofte med bladene samlet i knipper eller rosetter ved basis. De fleste er ett- eller toårige og er avhengige av effektiv vegetativt formering eller stor frøproduksjon for å opprettholde bestandene over tid. De omtales gjerne som "pusleplanter" som er et treffende navn.

3.4.1 "Pusleplanter"

Den vanligste arten i dette vegetasjonselementet i Øyeren er nålesivaks (*Eleocharis acicularis*), som kan kolonisere store bunnarealer på relativt grunt vann i deltaet (Figur 3.5).

Nålesivaks har en viktig funksjon som sedimentbinder og demper erosjon ved sitt vidstrakte utløpersystem. Arten blomstrer bare når bestandene er tørrlagte, men takket være sin effektive vegetative formering er ikke frøsetting en nødvendig forutsetning for å sikre nålesivaksens eksistens i Øyeren. Nålesivaks er flerårig og overvintrer ved hjelp av rotstokker og underjordiske utløpere, plantene er dermed ikke svært sårbare for tørrlegging og innfrysning. De første grønne spirene av nålesivaks kan sees på tørrlagte mudderflater allerede i slutten av april under gunstige forhold. Arten er temmelig tolerant mot bølgeerosjon og kan forekomme på svært vindeksponerte lokaliteter, dersom bunnforholdene er gunstige med gytje, silt eller leire. Nålesivaks er den eneste av isoetidene som kan vokse på ren blåleire, f.eks. i Svellet og i Nitelva.

Nålesivaks forekommer fra over medianvannstands nivå og ned til omlag 1,5 m vanddyb ved sommervannstand (til kote 99,8), men de største forekomstene ligger vanligvis grunnere enn 1 m (over kote 100,4). Den finnes rundt hele Øyeren og tilstøtende deler av Svellet, Nitelva og nedre Leira. De største forekomstene av planten er i nord, spesielt i Snekkervika og nordenden av Svellet. Også i lagunene ute i deltaet finnes det mye nålesivaks, f.eks. i lagunene på Fautøya og Kusand, og ved Rosholmen.

Det er ikke observert store omskiftninger i forekomstene av nålesivaks fra år til år, slik det ellers er vanlig å finne for de små isoetidene.



Figur 3.5 Nålesivaks (*Eleocharis acicularis*) er en av Øyerens karakterarter og den vanligste av alle pusleplantene. På bildet vokser den sammen med småvasshår (*Callitriche palustris*).

Evjesoleie (*Ranunculus reptans*) er sammen med nålesivaks den vanligste av pusleplantene (Figur 3.6). Dette er en ett- eller toårig art med små bladrosetter og lange, krypende utløpere. Plantene blomstrer bare når de er tørrlagte. Til forskjell fra nålesivaks har evjesoleien sine utløpere liggende oppe på substratoverflaten. Utløperne er utpreget buede og slår rot i enden av hver bue. Arten vokser ofte sammen med nålesivaks i Øyeren, men trives også på adskillig mer sandholdig bunn enn det nålesivaks liker og kan også vokse innsprengt mellom stein og grus på sterkt eksponerte lokaliteter. Evjesoleie er derfor den vanligste arten av de to i Øyerens sørlige deler. Den finnes i likhet med nålesivaks fra noe over medianvannstands-

nivå ned til ca 1,5 m vanddyb sommerstid, med størst frekvens på relativt grunt vann, omkring 0,5 m (kote 100,8 og høyere). Planten er meget motstandsdyktig overfor bølgerosjon og har derfor vært brukt eksperimentelt til revegetering i strandsonen i reguleringsmagasin (Rørslett, Johansen & Singsaas 1993, 1994).

I likhet med nålesivaks overvintrer evjesoleie med sine aktive vekstpunkter godt beskyttet i substratet, og arten tåler derfor tørrlegging og innfrysning vinterstid. Den kan skyte nye skudd allerede i slutten av april, men hovedveksten starter først i mai. Blomstringen foregår over et langt tidsrom, fra mai helt til slutten av juli. Bestandene varierer en god del fra år til annet og blomstringen kan helt eller delvis utebli i "våte" år. Artens effektive vegetative formering gjør at den klarer seg godt uten frøspredning, iallefall for kortere tidsperioder (1-2 år).



Figur 3.6 *Evjesoleie* (*Ranunculus reptans*).

Evjebrodd (*Limosella aquatica*) likner i utseende og vekstform mye på evjesoleie, men planten har rundere bladplater og er oftest langt større i alle vegetative deler (Figur 3.7). Den har et tilsvarende rosett- og utløpersystem som evjesoleien, opptrer med ett- eller toårig livssyklus, og trives best på grunt vann på gytje-, silt- eller sandholdig bunn, mer sjelden på steinbunn. Arten er langt mindre tolerant for bølgerosjon enn evjesoleie og nålesivaks. Evjebrodd kan blomstre når rosettene er tørrlagte, eller også når planten står under vann. I det siste tilfellet dannes helt spesielle, innelukkede (kleistogame) blomster som selvbestøves. Evjebrodd vokser fra over medianvannstand til omlag 1 m dyp ved sommervannstand (omtrent til kote 100,3), men trives best på svært grunt vann sommerstid (over kote 101,0).

I motsetning til nålesivaks og evjesoleie er bestandene av evjebrodd meget variable fra år til annet, og det er bare unntaksvis at arten er særlig vanlig i nordre Øyeren. Sist ble dette registrert i 1997.



Figur 3.7 *Eyjebrodd (Limosella aquatica)*. Små rosetter med spadeformete blader og meget små, hvite eller rødlige blomster.

Vassreverumpe (*Alopecurus aequalis*) er en liten grasart med meget omskiftelig vekstform, som kan opptre både med små bladrosetter og med flytende stengler og flyteblad (Figur 3.8). Dette er en art som hører hjemme på nokså grunt vann på relativt beskyttede lokaliteter, og er svært typisk for mudderflatene i Svellet, Mærkja, Snekkervika og på Rosholmen. Vassreverumpe har blitt adskillig mindre vanlig i Øyeren enn den var for noen tiår siden, uten at det er enkelt å finne en god forklaring på dette forholdet.



Figur 3.8 *Vassreverumpe (Alopecurus aequalis)*. Blomstrende planter.

Mykt brasmegras (*Isoëtes echinospora*) er en relativt stor, flerårig rosettplante, som forekommer på gytje og siltbunn og trives best på nokså beskyttede lokaliteter. Arten vokser fra over median vannstand til rundt 1 m dyp sommerstid. Denne planten er klart på tilbakegang i Øyeren, ikke minst fordi mange strandflater i dag gror til med starr og elvesnelle og dermed skygges det sårbare brasmegraset ut.

Firling (*Crassula aquatica*) er en ørliten, ettårig pusleplante som enkelte år kan forekomme i store mengder på mudderflatene i nordre Øyeren. Neste år kan arten være praktisk talt helt forsvunnet. Firling er helt avhengig av frøsetting og –spredning for sin eksistens og dette forklarer de store svingningene i bestandene. I likhet med evjebrodd kan firingling blomstre under vann. Arten vokser fra over medianvannstands nivå ned til omkring 1,6 m vanddyb sommerstid på deltaplattformen, og tåler endel bølgebetenget erosjon. Den forekommer stort sett på leirholdig bunn og er mest vanlig i nordre deler av Øyeren, i Svullet og nedre del av Nitelva og Leira.

Sylblad (*Subularia aquatica*) er en liten, ettårig rosettplante som enkelte år kan forekomme i store mengder i nordre Øyeren (Figur 3.9). Arten er i likhet med firingling helt avhengig av frøsetting for å sikre sin eksistens og dette bidrar til de store bestandsvariasjonene år til år. Blomstringen skjer over og under vann (med kleistogame blomster). Sylblad er en meget typisk art for langgrunne mudderflater i nordre Øyeren og vokser fra medianvannstands nivå ned til nesten 2 m vanddyb sommerstid (kote 99,5). Arten forekommer i størst mengde på relativt grunt vann, fra omlag 0,7 m vanddyb og grunnere (over kote 100,7). Den trives like godt på sandig som leirholdig bunn og tåler en god del bølgebetenget erosjon. Rosettene rives lett opp dersom bølgegangen blir stor og driveksemplarer av sylblad er vanlige overalt langs strendene i Øyeren.



Figur 3.9 Sylblad (*Subularia aquatica*).

Evjeblomslekten (*Elatine*) består av ørsmå ettårige, krypende pusleplanter. Flere arter kan til dels forkomme vanlig på mudderflatene i nordre Øyeren, Svellet og langs Nitelva og Leiras nedre deler. I motsetning til en del andre pusleplanter starter evjebloomartene veksten seint og skuddene vokser ofte frem først når habitatet er nesten tørrlagt. Evjebloom er helt avhengig av frøsetting, siden plantene er ettårige og den vegetative formeringen er lite effektiv. Bestandene av evjebloom varierer meget betydelig fra år til annet.

Av evjebloomartene er trefelt evjebloom (*E. triandra*) den største, og samtidig den sjeldneste på landsbasis. Trefelt evjebloom vokser helst på nokså beskyttede lokaliteter og trives best på substrat med middels eller høyt innhold av organisk materiale. Slike lokaliteter er i bakevjer, vannhull og i noen av lagunene hvor vannutskiftningen er begrenset. Trefelt evjebloom vokser fra litt under medianvannstands nivå til ca 1 m vandndyp sommerstid (kote 101,3 til 100,4).

Korsevjebloom (*E. hydropiper*) er enkelte år ganske vanlig i hele nordre Øyeren, den vokser både på mudderflater og mer sandig substrat fra medianvannstands nivå ned til omlag 1,5 m vandndyp sommerstid. Trolig inngår den nærstående arten vrangevjebloom (*E. orthosperma*) i bestandene, men disse artene har tidligere ikke vært holdt adskilt og de taksonomiske skillekriteriene er vanskelige å bruke i felt. Vrangevjebloom trives sannsynligvis best på silt- og leirholdig bunn, mens korsevjebloom også trives på sandig bunn (Uotila 1974). Begge disse to artene kan forekomme på åpen strand hvor beiting pågår.

3.4.2 Granntjønnaks (*Potamogeton pusillus* L. em. Dandy & Taylor, *P. panormitanus* Biv.)

Dette er en svært sjelden undervannsplante som er på sterk tilbakegang på de fleste voksestedene i Norge (Rørslett upubl., 1970-2000). Arten står på nasjonal rødliste (Størkersen *et al.* 1992). Den er kjent fra Nitelva-Øyeren området siden midten av 1800-tallet (Figur 3.10).

Granntjønnaks er relativt næringskrevende og forekommer både i ferskvann og brakkvann, og vokser ofte svært grunt. Siden planten oftest er nokså liten og spinkel, kan den lett oversees eller forveksles med andre smalbladete tjønnaksarter. Svært få norske botanikere er fortrolig med granntjønnaks, men dette forklarer ikke at arten knapt kan finnes igjen på sine "gamle" lokaliteter i Norge. Granntjønnakset blomstrer oftest ikke og fruktsettingen er derfor trolig meget dårlig. Dens viktigste spredningsorgan er vinterknopper (turioner), som dannes både på rotstokkene, som sideskudd nede på stenglene og i skuddtoppene.

Granntjønnaks har meget sparsom forekomst i hele området, og var knapt funnet andre steder enn i Isakbekken (1968-ca.1981) og ved innløpet til Svellet i 1994-95. Arten hadde derimot store bestander innerst i Mærkja (utenfor beitet strand) og i bakevjer på Årnestangen i 1997. Slike masseforekomster av granntjønnaks har aldri vært observert her i landet før (Rørslett upubl.). I 1999 hadde vasspest (*Elodea canadensis*) overtatt fullstendig på begge stedene, slik at oppsvinget for granntjønnaks var like brått som det ble kortvarig. Arten ble gjenfunnet i 2000 innerst i Mærkja og da i svært små mengder. Det er åpenbart at granntjønnaks har en marginal forekomst i Nordre Øyeren og at bestandene er ytterst sårbare og sterkt truede. Artens svake fertilitet bidrar til å gjøre den enda mer sårbar for miljøpåvirkninger.



Figur 3.10 *Granntjønnaks* (*Potamogeton pusillus*; syn. *P. panormitanus*) er en av de sjeldneste artene i Øyeren. Arten er kjent fra området siden midten av 1800-tallet, men forekomstene er meget små og svært sårbare. Bildet er tatt i nordenden av Svellet i 1994.

3.4.3 Bust-tjønnaks (*Potamogeton pectinatus*)

Denne tjønnaksarten (Figur 3.11) regnes for å være sterkt næringskrevende og de fleste norske funnene er gjort i brakkvann. De første funnene av bust-tjønnaks ble gjort rett utenfor naturreservatet, i Ringstilla i Skedsmo i 1988. Noe senere ble arten funnet ved Tuentangen og deretter inne i Mærkja tidlig på 1990-tallet (Rørslett unpubl.). Ved Øyeren-undersøkelsen ble små forekomster av bust-tjønnaks funnet i Mærkja, i lagunen på Fautøya, i Hovsevja og i Kusandflæra. Arten opptrer ikke stabilt innenfor naturreservatet og kan like lett forsvinne som den dukket opp. Alle funn er gjort av sterile planter, så den blomstrer trolig sjelden i området og er dermed henvist til vegetativ spredning med stengelfragmenter og turioner på rotstokkene. De knollformete turionene er forøvrig fylt med stivelse og opplagsnæring, og er ettertraktet som mat av vannfugler.

I litteraturen regnes bust-tjønnaks for å være en typisk eutrofieringsindikator, siden arten oftest finnes på forurensede lokaliteter i næringsrikt vann. Indikatorverdien arten har for Øyeren er mer tvilsom siden bestandene er så små, men forekomsten av bust-tjønnaks føyer seg inn i en rekke av andre mer næringskrevende vannplanter som nå er kjent fra naturreservatet.



Figur 3.11 Bust-tjønnaks (*Potamogeton pectinatus*) danner sterkt forgreinede skuddkjeder. Plantene vokser bestandig helt neddykket og er ikke funnet blomstrende i selve Øyeren.

3.4.4 Butt-tjønnaks (*Potamogeton obtusifolius*)

I likhet med de fleste andre smalbladete tjønnaksartene er butt-tjønnaks (Figur 3.12) en spinkele, neddykket vannplante med relativt store krav på næringstilgang. Arten er ved siden av småtjønnaks (*P. berchtoldii*) en av de vanligste innenfor gruppen på landsbasis, men må fortsatt betegnes som relativt sjelden.

Funnene innenfor naturreservatet er alle av nyere dato. Rundt 1990 ble en liten forekomst oppdaget i Mærkja, hvor arten holdt seg frem til 1994. Senere er det gjort sporadiske funn av planten i Kusandflæra, Feta og Hovsevja, alle i Fet kommune. Driveksemplarer er notert fra Snekkervika, Monsrudvika og Gansvika.

På lik linje med bust-tjønnaks kan forekomstene av butt-tjønnaks antyde at man har enn viss eutrofiering av Øyeren, men grunnet de små forekomstene er utsagnskraften av en slik indikasjon ikke svært stor.



Figur 3.12 Blomstrende skudd av butt-tjønnaks (*Potamogeton obtusifolius*). En næringskrevende art som er blitt mer vanlig de siste 10-20 årene i nordre Øyeren.

3.4.5 Hornblad (*Ceratophyllum demersum*)

Hornblad (Figur 3.13) er en frittflytende, nedsenket langskuddsplante helt uten røtter. Den ble første gang funnet i Monsrudvika i 1980, og da med stor forekomst. I begynnelsen av 1980-årene forekom planten i massebestand i nedre deler av Nitelva (Erlandsen *et al.* 1984), mens forekomsten i Øyeren gikk kraftig tilbake. I siste halvdel av 1990-årene har hornblad hatt sterk tilbakegang overalt i området og er nå en relativt sjelden art både i Nitelv/Svellet området og ute i deltaet. Driveksemlarer er funnet nokså langt sørover i Øyeren, forbi Prestå, men hovedtyngden av hornbladforekomstene ser ut til å være nord i innsjøen. Hornblad står på nasjonal rødliste og er en sjelden art på landsbasis. Arten foretrekker relativt næringsrike forhold og tåler endel forurensing av vannmassene (Rørslett & Berge 1986, Rørslett *et al.* 1986).

Forekomsten av denne næringskrevende arten i Øyeren, sammen med funnene av andre kravfulle undervannsplanter de siste tiårene, peker på at næringstilgangen kan være økende til området.



Figur 3.13 Hornblad (*Ceratophyllum demersum*). En sjelden undervannsplante på nasjonal rødliste. Arten regnes som betydelig næringskrevende og er kjent fra Øyeren siden 1980-tallet.

3.4.6 Vasspest (*Elodea canadensis*)

Ettersommeren 1999 dominerte vasspest (Figur 3.14) en rekke steder i gruntvannsområdene innerst i Mærkja, på Årnestangen og lokalt i bakevjer i hele deltaområdet. Vasspest har ikke utviklet seg til å bli et så stort problem i Øyeren som først antatt. Årsaken ligger trolig i kombinasjonen av innsjøens regulering og relativt dårlige lysforhold. Disse faktorene begrenser det mulige nisjerommet til vasspesten i betydelig grad. I Randsfjorden, som har sammenliknbare endringer av vannstand gjennom året, men mye klarere vannmasser, har vasspesten utviklet store bestander også på dypt vann (Rørslett upubl., 1977-88).

Det er typisk for vasspesten i Øyeren at bestandene svinger meget betydelig fra år til annet. De samme variasjonene er notert fra de nordlige delene av området, i innløpsområdene fra Nitelva og Leira. Trolig skyldes dette perioder med ugunstige lysforhold. Høy vannstand kan føre til at stengelfragmenter og turioner (vinterskudd) blir transportert inn til vannhull eller mer avsnørte lokaliteter, hvor planten året etter kan slå til med tettvokste kolonier. Dette etableringsmønsteret har vært observert i Mærkja/Svellet, ved Isakbekken/Sørumsneset, på Fautøya, i Kusandflæra, lagunen på Kusand og langs Årnestangen.



Figur 3.14 Vasspest (*Elodea canadensis*). Venstre: masseforekomster i Mærkja, Svellet. Til høyre: Enkeltskudd.

3.4.7 Vass-soleier (*Ranunculus peltatus* og *R. "aquatilis"* [*R. trichophyllus*])

De hvitblomstrende vass-soleiene (Figur 3.15) har en relativt sparsom forekomst i Øyeren, men kan år om annet være mer vanlige. Storvass-soleie (*R. peltatus*) forekommer hyppigst av de to, og er den som blomstrer oftest. Den finnes særlig langs strømløpene i selve deltaet. Forøvrig vokser den store vass-soleien spredt rundt hele Øyeren og arten er vanlig i Glomma både opp- og nedstrøms Øyeren.

Småvass-soleie (*R. "aquatilis"*) forekommer ofte steril på grunt vann ute på deltaplattformen. Plantenes systematiske plassering er noe usikker. De likner til dels meget på dvergvassoleie (*R. confervoides*), et uavklart takson som kan være en selvstendig art. I Kusandflæra (1994-96) forekom typisk småvass-soleie med flyteblader, slike planter er ellers svært uvanlige i Øyeren.

På slutten av 1960-tallet forekom stor- og småvass-soleie til dels svært rikelig inne i Monsrudvika, i et område hvor artene knapt ble funnet 30 år etter. Plantene hadde flyteblader (Figur 3.15) og blomstret rikelig.



Figur 3.15 Vass-soleier (*Ranunculus* spp.) dekker vannflaten i Monsrudbukta med hvite blomster. Et vanlig syn på slutten av 1960-tallet, nå nok et eksempel på endring av plante-samfunn og vegetasjonstilbakegang i Øyeren.

3.4.8 Hjertetjønna (*Potamogeton perfoliatus*)

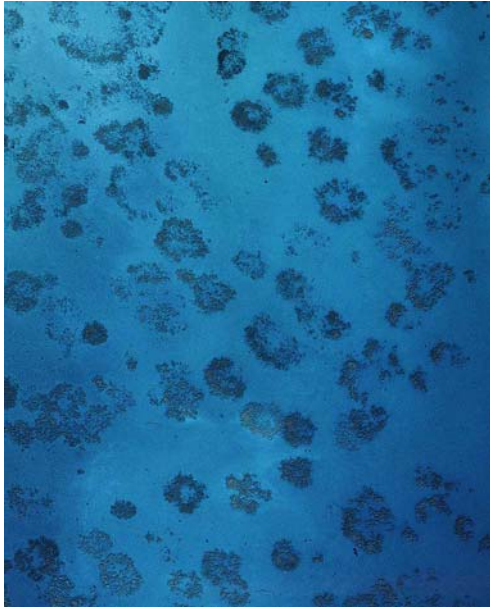
Denne neddykkete vannplanten (Figur 3.16) er blant karakterartene i Nordre Øyeren naturreservat, og forekommer hyppig også i Glomma både opp- og nedstrøms Øyeren. Dessuten er hjertetjønna ganske vanlig i Nitelva, men sjelden i Leira. Planten har utelukkende undervannsblader og bare blomsteraksene stikker opp av vannet. Etter blomstringen trekkes aksene ned i vannet igjen, hvor de små, harde steinfruktene modnes på ettersommeren. Hjertetjønna danner ofte tette kolonier som kan gi skjul og oppvekstmuligheter for fiskeyngel og bunn-dyr. Det er til dels mye påvekstalgler på bladene utover sommeren, og dette gir gode vilkår for beitedyr på plantene. Vekstsesongen for hjertetjønna i Øyeren er temmelig kort, plantene spirer fra rotstokkene i mai, blomstrer fra siste halvdel av juni (i gunstige år) til midten av juli og visner ned allerede i midten av august. Plantene forekommer i vannområder hvor det er en viss sedimentering av finmateriale, og langs strømløp i deltaet hvor vannhastigheten ikke er for høy.

Det er ikke hvert år at hjertetjønna kommer til blomstring. Hjertetjønna formerer seg effektivt med nye skudd fra de krypende rotstokkene. Sett fra lufta danner disse koloniene store ringer ute i vannet (Figur 3.17). Flybildene antyder at slike kolonier kan bli opp mot 10 år gamle, kanskje enda noe eldre.

I løpet av de siste 30 årene har hjertetjønnakset gått tilbake overalt i Øyeren, både ute på deltaplattformen og i elveløpene. Særlig tydelig har tilbakegangen vært ute på de sentrale delene av deltaplattformen. Det er kjent fra andre lokaliteter (Øra ved Fredrikstad) at hjertetjønnaks kan overleve ugunstige perioder ved hjelp av de krypende rotstokkene (Rørslett & Skulberg 1974, Rørslett 1975, 1976). Over hvor langt tidsrom slik overlevelse kan gjelde er ikke kjent, men det virker lite sannsynlig at bestandene kan dukke opp igjen mange år etterpå. Derimot vil det trolig være mulig å holde ut et par ugunstige vekstsesesonger, slik som påvist i Øra.



Figur 3.16 *Hjertetjønnaks* (*Potamogeton perfoliatus*) er den vanligste neddykkete vannplanten i Øyeren og har stor betydning for fugle- og dyrelivet i naturreservatet. De næringsrike steinfрукtene modnes under vann på ettersommeren.



Figur 3.17 Forekomsten av ringformede kolonier er et typisk trekk for hjertetjønnakset i Øyeren, her på et flybilde fra Svellet (1997). Koloniene kan bli over 50 m i diameter og oppnår en anselig alder, trolig 10 år eller mer. Det er en betydelig sedimentering av finpartikulært materiale inne i og omkring disse koloniene.



Figur 3.18 Frodig vekst av hjertetjønnaks i Svellet. Mye av bladmassen blir liggende nær vannoverflaten når plantene vokser i såpass grumsete vann som her. Selvskygging av skuddene fremstår tydelig.

3.4.9 Piggknopp (*Sparganium*-arter)

Representanter for piggknoppslekten (*Sparganium*) er blant de vanligste vann- og sumpplantene i hele Øyeren. Flótgras (*S. angustifolium*) vokser stort sett med blad og stengler under vann og i vannoverflaten (Figur 3.20), mens stautpiggknopp (*S. emersum*) strekker både blad og blomsterstander noe mer opp av vannet (Figur 3.19). Begge disse er svært vanlige i området.

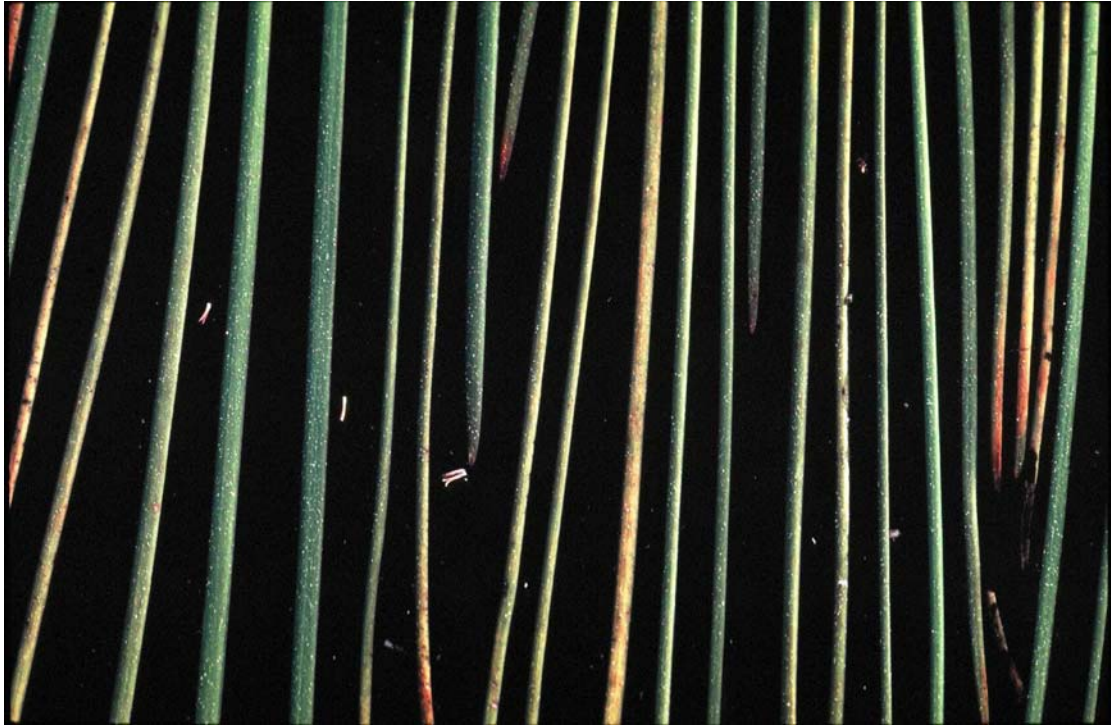
Småpiggknopp (*S. natans*) er funnet hist og her i bakevjer og mindre vannhull, dette er en lite kravfull art. Slekten største representant, kjempepiggknopp (*S. erectum*) er en ren helofytt og forekommer ikke i undervannsform. Denne arten er vanlig i Svellet (Mærkja), dessuten forekommer den langs Nitelva og på beskyttede lokaliteter rundt omkring Øyeren.

I det meste av Øyeren finnes de to artene (*S. angustifolium*, *S. emersum*) oftest som sterile undervannsformer, med smale båndformede blader. De behandles under ett her fordi det kan være særdeles vanskelig å holde artene fra hverandre når de er sterile, slik som i Øyeren. Stautpiggknopp er imidlertid klart den vanligste arten i områder som har et mer næringsrikt preg, f.eks. i Nitelva, Svellet og i deltaets vestlige deler. Dette er et typisk mønster for arten (Cook & Nicholls 1986).

Forekomstene av piggknoppartene varierer en god del fra år til år. Trolig er bestandene relativt stabile, men er omskiftelige angående den bladmengden som produseres. Piggknoppartene er tilknyttet områder hvor det sedimenteres finpartikulært materiale. Dette mønstret vises tydelig på flybilder. Den økende forekomsten av piggknopp i Øyeren etter 1995 kan ha sammenheng med tilførsel av flomsedimenter.



Figur 3.19 Stautpiggknopp (*Sparganium emersum*) med overvannsskudd og blomsterstand. Denne vekstformen av planten er meget vanlig i nedre deler av Nitelva, i Svellet og på beskyttede lokaliteter i selve Øyeren. Ellers i innsjøen opptrer arten i en steril undervannsform med flyteblader, ofte sammen med tilsvarende vekstformer av den beslektede arten flótgras (*S. angustifolium*).



Figur 3.20 Flótgras (*Sparganium angustifolium*) har noe smalere undervanns- og flyteblader enn slektningen stautpiggknopp (*S. emersum*). Den mangler dessuten ofte de karakteristiske buede overvannsskuddene til stautpiggknopp, og blomsterstanden er mye kortere. For øvrig er vekstformen meget lik slektningens, og artene er i steril tilstand meget besværlige å holde fra hverandre. De vokser da ofte sammen i Øyeren-regionen. Artene hybridiserer, men kryssninger er ikke med sikkerhet påvist i Øyeren, selv om de trolig eksisterer her.



Figur 3.21 Fra de store piggknoppbestandene ute på deltaplattformen, her sør for Rundsand. Langs vestsiden av deltaet utgjør stautpiggknopp (*Sparganium emersum*) den vanligste komponenten i bestandene, mens det er større innslag av flótgras (*S. angustifolium*) på østsiden av deltaet og sørover i Øyeren. Uansett vilken art som dominerer, er forekomstene til hinder for båttrafikken fordi bladene filtrer seg fast i båtmotorer og propeller.

3.4.10 Kransalger

Gruppen kransalger (*Charophyta*) utgjøres vesentlig av den middels store *Nitella* cf. *opaca*, som kan vokse ned til rundt 3 m dyp ved sommervannstand og dermed danner vegetasjonens dybdegrense i Øyeren. De andre kransalgeartene er små og forekommer gjerne på grunt vann, til og med så grunt at de står i fare for å bli tørrlagt i løpet av sommeren. Både *Chara braunii* og *Nitella mucronata* står på den nasjonale rødlisten, og for *C. braunii* (Figur 3.22) er Øyeren trolig artens eneste nåværende voksested i Norden (Langangen 1996). Denne arten er svært sårbar for hurtige endringer i vannstanden på ettersommeren, siden den vokser til dels svært grunt og ikke tåler i nevneverdig grad å bli tørrlagt. Ved pendlingsforsøkene i Øyeren var *C. braunii* trolig den art som ble mest negativt påvirket.



Figur 3.22 Den ekstremt sjeldne og rødlistete kransalgen *Chara braunii* har lenge vært kjent fra nordre Øyeren og tilstøtende deler av Nitelva og Svellet.

3.5 Vegetasjonsfordeling langs vertikalgradienten

3.5.1 Utforming av vegetasjonen. Hovedtrekk

Våtmarkslandskapet i Øyeren preges av de store og ofte ensartede plantesamfunnene i deltaet og omkring Svellet. Her er strandprofilene slake og plantene kan danne breie og markante soner. Plantenes vekstform (fysiognomi) kan være nokså lik fra art til art i disse samfunnene og dette bidrar til at plantedekket får en temmelig ensartet karakter over store områder. De

midtre og sørlige deler av innsjøen har mye brattere strender, er til dels langt mer eksponert for vind og bølger og vegetasjonsbeltene i strandsonen er ofte smale eller fraværende.

De typiske planteformene i hele Øyeren (og nedre deler av Nitelva og Svellet) er som følger:

- Flytebladsplanter med lange, smale blader godt tilpasset bølger, strøm og vind (piggknopp, pilblad). Disse plantene kan også forekomme med blad og blomsterstander stikkende opp av vannet.
- Nedsenkede arter med sterke stengler (tjønnaks, vass-soleie, [vasspest])
- Kortsqudsplanter med små blad i knipper (nålesivaks, evjesoleie og mange andre).
- Starrsummer langs breddene. Mest kvass-starr (*Carex acuta*) og nordlandsstarr (*C. aquatilis*), men flaskestarr (*C. rostrata*) og en rekke andre starrarter forekommer. Stedvis vokser det også større helofytter som brei dunkjevle (*Typha latifolia*), sjøsivaks (*Schoenoplectus lacustris*), kjempesøtgras (*Glyceria maxima*) og takrør (*Phragmites australis*), de tre siste bare i nordre Øyeren.

Det har lenge vært kjent at hovedskillet i vegetasjon i og omkring en innsjø går langs en tverrgradient fra land til vann, altså en ren vertikalgradient (Sculthorpe 1967, Hutchinson 1975, Rørslett 1984). Oppdelingen av denne vertikale vegetasjonsgradienten (vann – land) er knyttet til vannstandsforholdene og hvordan vannstanden varierer i tid (Skulberg & Rørslett 1972, Rørslett 1984). Det er vist at skillet mellom vann- og landmiljøet bør settes ved median vannstand (Rørslett 1984), som i Øyeren (1978-2000) er 4.82 m på Mørkfoss VM (data fra GLB). Siden avviket mellom denne medianvannstanden og den nominelle pålagte LRV for sommeren (4.80 m) er såpass liten, vil det for enkelthets skyld i den videre behandlingen bli brukt kotehøyde 4.80 som referansepunkt.

Sommervannstanden i Øyeren har litt høyere mediannivå enn året under ett, rundt 4.92 m på VM Mørkfoss.

De viktigste plantesamfunnene i Øyeren ordner seg regelmessig langs vertikalgradienten (se Tabell 3.4). Det er imidlertid stor grad av vertikal overlapping for de respektive samfunnstypene og dermed en stor spredning når vertikalposisjonen måles i grad av oversvømmingstid o.l. hydrologiske parametre.

Tabell 3.4 Viktige vegetasjonstyper i Øyeren med angivelse av typisk posisjon langs vertikalgradienten, her angitt ved vannstand på VM Mørkfoss (0-punkt = 96,54 moh) og prosentandel av tiden disse samfunnene er satt under vann. Vannstandsdata fra 1978-2000. Midlere vandyp $\bar{D}(z)$ i henhold til likn. (2.1) er veid med forekomsten av de gitte vegetasjonstypene ved ulike vertikalnivåer.

Vegetasjonstype	Tyngdepunkt ved angitt kotehøyde VM Mørkfoss	Oversvømt tidsrom pr. år (%)	Oversvømt % andel av vekstsesong (mai-august)	Midlere veid vandyp $\bar{D}(z)$, (mai-august)
Våtmark med vassrørkveindominans	4.9 - 5.5	4-27	10-50	<0.05
Starrenger med kvass-starr og nordlandsstarr	4.6 - 5.2	9-64	23-93	0.2
Elvesnelle-dominerte helofytsoner	4.4 - 5.0	15-69	34-94	0.3
Kortskuddsplanter I: "Øvre" strand	4.0 - 4.9	27-77	51-96	0.5
Kortskuddsplanter II: "Nedre" strand	3.2 - 4.6	64-92	93-99	0.6
Pilblad- og kjempepiggnopp	4.3 - 4.7	60-90	90-94	0.7
Flótgras- og stautpiggnopp-dominerte samfunn	2.4 - 4.8	53-100	84-100	1.3
Hjertetjønna-samfunn	2.4 - 4.7	61-100	92-100	1.4
Kransalger og moser	2.0 - 4.8	53-100	84-100	1.6

3.5.2 Vegetasjonssamfunn langs vertikalgradienten

Plantesamfunnene omkring og i Øyeren er løst oppbygd med hensyn på artssammensetning. Det er ofte det fysiognomiske preget som er ulikt og gjør vegetasjonstypene synlige i felt. I forhold til terrestrisk vegetasjon er artsrikdom pr. flateenhet langt lavere og den indre strukturen meget løsere. Dette gjøre tradisjonelle plantesosiologiske metoder lite egnet.

Endringene i vegetasjonens sammensetning er mest markant langs åpenbare økologiske gradienter. Overgangen fra land- til vannmiljø er den mest utpregete av disse. Det visuelle inntrykket av sonering i plantedekket er tilsvarende markert og det er mulig å skille ut en rekke soner (eller "plantesamfunn" om man vil) langs vertikalgradienten.

Det viser seg imidlertid at artssammensetningen og de enkelte artenes ytelse (i form av biomasse, skuddtetthet osv.) vil variere mer eller mindre kontinuerlig langs en slik gradient. Linjeanalyser viser dette forholdet tydelig. De visuelt så markante sonene går delvis i oppløsning ved detaljanalyse. Dette forholdet kan igjen tilskrives at de dominerende artene i sonene har en karakteristisk fysiognomi. Stort sett dreier det seg om høyvokste, koloni-

dannende arter (starr, elvesnelle osv.). Slike arter opptrer i tette bestand som gir en sterk visuell kontrast mot andre, mindre dominante arter. I tillegg viser statistiske analyser på et stort prøvemateriale (Skulberg & Rørslett 1972) at det også forekommer distinkte variasjoner i vegetasjonens sammensetning i plan på økogradienten. Dette bidrar til å bryte opp den faktiske sonasjonen. En oppdeling av plantedekket i distinkte, frittstående plantesamfunn er derfor ikke realistisk.

Viktige planter i vann- og strandvegetasjonen er såkalt radialkoloniserende arter. De har en tendens til å lage ringformete kolonier. Hjertetjønnaks (*Potamogeton perfoliatus*) kan opptre med ringkolonier over 100 m i diameter. Fra flybildegranskinger kan det påvises at slike kolonier blir gamle, minst 10 år eller mer. Andre kolonidannere, som kjempepiggeknope (*Sarganium erectum*), stautpiggeknope (*S. emersum*), pilblad (*Sagittaria sagittifolia*) og sjøsivaks (*Schoenoplectus lacustris*), har langt mindre bestander i utstrekning og de blir heller ikke så gamle.

Andre planter har kolonier som sett på avstand danner vifter eller striper i terrenget; frontal-koloniserende arter. Typiske representanter er starr (*Carex acuta* og *C. aquatilis*), elvesnelle (*Equisetum fluviatile*), takrør (*Phragmites australis*), brei dunkjevle (*Typha latifolia*) og kjempesøtgras (*Glyceria maxima*). De kan i enkelte tilfelle også danne ringformete kolonier, men dette er uvanlig.

Alle kolonidannende arter har en ujevn fordeling av vitalitet og skuddtetthet innen kolonien (Boyd & Hess 1970). Størst skuddtetthet og vitalitet finnes nær, eller i, de ytre delene hvor aktiv vekst finner sted, mens sentrum av kolonien (eller bakre del) har mye lavere tetthet, sogar skuddtetthet ned mot null. Fenomenet likner i grunnen på soppenes "hekseringer", men ofte er ringen(e) ikke like så tydelig.

Helofyrtartenes forekomst er negativt assosiert til hverandre ved analyse av små prøveflater (under 1 m²). I de områdene der artenes forekomst overlapper, er det vanlig med en tydelig negativ korrelasjon mellom artenes skuddtettheter. Dette er ikke uventet, fordi slike arter har kraftig vegetativ formering med utløpere, krypende rotstokker ol. Mange arter, som elvesnelle og starr, er effektive rottorvdannere og modifiserer dermed sitt eget habitat til ugunstig for andre planter.

På svært slake strandbredder finnes den best utviklede sonasjonen. Igjen indikerer dette artenes individuelle og ulike respons til tørrelgging og neddykking. De potensielle spatiale nisjer (og derav følgende sonasjons plassering under gitte miljøforhold) er realisert i størst grad på slike habitater, der artene nesten bokstavelig "dras" fra hverandre. Omvendt vil arter med overlappende potensielle nisjer i større grad finnes sammen på mindre gunstige habitater, der de så og si "skyves" sammen. Et godt eksempel er nålesivaks (*Eleocharis acicularis*) og evjesoleie (*Ranunculus reptans*). På ekstremt slake strender er de nesten fullstendig romlig adskilt og har en høysignifikant negativ assosiasjon. På andre lokaliteter finner man ved statistisk analyse assosiasjoner mellom de to artene, som varierer fra signifikant positive til svakt negative, stort sett i samsvar med strandhelning og eksposisjon som skissert ovenfor. Liknende forhold gjør seg gjeldende for andre kombinasjoner av isoetidearter (Skulberg & Rørslett 1972).

Den intrikate mosaikkstrukturen på strandflatene, særlig mellom isoetideartene, gjør det visuelle inntrykket villedende. Den "homogenitet" som observeres ved betraktning av strandflatene smuldrer bort ved statistisk analyse av tilfeldig utvalgte prøveflater. Signifikante artsgrupperinger som kan påvises ett sted, kan mangle på en annen lokalitet selv om de samme artene finnes der også.

De klareste artsgrupperingene blant isoetidene kan kalles hhv. "øvre" og "nedre" strandelementene. Den første gruppen - "øvre strand" - er sentrert rundt evjesoleie (*Ranunculus*

reptans) og vassreverumpe (*Alopecurus aequalis*). Andre ettårige isoetider, som sylblad (*Subularia aquatica*) og firling (*Crassula aquatica*) kan også forekomme rikelig her sammen med unge rosettformer av vassgro (*Alisma plantago-aquatica*) og piggeknope (*Sprnganium* spp.). Den andre gruppen – “nedre strand” – utgjøres av nålesivaks (*Eleocharis acicularis*), sammen med evjebloomarter (*Elatine* spp.), småvass-soleie (*Ranunculus trichophyllus*), små tjønnaksarter (*Potamogeton* spp.) og stundom blærerot (*Utricularia* spp.), vasspest (*Elodea canadensis*) og kransalger (*Chara braunii*, *Nitella* spp.).

Øverst i strandsonen finnes fuktenger preget av vassrørkvein (*Calamagrostis canescens*). Særlig på ettersommeren ses de tørre akstoppene av dette gras som lyse striper eller bånd overalt i nordre Øyeren. Fuktengene inneholder en rekke andre arter, både urter og gras. Vegetasjonskartet til NIJOS (1992) fører opp denne vegetasjonstypen som “G3C: Rik fukteng. Vassrørkvein-type”.

Lenger ned på stranda overtar starr- og elvesnelledominerte samfunn. NIJOS (1992) fører disse opp på vegetasjonskartet som type “O3: Sump” med en rekke undertyper i henhold til de dominante artene. Denne tilordningen sidestiller vegetasjonstyper som er romlig adskilt langs vertikalgradienten. Samtidig settes det opp et kunstig skille til det NIJOS (1992) omtaler som type “O3: Elvesnellesump” (med undertyper) og type “O5: Takrørsump” (også med ulike undertyper). I den foreliggende undersøkelsen er vegetasjonstypene løselig tilordnet sin dominante art, siden det er slik plantesamfunnene oppfattes visuelt ute i felt. Tabell 3.4 fører opp de dominanspregete typer som er utskilt.

Plantesamfunnene ute i åpent vann er behandlet på tilsvarende vis ved kartleggingen. I forhold til strandvegetasjonen er plantedekket ute i åpent vann enda mindre koherent og tradisjonelle plantesosiologiske grupperinger er verken mulig eller hensiktsmessige.

4 Registrerte kvantitative vegetasjonsendringer i området

4.1 Bakgrunnsdata

Tilgroing med vann- og sumpvegetasjon er dokumentert fra nedre deler av Nitelva, Leira og Svellet (Erlandsen *et al.* 1984, Brandrud *et al.* 1989, Brandrud & Mjelde 1992). Hastigheten som plantebeltene rykker fram med, kan komme opp i 0.5 m/år (Erlandsen *et al.* 1984). Dette er sannsynligvis svært høye verdier til å være i et elvesystem, men er neppe representativt for hele regionen. Tilgroingen vil bremses eller reverseres i perioder med høy sommervannstand, eller lav vintervannstand kombinert med streng kulde. Data foreligger som viser at overvannsvegetasjonen i ett gruntvannsområde, Mærkja ved Svellet, har gått sterkt tilbake i perioder fulgt av meget hurtig tilvekst (Erlandsen *et al.* 1984, Rørslett unpubl.). Denne type raske svingninger er antakelig karakteristisk for vegetasjonsforholdene i alle fall i Nordre Øyeren og Svellet.

I avsnørte kroksjøer og dammer i nedre del av Leira og ved Svellet er tilgroing meget omfattende og reduserer artsdiversiteten i vann- og sumpvegetasjonen. Opphør av beite og annet bruk av våtmarkene kan ha bidratt til denne negative utviklingen (Brandrud & Mjelde 1992). Liknende forhold gjør seg trolig gjeldende ute i deltaet i Nordre Øyeren. Tilgroing med elve-snelle og andre overvannsplanter vil på sikt redusere det biologiske mangfold i deltaet og minske området verdi som biotop for mange fuglearter.

Historiske data er nødvendige for å klarlegge langsiktige endringer i plantedekket. Fra de nordre delene av Øyeren med Svellet finnes det et relativt omfattende materiale av flybilder. Dessuten er det foretatt flere botaniske undersøkelser de siste 30 årene, som i alle fall delvis dekker deltaområdet (Skulberg & Rørslett 1972, Valland 1978, Brandrud *et al.* 1988, Brandrud & Mjelde 1989, NIJOS 1992: vegetasjonskart).

Kvaliteten på foreliggende data er ganske variabelt og det vanskeliggjør selvsagt å fastslå de faktiske endringer. Valland (1978) beskriver f.eks. rik forekomst av kjempepiggnoppsamfunn fra innløpsområdet i Svellet, hvor alle tilgjengelige data (inklusive egne feltobservasjoner) viser at det forekommer samfunn med vesentlig stautpiggnopp og pilblad. Bedømt ut ifra kunnskap om habitatpreferanser for kjempepiggnopp er det helt usannsynlig at denne arten skal ha dannet store bestander i et så vind- og bølgeeksponert område. Muligens er luftbladsformer av stautpiggnopp forvekslet med kjempepiggnopp, trass i den betydelige forskjellen mellom disse artene.

Et annet eksempel er vegetasjonskartet publisert av NIJOS (1992). For de vegetasjonssamfunn som angår NIVAs nåværende undersøkelser, dvs. vann- og strandvegetasjonen, kan det konstateres til dels grove feil på dette kartet. Det vil derfor være ytterst uheldig om dette kartet dannet en referanse i vurderinger som har med tidsendringer å gjøre. Spesielt beklagelig er at det mangler et hvert forbehold om at enkelte plantesamfunn ikke er nøyaktig kartlagt, og at noen av de mest dominante samfunnstyper knapt er påført kartet. En ikke-informert bruker må derfor anta at kartet beskriver de faktiske forhold i nordre Øyeren.

Det vil føre for langt her å gå gjennom alle feilene og manglene ved 1992-kartet, men punktene satt opp nedenfor gir en viss indikasjon om hva problemet omfatter. Kartets samfunnsangivelse er gitt i parentes. Det presiseres at NIVAs merknader utelukkende referer til samfunn med vann- og strandvegetasjon. Andre vegetasjonstyper kan være adekvat dokumenterte. Problemene på NIJOS' vegetasjonskart er som følger:

- Det er angitt et bittelite område “langskudd-elveeng” (P5) ved Kavringen lengst sør i Svillet og ved Tuentangen i innløpet, men forøvrig er det utelatt flere kilometerlange striper med samme vegetasjonstype i denne delen av Øyeren. Disse vegetasjonsforekomstene sees med det blotte øye på lang avstand og de har vært et karaktertrekk i vegetasjonsbildet i alle fall de siste 40 årene, så hvorfor de er utelatt er helt ubegripelig.
- Mange kvadratkilometer store områder med “langskudd-sjøeng” (type P4) i Svillet, og utover deler av deltaplattformen er ikke avmerket i det hele tatt.
- Tilsvarende er det angitt mikroskopiske flekker med kortskuddstrand (O1) og kortskuddseng (P1), i virkeligheten dekker slike samfunn kvadratkilometer store arealer både i Svillet og utover i deltaet og er karaktersamfunn for hele Øyeren og ikke begrenset til innsjøens nordre deler.
- Over halve Mærkja i Svillet er kartlagt som “dunkjevle”variant av takrør-sjøsvaks-sump (type O5c), mens det riktige er kjempepiggnopp-samfunn med pilblad.
- Flytebladsamfunnene (P3) er angitt med noen små forekomster ute i deltaet, og da på beskyttede lokaliteter. I virkeligheten er slike samfunn dominante i Øyeren og typisk for eksponerte områder.
- Kransalgesamfunn (P2) som dekker svære arealer i deltaets østre deler er bare oppført som et par småflekker, og det på sterkt beskyttede steder.
- Ingen av de kjente forekomstene av sjøsvaksvarianten av takrørsump (O5d) er angitt på kartet.

4.2 Dokumenterte tidsendringer

Vegetasjonsendringene som man har kjent til i nordre Øyeren, synes å være tilfeldige og uten noe klart mønster i tid. Kunnskapen om endringene har heller ikke vært særlig omfattende, med et mulig unntak for Mærkja i Svillet hvor det finnes omfattende flybildemateriale. Dessuten finnes det sammenliknbare bakkebaserte fotografier fra Mærkja og Sørumsneset/Isakbekken som omfatter tidsrom på mer enn 30 år (Rørslett, unpubl. data).

I områder hvor vannutvekslingen med elveløp og liknende hindres, viser feltobservasjoner at det skjer til dels hurtig tilgroing med overvannsplanter. En slik tilgroing skjer på bekostning av undervannsvegetasjon og de spesielle pusleplantensamfunnene som nordre Øyeren er så kjent for. Mangfoldet reduseres og verneverdien for området synker tilsvarende.

Det er typisk for Øyeren at elvesnelle (*Equisetum fluviatile*) er en dominerende art i slike tilgroinger. Dette er en plante som har et meget omfattende rot- og rotstokk(rhizom)system, og den er en effektiv torvdanner. Et tilgrodd område kan derfor vanskelig bringes tilbake i en tilgroingssuksessjon, om først elvesnellebestandene får “bitt” seg fast.

Figur 4.1- Figur 4.10 dokumenterer hvor forskjellig tidsutviklingen har vært på lokaliteter i området.



Figur 4.1 Isakbekken 1968, sett mot nord. Breie belter av kvass-starr (*Carex acuta*) langs strendene. Ute i vannet vokser pilblad (*Sagittaria sagittifolia*) og vassgro (*Alisma plantago-aquatica*). Pusleplantesamfunn med evjebloom (*Elatine* spp.).



Figur 4.2 Isakbekken 1989, sett mot nord. I forhold til 1968 har det skjedd omfattende endringer og en kraftig tilgroing. Elvesnelle (*Equisetum fluviatile*) har overtatt for pilblad-samfunnet. Pusleplantevegetasjonen er forsvunnet. Strandskogen med *Salix*-arter har vokst kraftig.



Figur 4.3 Isakbekken 1999, sett mot nord. Krypkeiv (Agrostis stolonifera) har overtatt for elvesnelle-beltet i enkelte områder. Forbuskingen i strandsonen har fortsatt. Den kravfulle arten brei dunkjevle (Typha latifolia) forekommer nå innsprengt i starrbeltene.



Figur 4.4 Isakbekken 1968, sett mot sør. Åpne vannpartier med høyt artsmangfold av pusleplanter og sjeldne tjønnaksarter, bl.a. granntjønnaks (Potamogeton pusillus [=panormitanus]). Denne lokaliteten ble av Skulberg og Rørslett (1972) beskrevet som den artsrikeste i nedre deler av Leira og Nitelva, og må ha vært den mest verneverdige habitat for slik vegetasjon i Norge den gangen.



Figur 4.5 Isakbekken 1989. Sett mot sør. Stor økning av elvesnelle (*Equisetum fluviatile*) ute i tidligere åpent vannparti. Noe ekspansjon av starrbelter langs breddene.



Figur 4.6 Isakbekken 1999. Sett mot sør. Kraftig økning av helofyttarter, som brei dunkjevle (*Typha latifolia*), starr og elvesnelle.



Figur 4.7 *Utsikt over Mærkja i retning nord, 1968. Ringformete kolonier av kjempepiggnopp (Sparganium erectum) i åpent vann.*



Figur 4.8 *Mærkja, nesten helt vegetasjonsfrie områder. Bildet viser vannområdene utenfor de inngjerdete strendene som beites. Tatt i 2000.*



Figur 4.9 Frodig sump- og vannvegetasjon dekker den åpne vannflaten i Mærkja, 1993. Blomstrende pilblad (*Sagittaria sagittifolia*) stikker opp av vannet, mens skudd av hjertetjønnaks (*Potamogeton perfoliatus*) fyller vannsøylen med stengler og undervannsblader.

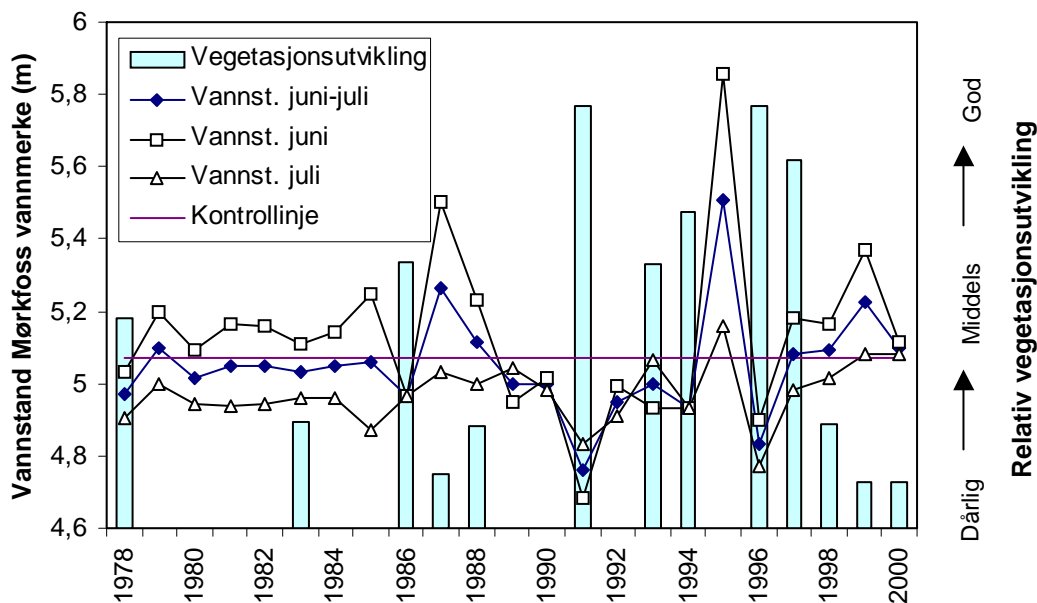


Figur 4.10 Massiv forekomst av våtmarksvegetasjon i Mærkja, 1996. Vegetasjonsdekningen varierer mellom 50 og 100% av vannflaten. Samfunn med kjempepiggeknope (*Sparganium erectum*), pilblad (*Sagittaria sagittifolia*), elvesnelle (*Equisetum fluviatile*) og diverse starrarter (*Carex* spp.). Undervannsvegetasjonen fyller vannet mellom skuddene av overvannsplantene.

4.3 Samband mellom vegetasjonsendringer og miljøfaktorer

Allerede under den tidlige gjennomgangen av Øyerens flora og vegetasjon, er storskala tidsendringer påpekt (jfr. kapittel 3.2). En gjennomgående trend er øket forekomst av mer næringskrevende planter, målt i antall arter. Øket artsrikdom er imidlertid ikke ensbetydende med større forekomst av vegetasjon, altså koloniserte områder. Dermed betyr ikke flere næringskrevende arter til stede i et område at vegetasjonen øker i mektighet grunnet større næringstilgang.

Selv om alle data indikerer at vekstforholdene for kravfulle arter er blitt mer gunstige de siste tiårene i nordre Øyeren, kan økende næringstilgang fra avrenning og avsetning av finmateriale ikke alene forklare de brå omskiftningene som er dokumentert fra bl.a. Mærkja. Figur 4.11 søker å fremstille et mulige samband mellom sommervannstanden og planteforekomst i Mærkja. Det fremgår av denne figuren at sammenbruddene i planteforekomst faller sammen med somre med høy vannstand. Stor fremgang for vegetasjonen er observert i somre med lavere vannstand enn normalt. Figur 4.11 viser midlere vannstand i juni, juli og juni-juli separat, men disse er innbyrdes høyt signifikant korrelert (juni-juli mot juni gir $r^2=0.94$, $p=6 \times 10^{-15}$; juni-juli mot juli gir $r^2=0.64$, $p=8.12 \times 10^{-6}$). Av kurvene ses det at de fleste år hvor det er høy vannstand i juni, så er det også høy vannstand i juli.



Figur 4.11 Midlere sommervannstand (månedsmidler) med angivelse av vegetasjonsforekomst. Data fra Mærkja i Svullet, basert på flybilder og feltobservasjoner. Kontrollinjen (rett strek) er middel vannstand for juni-juli i tidsrommet 1978-2000.

Datamaterialet i Figur 4.11 er semikvantitativt og for vegetasjonens del heller ikke uten "hull" og mangler. Sambandet mellom høy sommervannstand og reduksjon i planteforekomst er imidlertid så klart at det umulig kan være noen tilfeldighet. Konklusjonen må bli at hydrologiske forhold, særlig flomutviklingen, på en avgjørende måte kan påvirke utviklingen av vann-

og sumpvegetasjon i Øyeren. Datasettet antyder at en midlere sommervannstand (juni-juli) bør ikke ligge over 5,0 på Mørkfoss, og at en økende forekomst av planter kan forventes dersom sommervannstanden går under 4,90 som gjennomsnittsverdi. Omvendt vil midlere sommervannstand over 5,10 gi store negative utslag i vegetasjonsforekomst. Størst positiv effekt synes lav junivannstand å ha, dersom sommervannstanden ellers er lav. Det understrekes at verdiene referer seg til middelværdir for hhv. 1 og 2 måneder. Som kjent er den nominell HRV i Øyeren 4,80 m sommerstid, men ukontrollerbare nedbørsbetingete flommer vil løfte median- og middelværdir over dette nivået. Median for perioden juni-juli ligger gjennomgående 0,1 m lavere enn tilsvarende gjennomsnittsverdi. Derfor er det viktig ikke å bruke middelværdir og median om hverandre.

Endringene som er dokumentert i Mærkja kan spores i andre deler av Øyeren også (Tabell 4.1), men vil arte seg noe anderledes her fordi til dels andre arter er involvert. Likevel er det et påfallende godt samsvar mellom utviklingen i Mærkja og de omskiftninger som er beskrevet fra deltaplattformen i nordre Øyeren i NIVAs statusrapporter gjennom prosjektperioden. Det er derfor rimelig å bruke erfaringene fra Mærkja til å forstå vegetasjonsrelaterte grenser for vannstand i ulike deler av året.

Tabell 4.1 *Kvalitativ fremstilling av hovedtrekk ved vegetasjonsforekomst (vannvegetasjon og overvannsplanter) i Mærkja/Svellet og nordre Øyeren (deltaet og plattformen utenfor). Basert på syntese av flybilder og feltobservasjoner.*

År	Mærkja	Deltaet og deltaplattformen
1993	God vekst. Rik forekomst av tjønnaks.	(data mangler)
1994	God vekst alle grupper.	God vekst av piggknopp, pilblad og tjønnaks.
1995	Sterk tilbakegang for all vann- og sumpvegetasjon.	Sterk tilbakegang alle grupper.
1996	Kraftig vekst av alle grupper, bra forekomst av tjønnaks.	God vekst av piggknopp, mindre økning av tjønnaks.
1997	Kraftig vekst piggknopp og pilblad, stor bestand av tjønnaks.	Stor fremgang for piggknopp. Nokså bra vekst av tjønnaks, men arten taper fortsatt terreng.
1998	Sterk tilbakegang for kjempepiggknopp og pilblad. Reduksjon av tjønnaksbestand.	Tilbakegang i forekomst av piggknopp, sterk tilbakegang av tjønnaks. Algevekst i tidligere tjønnaksområder.
1999	Svak utvikling av sumpplanter. Tjønnaks forsvinner.	Dårlig vekst. Alger i tjønnaksområder.
2000	Meget dårlig dekning av alle plante-grupper.	Dårlig vekst. Alger på grunt vann.

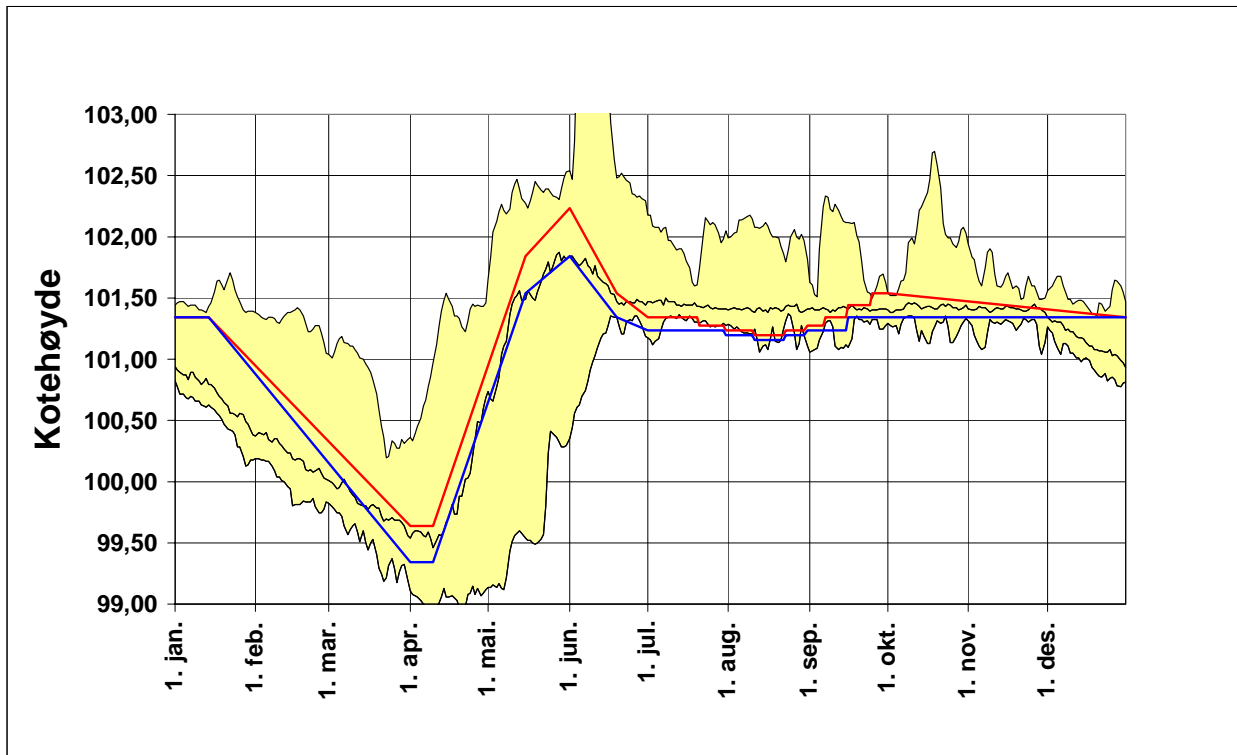
4.4 Vannstandsreglement og vannvegetasjon

Med utgangspunktet i analysen i kapittel 4.3, er det mulig å sette opp noen generelle mål for et vannstandsregime som vil begunstige vegetasjonsutviklingen i Øyeren. Det tenkes her på såvel våtmarksvegetasjon i deltaet inklusive laguner, vannhull mv. og den fastsittende undervannsvegetasjonen generelt.

Vårflommen til Øyeren kan bare delvis styres og det er lite hensiktsmessig å sette noen urealistisk lave grenser for vannstands nivået på denne tid av året. For all vegetasjon i Øyeren, såvel i våtmarkene som ute i åpent vann, vil det være gunstig at flomvannstanden gikk ned så raskt som mulig i juni måned, for deretter å synke jevnt videre utover sommeren. Vekstsesongen er nokså kort for undervannsplantene og viktige arter, slik som hjertetjønnaks, har avsluttet sin vekst allerede tidlig i august. Etersommeren har for disse artene betydning ved at frø modnes og at plantene kan starte forberedelser til overvintring, som oftest skjer med vinterskudd (turioner), rot- og rotstokksystemer. Frø- og diasporspredning til nye habitater vil lettes dersom det kommer mindre flommer på høstparten, noe som alltid har vært et naturlig innslag i Øyerens hydrologiske syklus. Vannstanden i vinterhalvåret er ikke kritisk for artene i Øyeren, med mindre det initieres omfattende erosjon ved en lav vintervannstand. En slik erosjon kan skade plantedekket ved at overvintringsenhetene ødelegges eller at de overlages med for tykke lag erosjonsmateriale. Tørrlegging og innfrysning i seg selv kan ikke være bestemmende for plantelivet i Øyeren, siden storparten av de vegetasjonskoloniserte arealene i innsjøen vil tørrlegges vinterstid under den nåværende manøvreringen av Øyeren.

Et forslag til retningslinjer for ønsket vannstand må ta hensyn til at vannstandene har en svært høyreskjev frekvensfordeling (se kap. 2.6), slik at sannsynligheten for overskridelse av en gitt kotehøyde er meget stor. Derfor vil det også være et betydelig avvik mellom median og middel for slike skjeve fordelinger. En kontrollinje for vannstand må defineres med disse forutsetningene i mente. Se eksempelvis på Figur 2.6 som viser fordelingen av døgnvannstander i juni-juli, samt Tabell 2.5. som lister de statistiske målene for samme tidsrom. Antar man at kontrollinjen for juli faktisk er 101,34 moh (4,80 m (HRV)), så viser Tabell 2.5 at denne grenseverdien i virkeligheten overskrides omlag 90% av tiden. Middel og median er henholdsvis 0,19 og 0,12 m høyere enn antatt HRV i samme tidsrom (1978-2000). Selv om avvikene kan virke tallmessig små, vil de utgjøre store arealforskjeller i Øyeren grunnet den slake topografien. Dessuten kan ekstremårene, hvor vannstanden om sommeren går vesentlig høyere enn HRV, gi stor innflytelse på vegetasjonsutviklingen 1-2 år etterpå.

Det anbefales at medianvannstanden i Øyeren forsøkes lagt rundt k. 4,80 om sommeren, altså lik den nåværende HRV. Dette er omlag 15 cm lavere enn median for sommerperioden (juni-juli) mellom 1978 og 2000. Forskjellen er likevel stor nok til å forventes gi en betydelig og positiv effekt på vann- og strandvegetasjonen i hele Øyeren. For å oppnå målet om en medianvannstand rundt 4,80 m nivået, bør man tillate vannstanden å falle utover sommeren, helst med start allerede fra midten av juni måned. I midten og slutten av juli måned bør vannstanden tillates å ligge rundt 4,65- 4,70, for deretter å stige mot slutten av august til rundt 5,0 m. Disse vannstands nivåene er kontrollnivåer og den reelle vannstanden vil formodentlig ligge noe høyere store deler av tiden, grunnet den skjeve frekvensfordelingen av døgnvannstandene.



Figur 4.12 Forslag til tidsprofil for vannstand i Øyeren, basert på vannbotaniske kriterier. Målsetningen er å oppnå en median sommervannstand på 101,34 moh (4,80 m), som medfører omlag 0,15 m høyere midlere vannstand i samme periode. Blå kontrollinje angir en minimums- og rød linje en ønsket maksimumsvannstand. Kurveforløpet utenfor tidsrommet juni-august er ikke like kritisk som for sommerperioden i vegetasjonsmessig henseende.

Eventuelle pendlinger på ettersommeren, som det er åpnet adgang til i prøvereglementet fra 1996, vil ikke påvirke de foreslåtte kontrollinjene. Årsaken er at pendlingene er tilnærmet symmetrisk i opp- og nedgang i vannstand, slik at de prinsipielt influerer minimalt på median- og gjennomsnittsverdier for den perioden hvor inngrepet finner sted.

5 Vegetasjonskart

Et hovedmål for undersøkelsen i Øyeren har vært å fremstille et fullstendig vegetasjonskart over vannvegetasjonen i området nordre Øyeren, hvor også forholdene på de vanndekte arealene kommer frem. Dedikerte flybilder har derfor vært en viktig datainnsamlingsmetode for prosjektet. Erfaringer fra tidligere kartlegging av vann- og sumpvegetasjon har vist at opptak på falskfarge infrarødfilm (IR-F) ofte gir det beste kartleggingsgrunnlaget.

Hovedgrunnlaget for vegetasjonskartet er en IR-F bildeserie fra 1997 (nr. 12184, Fjellanger-Widerøe AS). Denne bildesekvensen er valgt av flere årsaker, bla. fordi bildekvaliteten er svært god og dessuten at vegetasjonsutviklingen denne sommeren var optimal mhp. kartlegging. Som før dokumentert (kap. 4) må man regne med variasjoner i plantedekket fra år til annet. Vegetasjonskartet viser derfor ikke nødvendigvis tilstander som gjelder over lengre tidsrom, men indikerer de delområder hvor stor vegetasjonsforekomst er vanlig.

Flybildene er tatt i nominell målestokk 1:10.000 og er digitalt inntegnet på et kartgrunnlag (ArcView database, NVE, fra 1992) i tilsvarende målestokk. Ved bearbeidingen av bilde-materialet er det gjort hyppige kontroller i felt for å verifisere kartleggingsresultatene. I Tabell 5.1 er det en oversikt over anvendte kartleggingsgrupper.

Vegetasjonskartet i stor målestokk er vedlagt denne rapporten og en forminskert utgave er gitt Figur 5.1.

Tabell 5.1 Kartleggingsgrupper (kartets fargede vegetasjonsgrupper) anvendt av NIVA og NIJOS (1992).

Kartgruppe/vegetasjonstype NIVA	Vegetasjonstyper (Fremstad 1997) og kartsignatur i NIJOS* (1992)	Beskrivelse
Elvesnellesump	O3a	Snellebeltet er typisk for beskyttede strandpartier og andre områder hvor sedimentering skjer. Elvenesnelle er ofte helt enerådende i denne vegetasjonstypen og vokser dypere enn de fleste helofyttartene (med unntak av dunkjevle og sjøsivaks). I bukter og meandre med redusert vannutskiftning bidrar elvenesnelle til en rask tilgroing.
Starrsump	O3c, deler av O3a og L4b	Ren- eller blandingsbestander av storvokste starrarter, spesielt kvass-starr (<i>Carex acuta</i>), nordlandsstarr (<i>C. aquatilis</i>) og flaskestarr (<i>C. rostrata</i>). I øvre deler et økende innslag av fuktengarter (gulldusk, myrrapp osv.). Starrengene går øverst over i fuktenger med vassrørkvein som dominant. Starrbeltene er et typisk trekk i vegetasjonsbildet ved Øyeren og særlig godt utformet i deltaet og omkring Svullet. Kvass-starr og nordlandsstarr veksler om å være dominante arter, mens flaskestarr er langt mer uvanlig og forekommer på noe mer beskyttede lokaliteter, den er vanlig i Monsrudvika.
Takrørsump	O5b	Renbestander av takrør (<i>Phragmites australis</i>). Begrenset forekomst i området. Flere feilaktige angivelser i NIJOS (1992).
Dunkjevlesump	O5c	Bestander av brei dunkjevle (<i>Typha latifolia</i>), ofte i renbestander, stundom innblandet i elvesnellesumper. Mange kartangivelser av O5c i NIJOS (1992) er feilaktige og refererer til piggknopp/pilbladtyper, eller samfunn med kjempesøtgras eller sjøsivaks.

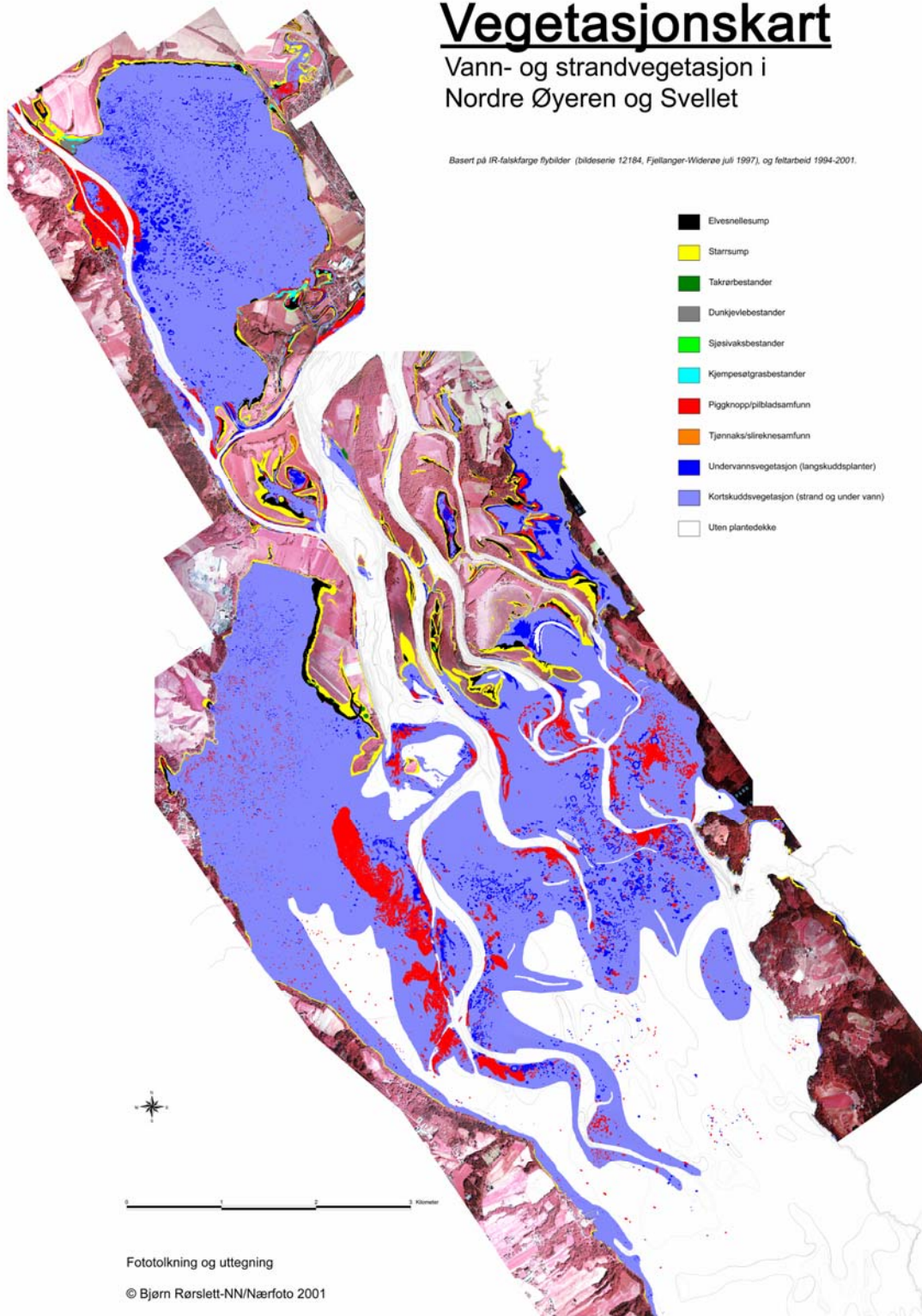
Sjøsivakssump	O5d	Renbestander av sjøsivaks (<i>Schoenoplectus lacustris</i>), en art som følger Nitelva og ellers er svært begrenset i utbredelse i Øyeren. Flere feilaktige angivelser i NIJOS (1992).
Kjempesøtgras-sump	NIJOS: O5f	Renbestander av kjempesøtgras (<i>Glyceria maxima</i>). Denne storvokste arten forekommer omkring Svellet og på Øya, men er ikke funnet i deltaet. Flere feilaktige angivelser i NIJOS (1992).
Piggknopp/pilblad-vegetasjon	Fremstad: O5e, P2a NIJOS: P5 (delvis)	Flytebladssamfunn med en blanding av piggknopp- (<i>Sarganium</i>)arter og pilblad (<i>Sagittaria sagittifolia</i>), som er svært vanlig og meget typisk for området. I Nitelva, Leira, Merkja og Svellet opptrer plantene ofte med luftskudd og blomsterstander, mens de ellers er sterile og har lange, båndformete blader under vann og på vannflaten. Kjempepiggknopp (bare overvannsform) er et innslag i dette samfunnet i Mærkja, men ellers er stautpiggknopp og flótgras hovedkomponenter. Pilblad er særlig vanlig i Nitelva, Svellet og de nordlige og vestlige deler av Øyeren. På deltaplattformen opptrer pilblad nesten bare i en steril undervannsform som fysiognomisk er identisk med piggknoppartene. Angivelsene i NIJOS (1992) er direkte misvisende, siden dette samfunnet er både svært utbredt og består av andre arter enn anført av NIJOS. Forekomsten i Merkja er feilaktig angitt som dunkjevlesamfunn (er kjempepiggknopp og pilblad).
Undervanns-vegetasjon	Fremstad: P1 NIJOS: P4, P5 (delvis)	Langskuddsplanter (elodeider) er en viktig vegetasjonstype i Øyeren. Tjønnaksarter, spesielt hjertetjønnaks (<i>Potamogeton perfoliatus</i>) dominerer dette samfunnet i området. Hjertetjønnaks danner store, ringformete kolonier i Svellet og på deltaplattformen, mens arten sammen med grastjønnaks (<i>P. gramineus</i>) og storvass-soleie (<i>Ranunculus peltatus</i>) vokser i langstrakte kolonier langs marbakken i strømløpene i deltaet. Tusenblad (<i>Myriophyllum alterniflorum</i>) forekommer mest i laguner, men er ellers spredt i alle varianter av undervannsvegetasjonen i hele Øyeren. Angivelsene i NIJOS (1992) er svært ufullstendige for denne vegetasjonstypen.
Tjønnaks/slirekne	Fremstad: P2b, P2c NIJOS: P3a (se kommentar)	Rene flytebladssamfunn (nymphaeider) med vanlig tjønnaks (<i>Potamogeton natans</i>) og vass-slirekne (<i>Persicaria amphibia</i>), stort sett begrenset forekomst i områder med lite strøm og rask sedimentering. Innslag av andemat (<i>Lemna</i> spp.) eller nøkkeroser (<i>Nuphar</i>) på lokaliteter i bakevjer, avsnørte dammer osv. NIJOS (1992) bruker tjønnaks- og flótgrassamfunn i type P3a, "Flyteblad-sjøeng". Dette er en selvmotsigende kategori fordi de omtalte karakterartene forekommer på til dels helt ulike biotoper. Kartangivelsene av P3a i NIJOS (1992) er svært ufullstendige.
Kortskudds-vegetasjon	Fremstad: O1, P4 NIJOS: O1, P1a, P2	Kortskuddsplantene utgjør den arealmessig viktigste vegetasjonstypen i Øyeren. Nålsivaks (<i>Eleocharis acicularis</i>) er mest utbredt fulgt av evjesoleie (<i>Ranunculus reptans</i>), sylblad (<i>Subularia aquatica</i>) og en rekke andre småvokste, ettårige pusleplanter. Kartangivelsene av disse vegetasjonstypene i NIJOS (1992) er svært ufullstendige.

*NIJOS (1992) anvender typebetegnelser hentet fra Fremstad & Elven (1987), disse bokstavkodene er til dels brukt annerledes i Fremstad (1997).

Vegetasjonskart

Vann- og strandvegetasjon i Nordre Øyeren og Svellet

Basert på IR-falskfarge flybilder (bildeserie 12184, Fjellanger-Widerøe juli 1997), og feltarbeid 1994-2001.



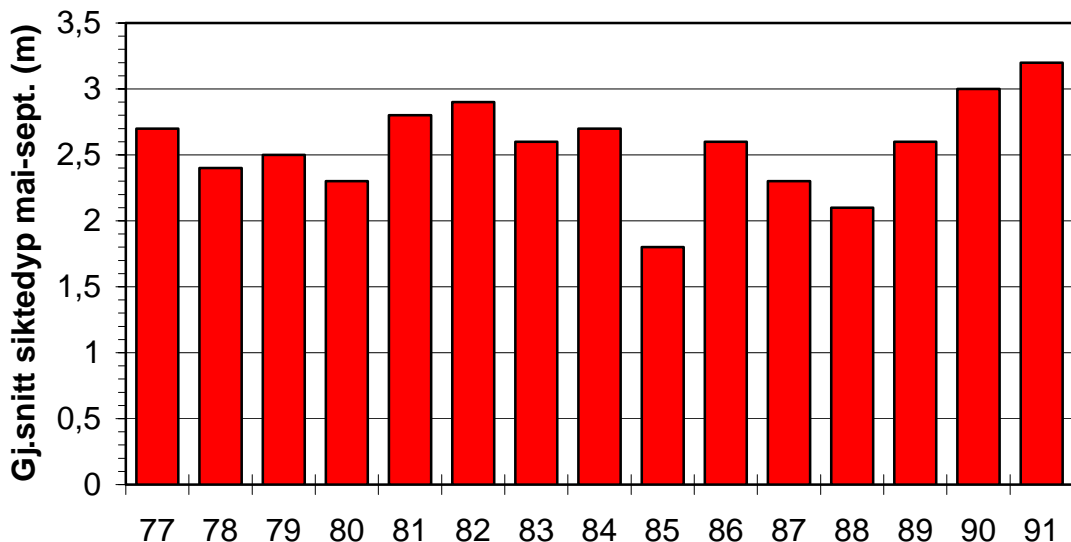
Figur 5.1 Vegetasjonskart for Øyeren

6 Optiske egenskaper i vannmassene

6.1 Siktedypsmålinger

Siktedypet ("Secchi-dyp") er et tradisjonelt mål for klarhet i vannmassene. Slike opplysninger må brukes med stor forsiktighet for å karakterisere de optiske egenskapene i en innsjø. For mer nøyaktig karakterisering behøves kvantitative målinger (lysmålinger, etc.).

Siktedypet i sentrale deler av Øyeren er 2-3 ganger større enn i Svellet, og dette avspeiler en lavere algeproduksjon. Forholdene vil variere fra år til annet, bl.a. som følge av klima, vannføring i tilløpselvene, vannstand i Øyeren osv. Variasjonsbredden i siktedyp gjennom en årrekke er illustrert i Figur 6.1.



Figur 6.1 Siktedyp på st. ØY1 (sentrale del av Øyeren) gjennom vekstsesongene 1977-91. Dataunderlag stilt til rådighet av ANØ.

I en innsjø av Øyerens type, vil turbiditet og partikkelinnhold påvirke de optiske forholdene i stor grad (Kirk 1983). Derfor er det ofte mindre tydelig sammenheng mellom lysklima (basert på siktedyp) og dybdegrensene for fotosyntetisk aktive organismer i slike innsjøer. Dessuten vil en vegetasjon som er ustabil og i stadig endring heller ikke korrelere direkte til beregnede lysgrenser (se Rørslett & Johansen 1995).

Svekningskoeffisientene til PAR-andelen (photosynthetic available radiation) av undervannslyset ble beregnet av Aanes *et al.* (1982), og varierte fra 0.59 til 1.12 m^{-1} som gjennomsnitt i vannsøylen. Dette er middels høye svekningsverdier etter norske forhold (slike koeffisienter er ikke kompatible med Weibull-kurven, og det har ikke lyktes å få tak i rådata for å beregne lyssvekningsen på nytt).

Erfaringsmateriale indikerer at 10%-nivået av overflateintensiteten kan korrelere med dybdegrense for fastsittende vegetasjon; dette nivået lå mellom 1.7 og 3.0m for målingene i 1981.

Sambandet mellom undervannslysklima og manøvreringen av Øyeren var ikke studert før NIVAs nåværende undersøkelse.

6.2 Variasjoner i lysforholdene i Øyeren

Resultater av PAR lysmålingene i juli 1994 er sammenstilt nedenfor. Det kan bemerkes at lysmålinger på Øyeren har store måletekniske problemer pga. de hyppig forekommende krappe bølgene. Dette gir svært store utslag i måleverdiene nær vannoverflaten pga. såkalt fokusering (Rørslett, Hawes & Schwarz 1997). Selv måleserier med over 1000 målepunkter kunne ikke eliminere disse metodiske vanskene i tilstrekkelig grad. Forklaringsgraden (r^2) på de ikke-lineære regresjonene som ble brukt, lå derfor sjelden høyere enn 99.0 % og dette er langt dårligere tilpasning enn normalt for lysdata fra norske innsjøer (Rørslett 1996, Rørslett upubl. data 1988-94).

Tabell 6.1 Lysmålinger (PAR) fra ulike stasjoner i Øyeren og Svullet. Juli 1994.

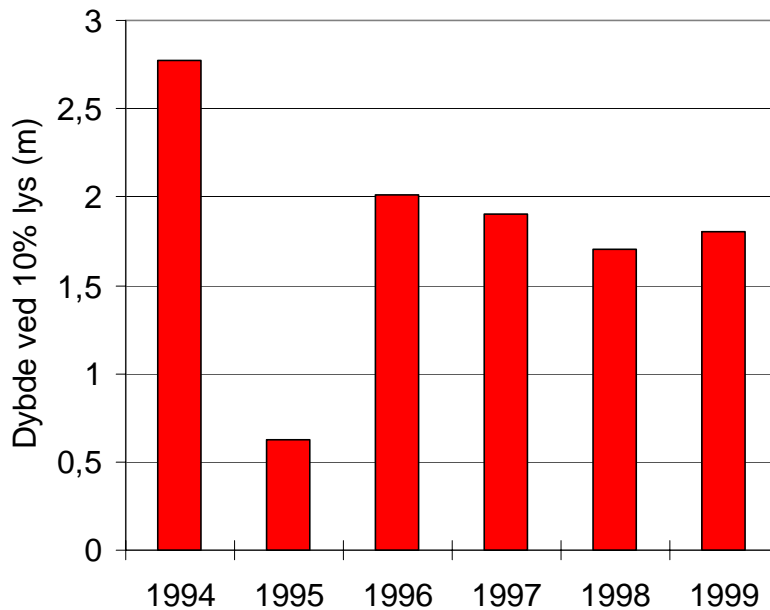
Sted	Vanndyp (m) tilsv. % overflatelys PAR	70 %	50 %	30 %	20 %	10 %
NØ Degrumsøya		0.33	0.70	1.31	1.81	2.72
Svullet		0.06	0.11	0.20	0.28	0.42
I hjertetjønnaks bestand*		<0.05	<0.05	»0.2	»0.3	»0.8
Midtre Øyeren		0.35	0.71	1.31	1.82	2.72
Ø By		0.21	0.78	1.54	2.11	3.03
S Rundsand		0.30	0.60	1.13	1.59	2.48
Monsrudsvika		0.27	0.77	(1.85)**	(2.93)**	-
Gjushaugsand (i Glommas hovedløp)		0.23	0.56	1.19	1.77	2.88

* meget variable målinger fordi plantene "henger" i strømmen og vifter frem og tilbake. Beregnede dybdeverdier er derfor omtrentlige.

** ekstrapolert verdi. Målestasjonen hadde ikke stort nok dyp til å måle direkte.

Lysforholdene skifter voldsomt innenfor det undersøkte området, og sannsynligvis også innen korte tidsrom (dette belyses i påfølgende avsnitt). Tilsammen gjør disse trekkene det ekstremt vanskelig å sammenholde eldre og nyere lysdata fra Øyeren, og fastslå om endringer faktisk har funnet sted.

Generelt kan vannmassene betraktes som nokså grumsete og preget av betydelig partikkeltransport. 10%-lys isobathen ligger omkring 2.5-3.0m vanndybde. Monsrudsvika har klare vann av de undersøkte lokalitetene. Svullet skiller seg spesielt ut ved å ha sterkt turbid vann og meget høy spredning av innfallende lys. Bare 10% av overflateverdien finnes tilbake på rundt 0.4m vanndyp og dette medfører ekstremt dårlige vekstforhold for undervannsplanter i Svullet. Det er ikke målt så lav transparens i noen innsjø tidligere i Norge. Irradians reflektans (oppstrømmende lys) var i Svullet > 10% og dette indikerer meget høy partikkeltetthet i vannmassene. Ellers i Øyeren lå irradians reflektans mellom 1 og 3 %.



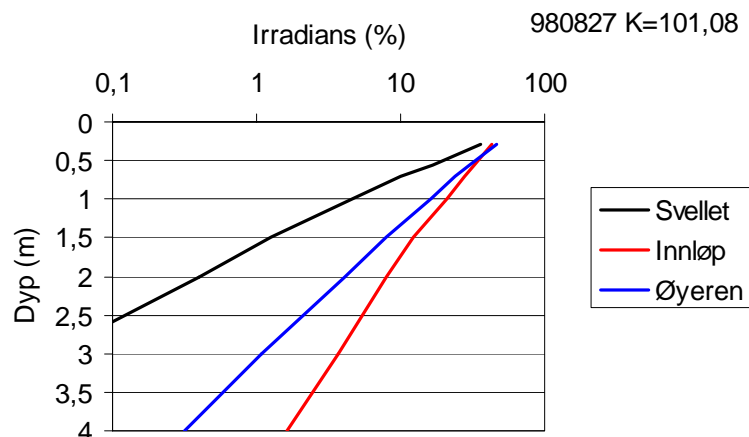
Figur 6.2 Karakteriske lysverdier for Øyeren 1994-99, beregnet som gjennomsnitt for samtlige måleserier respektive år. Data fremstilt som 10% lysisobather (dvs. vanddyb tilsvarende 10% av innfallende lysmengde).

For en oppsummering av lysklimaet i Øyeren henvises til Figur 6.2 ovenfor. Av hensyn til den store variasjonene i tid og rom er dataseriene midlet for hvert år, for å få frem eventuelle tidstrender. Dessuten er det valgt å anvende en sekundærvariabel for å beskrive lysklimaet, i dette tilfellet vanddybde tilsvarende 10% av overflateintensiteten.

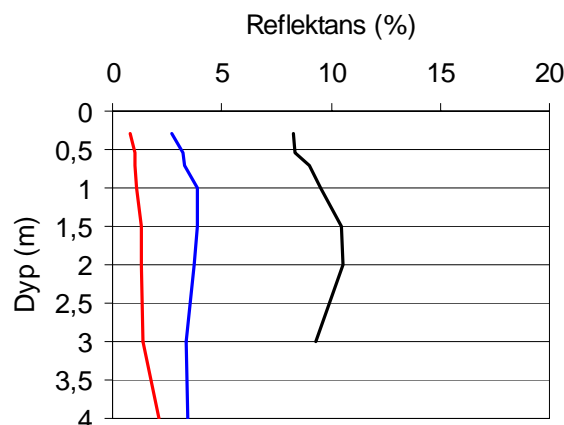
Årsmidlene antyder at undervannslysklimaet i Øyeren har blitt forverret etter 1994, trolig som følge av 1995-flommen og etterfølgende interne reallokeringer av flomsedimenter. En viss bedring av lysklimaet indikeres av dataserien, men fortsatt er situasjonen lysmessig mindre gunstig for undervannsplantene ved utgangen av 1999 enn i 1994.

Figur 6.3 viser typiske dybdeprofiler for lyssvekking i Øyeren. Helt gjennomgående – unntatt i en flomsituasjon – har innløpet oppstrøms samløp med Nitelva det klareste vannet, mens det i Svellet er sterkt grumsete vannmasser med dårlig lysgjennomgang mot dypet. Ute på delta-plattformen er vannmassene preget av innløpsvannets kvalitet, men det er tiltakende svekking av undervannslyset grunnet større partikkelmengder i vannsøylen. Det økende partikkelinnholdet fremstår tydelig når dybdeprofilen av reflektans vises (Figur 6.4).

Krumningen i irradianskurvene fremstår tydelig på Figur 6.3, selv i et log-transformert plot. Lyssvekkingen under vann følger ikke den tradisjonelt brukte formelen ($y=\exp(-kz)$), eller i lineær form $\ln y=-kz$). Dette gjør eksakte beregninger av det faktiske undervannslysklimaet i Øyeren temmelig komplisert. De raske tidsmessige og geografisk betingete variasjonene i lysforholdene under vann bidrar til å gjøre storskala anslag for insolasjon mv. enda mer usikre.



Figur 6.3 Dybdeprofil av PAR irradians (nedstrømmende lys, 400-700 nm) i Svellet, innløpet i Øyeren ved Gjushaugsand og deltaplattformen sør for Rundsand. Data fra 27.august 1998.



Figur 6.4 Reflektans (R) profiler i Svellet, innløpet ved Gjushaugsand og Øyeren sør for Rundsand.

6.3 Samband mellom lysklima og vegetasjon

Det er typisk for lokaliteter med skiftende vannstand å finne vegetasjonen anordnet i oftest klare soner langs vertikalgradienten vann - land. Øyeren er intet unntak i så måte. Tydeligst sonering finnes i øvre del av vertikalgradienten, lenger ned blir sonasjonen noe mer utydelig. Trolig reflekterer dette at vannvegetasjonen er nokså ustabil og ikke eksisterer i en likevekts-tilstand med miljøbetingelsene. Hovedsonasjonen for vannboende arter i Øyeren er angitt ned-

enfor, hvor tallene er dybde referert til årlig medianvannstand (101,36 moh = 4.82 m ved Mørkfoss),

- 0-1 m: Kortsquddsplanter; starr, sivaks og snelle (øvre del til 0.5 m)
- 1-2 m: Piggknopp, tjønnaks, pilblad, vass-soleie, [vasspest], kransalger
- 2-3 m: Hjertetjønnaks, [vasspest], kransalger
- > 3 m: Meget sporadisk forekomst av kransalger

Nedre dybdegrense for karplantene (rundt 3 m) korrelerer brukbart med 10% isobath for innstrålende PAR (spektralområdet 400-700 nm) lys. En slik sammenheng er neppe like god i Øyeren som andre steder, fordi vegetasjonen ikke er i en likevektstilstand og kan dermed finne seg i en suksesjonsfase etter tidligere episoder med dårlige lysforhold.

Antakelig er lysfaktoren sterkt selekterende for langskuddsarter som har rotstokker og evne til å holde bladmassen nær vannoverflaten. I området gjelder dette særlig hjertetjønnaks (*Potamogeton perfoliatus*), som er en av Øyerens karakterarter. Lysmålinger inne i tette kolonier av hjertetjønnaks ute på deltaplattformen bekrefter at undervannslyset der var like ugunstig for plantevekst som i Svellet. Flytebladsformene av piggknopparter (*Sparganium angustifolium* og *S. emersum*) samt pilblad (*Sagittaria sagittifolia*) vil trolig være spesielt konkurransesterke i forhold til annen vegetasjon av samme årsak, og man kan merke seg at disse plantene også er svært utbredt i Øyeren. Kransalgen *Nitella* er lite lyskrevende og finnes gjerne på store dyp; i Øyeren vokser den ikke dypere enn omlag 3-4m, antakelig pga. sterkt omskiftelig undervannsklima og lav irradians ved nedre dybdegrense.

Mange innsjøer har dypvannssamfunn med moser og kransalger som hovedinnslag. Dybdefordelingen av slike samfunn er typisk styrt av lysfaktoren. I Øyeren kan for såvidt *Nitella* sies å være et slags samfunn av denne typen, men bestandene står ikke særlig dypt (3-4 m) og er til dels ytterst sparsomme i forekomst. Noen mosekomponent ble ikke observert in situ, men driveksemlarer av bla. elvemose (*Fontinalis antipyretica*) er funnet en gang i blant. Om dette er stedegne planter er høyst usikkert, slike moser finnes relativt vanlig i vassdraget oppstrøms Øyeren og driv kan like gjerne stamme derfra. Det samme gjelder et par driveksemlarer av stivt brasmegras (*Isoetes lacustris*), som også kan inngå i typiske dypvannssamfunn i norske innsjøer (Rørslett & Brettum 1989).

Vegetasjonsdata fra Øyeren indikerer at lyset setter en klar grense for hvor dypt autotrofe planter kan vokse, og at denne lysbetingete grensen ligger grunt i forhold til mange andre lokaliteter. Den manglende samfunnsstrukturen mot dypere vann kan forklares ved at lysforholdene under vann er sterkt varierende og dermed gir en høy grad av stressbelastning på de plantene som eventuelt forsøker å kolonisere dypområdene.

7 Pendlingsforsøkene 1997-99

7.1 Bakgrunn

Korttidsendringer i Øyerens vannstand ble tillatt i prøvereglementet for Øyeren 1996-2000. Vannstanden kan variere mellom 5,00 (HRV + 0,2 m) og 4,70 (HRV -0,1 m) på VM Mørkfoss om sommeren og høsten. Korttidsregulering skal normalt ikke skje når vannføringen ved Solbergfoss er under 500 m³/s, men prøvereglementet åpner for en begrenset adgang til slik regulering på lavere vannføringer.

Det kan i tillegg gjøres inntil fem pendlinger med vannstand varierende fra 5,20 (HRV + 0,4 m) og 4,50 (HRV – 0,3 m). Disse endringene kan utføres i tidsrommet etter 10. august frem til islegging hvert år ved behov fra regulantens side.

Fra et vannfaglig og botanisk synspunkt var og er slike korttidspendlinger verken påkrevd eller ønsket. Metodisk sett kom denne endringen i manøvreringspraksis inn som en kompliserende faktor midt i prosjektperioden.

En variasjon i vannstanden er selvsagt en naturgitt forutsetning for de eksisterende økosystemene i Øyeren, men frekvens og amplitude av de kunstige svingningene stemmer ikke med noe sannsynlig behov som vann- og strandvegetasjonen kan ha. Verken ett- eller flerårige arter kan ha “nytte” av såpass betydelige vannstandsvingninger som skjer innenfor tidsramme av et par dager. Dette blir derimot en uforutsigbar og belastende alvorlig stressfaktor for all fastsittende vegetasjon.

Også i en “naturtilstand” kan det forekomme kortvarige skiftninger i vannstanden fra nedbør. Forskjellen mellom slike endringer og pendlingene ligger i at ved pendlingene går vannstanden ikke bare opp, men også hurtig ned under et forutgående nivå; dette vil ikke skje ved naturlige forhold i Øyeren

7.2 Observasjoner under pendlingene

Et hovedinntrykk fra ulike pendlingsforsøk var at enkelte arter “strandet” med fare for uttørking og liknende skader på skuddene. Dette gjaldt f.eks. den meget sjeldne og verneverdige kransalgen *Chara braunii*, som forekommer på temmelig grunt vann. Arten er spesielt utsatt siden skuddene mangler enhver form for beskyttelse (kutikula e.l.) mot uttørking. Omfattende skader på *C. braunii* ble observert i 1996 og 1997, hvor pendling fant sted i godværsperioder. Også den sjeldne og rødlistete arten granntjønnaks (*Potamogeton pusillus*) ble påvirket på samme måte; denne arten vokser nokså ofte sammen med *C. braunii*.

Andre åpenbare skader på vegetasjon under pendlingene oppsto fordi enkelte overvannsarter brått mistet det hydrostatiske sidetrykket på skuddene da vannstanden ble senket. Dermed kan skuddene falle utover eller knekke. Denne effekten ble observert for pilblad, kjempepiggnopp, brei dunkjevle og elvesnelle. Trolig vil slike skader være lokalt begrenset.

En tredje skadetype ved pendlingene kan komme fra tilslamming av plantene, noe som særlig var merkbart for pusleplantesamfunn på øvre strand. Trolig vil bølger og vannbevegelser fjerne endel av det avsatte partikulære materialet etterpå, når vannstanden normaliseres.

Til sist, men trolig viktigst, av skadevirkninger fra pendlingene er den negative innvirkningen på plantenes fotosyntese som kommer av 20-50 cm høyere vannsøyle over plantene. Alt etter hvor i Øyeren man befinner seg vil denne ekstra vannsøylen innebære 50% eller mer reduksjon av innfallende lysenergi for fotosyntese. Denne effekten vil påvirke vegetasjonen over store områder. Den senkede vannstanden i pendlingssyklusen kan derimot øke energitilførslen ved at plantene har mindre vann over seg. Uansett vil omskiftningene gi et miljøstress som kan slå uheldig ut for arter nær sin yttergrense i utbredelsesnisjen.

NIVAs undersøkelser i samband med pendlingene omfattet også målinger av undervannslys. Generelt sett førte pendlingen til at man fikk mer grumsing i vannsøylen under oppkjøringen av vannstanden fra laveste nivå, altså i siste del av pendlingssyklusen. Noe grumsing kunne forekomme da vannstanden sank, men denne tilgrumsingen hadde en mer lokal karakter.

Grumsingen i vannsøylen vises ved forhøyde verdier av reflektansen, R. I Svillet økte R fra rundt 5% til over 20%, mens utslagene ute på deltaplattformen var betydelig mindre, med en midlere økning fra 3% til rundt 5%. Innløpsvannet i Glomma varierte gjennomgående fra 1.5 til 2.5% reflektans i samme tidsrom. Datamaterialet indikerer at vannmassene klarnet i løpet av en ukes tid etter pendlingen. Trolig er tilgrumsingen forårsaket av partikulært materiale som sedimenterer relativt hurtig.

Forhøyet lyssvekning i vannsøylen vil ikke automatisk finne sted selv om reflektansen øker, siden øket R viser at det finner sted større lysspredning (scattering), ikke større absorpsjon av lysenergi. En beskjeden økning i lyssvekning ble likevel registrert i løpet av pendlingene samtlige år, men forskjellene er ikke statistisk signifikante.

Konklusjonen med hensyn på pendlinger og lysfaktoren er at slike raske endringer i vannstand kan gi tilgrumsing merkbart i store deler av Øyeren, men dette gir bare en korttidseffekt og vannmassene vil klarne i løpet av en ukes tid. Likevel betyr tilgrumsing at partikulært materiale er forflyttet innenfor innsjøen, og dette "nye" materialet kan trolig lettere remobiliseres ved neste pendlingsrunde. Ved gjentatte pendlinger kan det derfor være en risiko for hurtig økende tilgrumsing, om tidligere vannstandsendringer har mobilisert partikulært materiale som ikke har stabilisert seg internt i Øyeren. Faren for nedslamming av plantevekst vil trolig øke dersom pendlingene blir regelmessig utført i Øyeren.

Når det gjelder vannvegetasjonen så kan ikke feltobservasjonene indikere noen klart positive effekter, men negative virkninger er observert. Fra et vegetasjonsmessig synspunkt er pendlingene derfor ikke ønskelige. Dersom frekvensen av pendlingene holdes lav, vil likevel skadevirkningene ikke være for omfattende for strandvegetasjonen, men faren for skader på rent vannboende makrofytter vil alltid være til stede.

8 Storflommen 1995: Betydning for vegetasjonen i Øyeren

Endringene i vegetasjonsforholdene i nordre Øyeren er godt dokumentert gjennom feltarbeid før og etter flommen, samt et nokså omfattende flybildemateriale fra 1983-88 og 1995-97. De vegetasjonsmessige konsekvenser av 1995-flommen kan oppsummeres slik:

- Ekstremt høy vannstand i første del av vekstsesongen
- Meget grumsete vann som ga lite lys til undervannsplantene
- Pålagring av flomsedimenter (noen steder mer enn 40 cm tykke lag)
- Erosjon langs enkelte elveløp

Disse forholdene ga sterkt synlige utslag i plantedekket i 1995:

- Stor tilbakegang i de fleste artenes utbredelse og tetthet sommeren 1995
- Utvikling forsinket 6-9 uker. Arter som skulle blomstre i mai-juni kom så vidt i blomst i september
- Storvokste arter (dunkjevle, takrør) hadde størst vekstproblemer i 1995

Den kraftige tilbakegangen i vegetasjonsdekket areal i 1995-sesongen gjelder spesielt området rent vannboende arter, som pilblad (*Sagittaria sagittifolia*), de neddykkede piggknopparter (*Sparganium angustifolium*, *S. emersum*) og tjønnaks (*Potamogeton* spp.). Også bestandene av kransalger (*Nitella* spp.) ble sterkt desimert. Feltobservasjonene antyder at kransalgene særlig gikk tilbake langs deltaplattformens midtre og vestre deler.

Graden av arealmessig tilbakegang for vannvegetasjonen veksler i deltaområdet, men synes å ha vært størst på selve deltaplattformen. Her har reduksjonen i vegetasjonsdekket område stedvis kommet opp i 70-80%. Trolig skyldes denne reduksjonen en opphopning av nytt tilført sediment over eksisterende plantekolonier, noe som har medført at nye skudd ikke har klart å vokse frem. En annen, og vel så viktig faktor for mange av artene på dypere vann, var at det grumsete og lysabsorberende flomvannet sto 1-3 m over årsskuddene i deres første kritiske vekstfase i mai/juni. Økt dødelighet skapt av dette lysstresset slo ut for fullt i 1996-sesongen, og kunne direkte påvises ved flybilder tatt samme år.

I Svellet, hvor vannvegetasjonen er dominert av hjertetjønnaks (*Potamogeton perfoliatus*), var den flomgitte reduksjonen av undervannsplantene ikke fullt så omfattende som ute på deltaplattformen. Trolig skyldes dette at tilførselen av sediment var mindre her i kombinasjon med at hovedforekomsten av planter her finnes på et mindre vanddyp. Lysstresset ble dermed lavere fordi plantene sto nærmere vannflaten før flommen startet. Flybilder tatt før flommen og i årene etter har gitt detaljert innsikt i plantedekkets respons. Hjertetjønnaaket gikk tilbake rundt 50% i arealdekning fra 1988 (før flom) til 1995 (etter flom). I 1996 fortsatte tilbakegangen, trolig grunnet lysstress fra 1995-sesongen, mens plantebestandene tok seg betydelig opp igjen i 1997. Særlig de opportunistiske piggknoppartene bidro til økt planteforekomst i 1997, såvel langs dyprenna på Rælingssiden som i Mærkja.

Når det gjelder overvannsvegetasjonen i området, var den flombetingede reduksjonen i vekst, biomasse og fertilitet mest fremtredende. Enkelte arter, som de store starrartene langs strandbreddene (*Carex acuta*, *C. aquatilis*), elvesnelle (*Equisetum fluviatile*) og søtgras (*Glyceria fluitans* og *G. maxima*) kom først i blomstring mot slutten av vekstsesongen 1995. For disse artene var tidsforskyvning i morfologisk utvikling rundt 8 uker. Storvokste arter som brei dunkjevle (*Typha latifolia*), vasshøymol (*Rumex aquaticus*) og kjempepiggknopp (*Sparganium erectum*) forble sterile i 1995. For samtlige arter langs strendene og på grunt vann var det åpenbart en sterk reduksjon av skuddtetthet, skuddstørrelse og vitalitet som kan forklares ved

den flomgitte avkortningen av vekstsesongen. Disse artene har i stor grad underjordiske skuddsystemer (rhizomer ol.) som ga plantene visse muligheter for bedret vekst i 1996-sesongen. Denne bedringen ble også observert i 1996, men fortsatt var bestandstettheten f.eks. av dunkjevle sterkt redusert i 1996 sammenliknet med 1994. At 1995-sesongen ikke førte til frøsetning betyr antakelig lite for overvannsplantene siden vegetativ formering er mulig for de fleste artene. Imidlertid må en påregne at vekstreduksjonen i 1995 førte til økt dødelighet i 1996, spesielt for planter som vokste på marginale habitater i 1995.

I 1996 ble det registrert sterk fremgang for de to dominerende piggknoppartene, flótgras og stautpiggknopp. Begge økte sterkt ute på deltaplattformen, spesielt på grunnområdene sør og øst for Rundsand. Denne fremgangen økte i 1997 slik at man denne sommeren så de største forekomstene noensinne av piggknopp ute på deltaplattformen. Det er nærliggende å se slike store endringer i plantedekket som en langtidseffekt fra flommen 1995, skapt ved artenes konkurransemessige fortrinn i forhold til miljøendringene under flommen. Piggknoppartene har, sammenliknet med andre vannplanter, en fordel ved å ha bladverket liggende på eller nær vannflaten. De er dermed ikke like utsatt for det dårligere lysklima etterfølgende flommen, og i tillegg besitter artene et rotstokksystem som åpenbart tåler bedre enn andre planteslag å bli overdekket med flomsedimenter. Piggknopp representerer en typisk *r*-seleksjon i vannvegetasjonen og kan hurtig profitere på endrede livsbetingelser (Murphy *et al.* 1990).

Lysforholdene under flomsituasjonen i 1995 var meget ugunstige for vannvegetasjonen. Således lå 10% punktet for nedstrålende lys fra 0.2 til 0.9 m vanddybde, med et gjennomsnitt rundt 0.6 m (Figur 6.3). Dette bekrefter feltobservasjonene av endringer i vegetasjonen i 1995-98 og viser at flommen hadde avgjørende betydning for vegetasjonens vekst tidlig i vekstsesongen 1995. Målingene i 1996-sesongen viste at lysklimaet under vann hadde bedret seg betydelig sammenliknet med 1995, men var dårligere enn i 1994. De lavest verdiene i 1996-sesongen ble målt vår og høst, og dette kan forklares ved den endrede reguleringspraksis vinteren 95/96 og pendlingen ettersommeren 1996 (Rørslett 1998).

I en analyse av flommens betydning for vegetasjonsforholdene må det ikke overses at klimaet også har vært omskiftende 1994-99. Noe av forklaringen på den store plantetilveksten i 1997, som gjelder spesielt overvannsvegetasjon og forekomstene av piggknopp og pilblad, kan ligge i at denne sommeren var betydelig varmere enn normalt. Omvendt gjelder at somrene 1998 og til dels 1999 var regnfulle og kjølige.

I et større, økologisk perspektiv kan flommer ses på som en nødvendig forstyrrelse av et akvatisk økosystem (Rykiel 1985, Wilcox & Meeker 1991, Wilcox 1991).

9 Sambandet mellom fysisk miljø og forekomst av vannvegetasjon i Øyeren

9.1 Modellberegninger

For vannboende planter utgjør skiftende vannstand og flommer en betydelig belastning. Artene kan f.eks. ha utilstrekkelige tilpasninger ved tørrlegging, veksten reduseres, eller akkumulert plantemasse går tapt ved uttørking. Redusert vannstand om vinteren kan øke fare for innfrysning ved kontakt is/bunn, eller det kan oppstå isskuring dersom vannstanden varierer mens innsjøen er islagt. Ved høy vannstand betyr større vannhøyde over plantene at lystilgangen blir redusert og dette kan svekke planteveksten. I Øyeren, hvor lysets nedtrenging i vannmassene er nokså liten grunnet suspenderte partikler mv., betyr økt vannstand en vesentlig reduksjon i energitilførsel for rotfaste arter. Økt vannhastighet under flomsituasjoner betyr trolig mindre i en innsjø enn i en elv fordi hastighetene i innsjøsystemet blir vesentlig lavere, selv under sterk flomstigning.

Fordi plantenes respons påvirkes av såvel høye som lave vannstander, samt tidspunktene og varighetene av disse ekstremene, vil vannstandens variasjonsbredde (som ofte settes lik den nominell reguleringshøyden) i seg selv være en lite informativ parameter. I samband med NIVAs engasjement i Øyeren ble det utviklet en statistisk modell for bedre å karakterisere stressbelastningen langs vertikalgradienten (Rørslett 1998). Deler av modellen baserer seg på en statistisk representasjon av undervannsklimaet (Rørslett 1996).

Stressmodellen kan kort uttrykkes som et konvolusjonsintegral over vertikal posisjon, tid på året og vannstandskurven. Den matematiske formuleringen av stressfunksjonen er gitt ved,

$$\tau(z) = 1 - \left(\frac{\int_{T_1}^{T_2} h(t) g(w(t) - z) dt}{\int_{T_1}^{T_2} h(t) dt} \right)^2$$

(9.1)

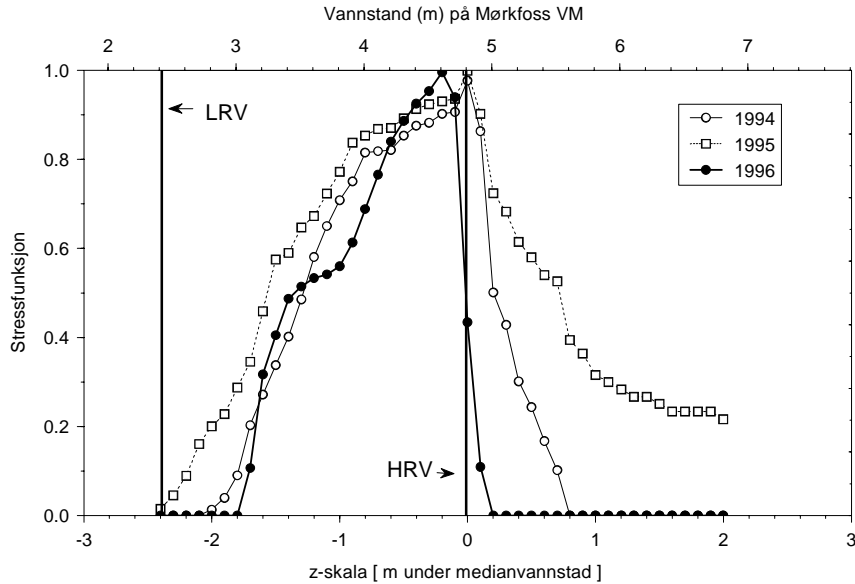
- hvor $h(t)$: vektfunksjon ($0 \leq h \leq 1$) over tiden, når maksimum ved enden av perioden
 $g()$: belastningsfunksjon, angir om ytre forhold er gunstige ($g = 1$) eller ugunstige ($g = 0$) ved gitt tidspunkt
 $w()$: vannstandene som tidsserie (angitt i samme skala som z)
 z : vertikalposisjon, skalert i forhold til medianvannstand, negative verdier angir posisjon under medianvannstand, positive do. over.
 T_1, T_2 : Start/slutt tidsvindu, her satt til 1 år med slutt i september angjeldende år

Idéen bak denne modellen er hentet bl.a. fra informasjons- og nisjeromsteori (jfr. Rørslett 1987a). Modellen søker å kvantifisere usikkerheten i livsbetingelsene slik at et sterkt variabelt ytre miljø vil gi høyt stress, mens et mer forutsigelig miljø tilsvarende gir lavt stress. I forhold til vertikalgradienten vil en slik modell ha en markert topp i området hvor vannstanden varierer mest (Figur 9.1). Tolket langs en vertikalgradient og sett ut ifra de vannboende artene, vil modellens prediksjoner nedenfor medianvannstand ($z = 0$) være utslagsgivende, mens det for strandvegetasjon vil være intervallet ovenfor null-punktet som er bestemmende.

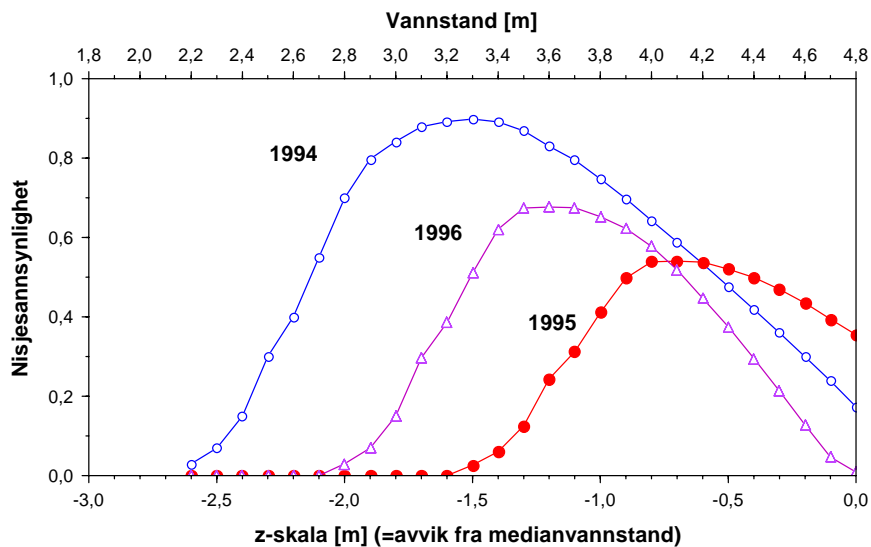
Modellberegningene (Figur 9.1) viser at årene 1994-96 er meget forskjellige med hensyn til den romlige stressbelastningen vannvegetasjonen utsettes for. Flomåret 1995 skiller seg ut

ved å stresse plantene over et stort vertikalområde, mens 1996 har hatt den mest konsentrerte stressbelastningen.

Full nytte av modellen som verktøy for å kvantifisere reguleringsvirkningene vil man få når lysforhold bringes inn i beregningsgrunnlaget. Dette er gjort i Figur 9.2, og beregningene antyder klart at stressbelastningen øker kraftig når det tas hensyn til lysforhold sammen med vannstandene.



Figur 9.1 Øyeren. Stressmodellberegninger for 1994-96 basert på vannstander alene.



Figur 9.2 Øyeren: Nisjestress sannsynlighet langs vertikal (dybde-)gradient, se tekst for detaljer. Lysforholdene de enkelte år er her tatt inn i modellen. 1995 fremstår som et spesielt ugunstig år. Etter Rørslett (1998).

10 Diskusjon og anbefalinger

10.1 Hovedfunn ved de botaniske undersøkelsene

Øyeren har vist seg å være et naturområde med usedvanlig rikdom på vann- og strandplanter. Dette var forsåvidt kjent fra før, men undersøkelsene foretatt av NIVA har gitt mange nye detaljer angående artsrikdommen og artenes forekomst. Det er fastslått at flere nye arter har kommet til i Øyerens flora, mens noen har gått tapt. Stort sett tilhører nykomlingene i floraen typisk næringskrevende arter, og denne utviklingen indikerer sterkt at Øyeren gir slike kravfulle arter bedre vekstvilkår. Foreliggende data antyder at "innvandringene" av disse artene faktisk har funnet sted i nyere tid, og at det ikke dreier seg om funn av tidligere eksisterende arter. Tapte arter er dels planter som har vært kjent fra området i gammel tid, men ikke er gjenfunnet nå, eller som har hatt en klimatisk begrenset mulighet i Øyeren; den subtropiske flyteplanten vass-salat (*Pistia stratiotes*) i 1988-89 er et godt eksempel på dette og indikerer klart at denne typen planter har langdistansespredning til Øyeren, trolig med trekkfugler.

Sett i såvel nasjonal som nordisk sammenheng rangerer Øyeren som et sterkt verneverdig område ut ifra vegetasjonskriterier. Her er det registrert ikke mindre enn 17 rødlistete arter, og såvel artssammensetningen som utformingen av plantesamfunnene i og omkring Øyeren er unike. Siden denne artsrikdommen eksisterer i et lenge regulert vassdrag, er det åpenbart at bruk av innsjøen i reguleringssammenheng er forenlig med vern av de botaniske naturverdiene. Spørsmålet går heller på detaljer om hvordan innsjøen bør manøvreres for å sikre at det botaniske mangfoldet opprettholdes.

Strandsonen i regulerte innsjøer og magasin er sterkt utsatt for erosjon og kan derfor virke skjemmende når magasinet blir nedtappet (Wassén 1966, Nilsson 1981). Særlig om sommeren kan nedtapping ofte gi synlige skader langs breddene. Én viktig grunn til at erosjonen skyter fart etter regulering, er at plantedekket i strandsonene pleier å forsvinne som følge av det endrete vekstmiljøet (Quennerstedt 1958, Rørslett 1988a, 1989). Vegetasjonen i strandsonen binder finmateriale og hindrer dermed til en viss grad erosjon ved sitt nærvær (Hutchinson 1975, Chambers 1987).

Øyeren med tilstøtende deler av Svellet, Nitelva og Leira utgjør et regulert system som har mange felles trekk med typiske vannkraftmagasiner. Vann holdes tilbake i et magasin, som kan tappes ut i vintermånedene. Forløpet av vannstanden gjennom året er styrt etter fastlagte retningslinjer og pålegg om at visse nivåer skal opprettholdes til gitte perioder. Forskjellen mellom Øyeren og andre, mer "typiske" kraftmagasiner ligger i hvor mye, eller kanskje heller lite, vannstanden kan variere i løpet av året. Den nominelle reguleringshøyden i Øyeren er bare 2.4 m. Fordi det er store langgrunne områder i nordre Øyeren, og terrenget i deltaet er nokså flatt, betyr små endringer i vannstand store endringer i arealer satt under vann. Selv endringer på desimeternivå vil gi store utslag.

Omfattende endringer er observert i plantedekket i løpet av undersøkelsesperioden 1994-2000. Vannvegetasjonen ute på deltaplattformen har hatt tilbakegang i samtlige år, dog med et lite og positivt oppsving i 1996. Det er registrert en tiltakende forskyvning av artssammensetningen i plantesamfunnene ute i åpent vann, fra hjertetjønnaks til piggknopparter. Denne endringen i sammensetning er en langtidstrend i hele området og vil trolig få omfattende ringvirkninger for andre økologiske komponenter i Øyeren, siden undervannsensengene av hjertetjønnaks er viktige oppvekst- og næringsområder for fisk, fugl og trolig også bunndyr. Flybilder og feltdata antyder at hjertetjønnakset har vært på vikende front i mange år, trolig 30 år eller mer. I likhet med mange andre neddykkete planter (Johnstone & Robinson 1987) er hjertetjønnakset sårbart for økende tilslamming og redusert lystilgang. Koloniene kan bli gamle, trolig over 10 år, og det er dokumentert at de kan overleve ugunstige perioder på 1-(2)

år (Rørslett 1975, 1976 og upubliserte flybildeobservasjoner). Trass i denne evnen til økologisk resiliens er det grenser for hvor lenge bestandene kan stå og sture, før de bukker under. Det er all grunn til å frykte at man nå for tiden ser avslutningen av en epoke i Øyeren, hvor hjertetjønnakset taper sin tidligere så dominerende posisjon i innsjøens plantedekke.

Det er godt dokumentert at flommen i 1995 førte til omfattende tilbakegang i planteveksten i Øyeren. Samtidig med en lang sesong dominert av grumset vann og høy vannstand, kom virkningen av sedimenttransport og flombetinget erosjon til å spille en betydelig rolle for plantelivet, spesielt ute på deltaplattformen. Enkelte områder fikk tilført opptil 30-40 cm tykke lag med flomsedimenter, og dette medførte at vekstpunktene til rotfast vegetasjon ble bokstavelig talt begravd. Sterkt forsinket eller uteblivende vekst resulterte fra denne pålagringen. Flybilder fra innløpsområdet i Svellet indikerer at hjertetjønnakset regenererte in situ fra rotstokkene i 1996. Andre arter, bla. kjempepigknopp, klarte ikke pålagringen like bra.

Somrene 1998-2000 var til dels kjølige og nedbørrike. Vegetasjonsutviklingen i Øyeren var betydelig redusert i forhold til 1996-97 for alle disse årene. Hjertetjønnakset har hatt stor tilbakegang over hele deltaet og i Svellet i tidsrommet. Piggknopparter (*Sparganium* spp.) har delvis overtatt i områder der tjønnakset var dominerende tidligere. Likevel har også piggknopp vokst dårlig i 1998. Dette kan skyldes lavere vanntemperaturer etter 1997, et år som hadde en meget varm sommer. I det hele vet man fortsatt for lite om hvordan (vann)temperaturen styrer forekomst og vekst av vann- og sumpvegetasjon.

Områder ute i Øyeren hvor hjertetjønnaks tidligere var vanlig er nå i stigende grad bevoskt med trådformete grønnalger (*Vaucheria* spp.). Dette ble observert første gang i 1998 som et utbredt fenomen, men kan ha forekommet lokalt tidligere år. Algene danner et slimete overtrekk særlig på finsandig bunn og bidro sterkt til sandbinding på sandflatene sør for Rundsand. Det er for tidlig å si om algeforekomstene vil bli et fast trekk i vegetasjonsbildet i Øyeren. Dersom algene permanent erstatter hjertetjønnaks er deres tilstedeværelse et klart negativt trekk.

I samband med pendlingen er det registret tilgrumsing av vannmassene. NIVAs data antyder at tilgrumsingen skjedde i forbindelse med oppkjøring fra lav vannstand i hver pendlingsperiode. Utslagene var størst lengst i nord. Siden det i første rekke var reflektansen som økte indikerer dette at det svekkede lysklimaet skyldes mobilisering av partikulært materiale. Disse resultatene stemmer helt overens med lysobservasjoner gjort under pendlinger i Vinjevatn i Telemark (Johansen & Rørslett 1999).

Endel av de mest sjeldne artene i området vokser på meget grunt vann, rundt k. 4.65-4.75 og kan være svært utsatt for bølgerosjon og uttørring i løpet av pendlingsperioden. Spesielt utsatt er granntjønnaks (*Potamogeton pusillus*) og kransalgen *Chara braunii*. Brå senking av vannstanden i en pendlingssyklus kan føre til skader i kolonier av overvannsplanter. Når sidestrykket brått blir borte vil skuddene lett velte utover eller brette av. Slike skader ble observert under pendlingsforsøkene.

Undervannslysklimaet i Øyeren har vært dårlig for all undervannsvegetasjon siden storflommen i 1995. Lave lysverdier mot dypet har vært målt over hele området både for- og ettersommer. 10-% nivået lå oftest mellom 0.5 og 2 m og dette indikerer stor tilførsel av partikkelmateriale og absorberende løste stoffer i vannet. Reflektansen, dvs. den tilbakereflekterte andel av lysstrømmen, har variert mellom 3 og 20%. De aller høyeste verdiene er målt i Svellet, men også ute på deltaplattformen kan svært grumsete vann forekomme.

En syntese av vegetasjons- og hydrologiske data indikerer en klar sammenheng mellom høy vannstand om sommeren og tilbakegang for vann- og sumpvegetasjonen. Størst positiv effekt

for plantelivet synes det å være med lav vannstand i siste del av juni, gjerne påfulgt av en synkende vannstand utover sommeren.

En enkelt vannstandskurve kan neppe samtidig tilfredstille biotopbehovene for samtlige arter i Øyerens strand- og vannvegetasjon. Det er viktig å ha i minne at artene kan reagere individuelt på ytre forhold. Dette fører igjen til at vegetasjonen ikke er i en likevektsposisjon, siden miljøforholdene varierer fra år til annet slik at ulike arter hele tiden får bedre forhold enn de andre. I et vannmiljø løper den avgjørende hovedgradienten langs vertikalplanet, såvel under vann ("dybde") som over ("høyde"). Små forskyvninger opp- eller nedover denne gradienten kan gi store utslag i summen av de rådende miljøforholdene. I nordre Øyerens tilfelle, hvor terrenget i og omkring deltaet er svært slakt, vil få dm endring i vannstand berøre store arealer.

Den botaniske delen av økosystemet i Øyeren er tilpasset årvisse skiftninger i vannstand som følger et tilnærmet "naturlig" tidsmessig mønster. Dette naturlige forløpet innebærer en vår- og forsommerflom etterfulgt av synkende vannstand utover sommeren (i Øyeren stoppes denne avsynkningen når vannstanden når 4.8 m). Et slikt variasjonsmønster finnes i mange skandinaviske innsjøer, selv om graden av endringer i vannstand selvsagt vil variere fra sted til sted (Rørslett 1989). Høy forsommer-vannstand vil påvirke veksten negativt (Hamel & Bhereur 1977).

Den synkende vannstanden vil gi optimale vekstbetingelser for rotfast vannvegetasjon ved at lysforholdene blir best mulige samtidig med at temperaturen holdes høy. Artene i Øyerens vegetasjonsbilde er, med få unntak, tilpasset en mulig tørrlegging i perioder og en rekke arter krever faktisk tørrlegging for å fullføre sin seksuelle syklus. Siden artene enten er ettårige og overlever vintertiden som frø, eller er flerårige med rotstokker, vinterskudd (turioner) o.l., vil vannstanden i vintermånedene ha lite å si for vegetasjonens forekomst i Øyeren. Det viktige aspektet ligger i at sedimentene (hvor plantene har frø, rotstokker, turioner osv.) ikke flyttes for mye på i vintertiden. Erosjonsforholdene er derfor viktige for vegetasjonens overlevelse. Samtidig er det en vekselvirkning siden vegetasjonen binder sedimentene og demper erosjon (Rørslett, Johansen & Singsaas 1993, Rørslett, Singsaas & Johansen 1994).

Et gjentatt argument ved konsekvensvurderinger i regulerte innsjøer er at vegetasjonen kan "flytte" opp (eller ned) med variasjonene i vannstand. Spiller det da noen rolle om vannstanden i Øyeren f.eks. ligger noen få dm høyere om sommeren – vil ikke plantesamfunnene raskt kunne tilpasse seg dette? Spørsmålet er fornuftig, men svaret er ikke like enkelt eller entydig. Problemet ligger i at plantene har kolonisert et habitat med gitte forutsetninger. Terrengets utforming er én viktig faktor i denne sammenhengen. Plantenes regenerasjonstid i forhold til hyppigheten av miljøendringer er en annen sentral faktor. Mange arter kan ikke "flyttes" fordi de er bundet med et omfattende rhizomsystem, eller høyereliggende plass i vertikalgradienten har ikke gunstig substrat, f.eks. at det er rottorv av helofytter mens arten foretrekker gytjebunn. Selv titalls år etter en større endring i vannstandsregime kan strendene mangle å ha nådd et nytt likevektspunkt (Canter 1985). Dersom vannstanden heves, om så bare noen få desimeter, kan reduksjonen i tilført lysenergi være 50% eller mer i Øyerens tilfelle, og får store negative utslag for fastsittende arter. Disse plantene kan ikke tilpasse seg en slik endring på én vekstsesong og så stor reduksjon i tilført energi betyr økt dødelighet slik det eksperimentelt er påvist for f.eks. brasmegras (Rørslett & Johansen 1995). Tilsvarende fenomener er påvist for bl.a. dunkjevle (Kaminski *et al.* 1985), elvesnelle og starr (Sjöberg & Danell 1983, Hultgren 1988, Baskin *et al.* 1996). I allminnelighet vil en heving av vannstanden bremse tilgroing med overvannsplanter (Van der Valk & Bliss 1971, Van der Valk *et al.* 1994).

Sett over et tilstrekkelig lang tidsrom vil likevel terrenget tilpasse seg et endret vannstandsmønster, bunnforholdene justerer seg etter erosjonsprosessene og da kan også plantesamfunnene finne sin nye, naturgitte posisjonering. Dette skjer som sagt ikke på en vekstsesong, men

over perioder på mange titalls år. Øyeren har utvilsomt sett slike langsomme suksesser de siste århundrer, hvor innsjøens vannstandsregime har gjennomgått stor forandring i retning av stabilisering av sommervannstand og flomreduksjoner (GLB 2000).

Erfaringer fra tidsstudier og revegeteringsforsøk i den regulerte innsjøen Meltingen (Rørslett, Johansen & Singsaas 1994) viser at nedvandring av arter på strender som tørrlegges kan gå i løpet av en vekstsesong, men slike nyinnvandrete arter forsvinner like raskt som de dukket opp dersom neste sesong er ugunstig for deres eksistens. Sjansen for å overleve øker med hvor veletablert (og kraftig) individet er før det møter ugunstige forhold. Koloniseringen av ustabile strandsoner er derfor en prosess som aldri når en likevekt, så lenge de ytre vekstforholdene skifter fra år til annet.

Når det gjelder de neddykkete plantene, slike som hjertetjønna og andre undervannsplanter, viser eksperimentelle undersøkelser at disse artene mot sin dybdegrense alltid er i en ustabil endringsfase, hvor de enten rekoloniserer et dybdeintervall, eller er i ferd med å dø ut samme sted (Rørslett & Johansen 1995). Vegetasjonsbildet ved et visst øyeblikk er dermed en oppsummering av livshistorien til alle individene av arten på dette stedet i flere vekstsesonger bakover i tiden.

10.2 De ulike reguleringsalternativene

De ulike reguleringsalternativene som skal diskuteres er gitt nedenfor:

Alternativ 1: Manøvreringsreglement av 29. juni 1934.

Høyeste regulerte vannstand (HRV) er 101,34 m o.h. (4,80 m lokal høyde, målt ved Mørkfoss) og laveste regulerte vannstand (LRV) er 98,94 m o.h. (2,40 m). Reglementet for Øyeren er imidlertid spesielt i forhold til andre reglementer ved at det i §5 står "Om sommeren og høsten inntil Øyeren islegger sig, dog ikke utover 1. desember, skal dens vannstand hindres fra å falle ned under 4,8 på Mørkfoss vannmerke." (*Bakgrunnen for dette noe spesielle reglements punktet var i sin tid hensynet til den offentlige båttrafikk og transport av tømmer over Øyeren. Fløtingen ble innstilt i 1985. Det normale ellers er at HRV er en øvre grense som bare får overskrides under flom.*)

Magasinet tappes ut i lavvannsperioden fra 1. desember med 45 cm/måned til utgangen av mars slik at vannstanden ved dette tidspunkt er nede på 3,0 m hvis ikke flom inntreffer tidligere.

Alternativ 2: Manøvreringsreglement av 29. juni 1934 med den endring at tidspunkt for nedtappingen starter senere, først i februar/mars. Denne måten å praktisere reglementet startet i 1945 og forekom fortsatt da naturreservatet ble opprettet i 1975. Praksisen varte fram til utbyggingen av Bingsfoss kraftverk i 1977/78 da man gikk tilbake til nedtapping fra ca 1. desember slik praksisen var fra 1934 til 1945. For øvrig som alternativ 1.

Alternativ 3: "Prøvereglementet"

Tidligst når de grunne områdene av Øyeren er islagt og senest 1. mars påbegynnes nedtappingen til kote 99,54 (3,0 m). Normalt skal ikke vannstanden senkes under kote 99,54 (3,0 m), kun i spesielle situasjoner kan vannstanden senkes ytterligere ned mot LRV (98,94 m o.h.).

Om sommeren og høsten inntil Øyeren islegges skal dens vannstand hindres i å underskride HRV (101,34 m o.h.) med mer enn 10 cm og hindres i å overstige HRV med mer enn 20 cm før vannføringen ut av Øyeren ved Solbergfoss overstiger 1200 m³/s (tilsvarende 101,54 m o.h.).

Vannstanden kan om sommeren og høsten korttidsreguleres mellom HRV+0,2 m og HRV-0,1 m når vannføringen ved Solbergfoss er 500 m³/s eller mer. Vannføringsdifferansen skal ikke overstige 350 m³/s. I prøveperioden gis det adgang til å foreta korttidsregulering når vannføringen ut av Øyeren er under 500 m³/s 8 ganger per år, begrenset til 2 ganger per måned. Vannføringsdifferansen skal da ikke være større enn 80 m³/s. Det skal ikke korttidsreguleres når vannføringen ved Solbergfoss er 325 m³/s eller mindre.

I tillegg kommer at det i perioden etter 10. august og frem til islegging kan utføres 5 forsøk per år der vannstanden varieres mellom 101,04 m o.h. (4,5 m) og øvre grense 101,74 m o.h. (5,2 m).

Alternativ 4: Et alternativ som er tilpasset forholdene for fugletrekket. Nedtappingen starter rett etter islegging og fortsetter ned til LRV som bør være nådd i løpet av mars. Vannstand holdes lav til ut i april og heves deretter langsomt. Vannstanden bør være ca 4,0 m i overgangen april-mai. Dersom vårflommen ikke allerede har startet i begynnelsen av mai, bør vannstanden holdes under 4,5 m til siste halvdel av mai. Vannstanden holdes på HRV i perioden etter vårflommen og fram til slutten av juli. Vannstanden senkes deretter sakte ned til 4,3 m fram til ca 1. oktober. Vannstanden heves deretter til HRV før islegging.

10.3 Diskusjon av de ulike alternativene og anbefalinger angående Øyrens manøvrering

Det er tidligere vist at Øyeren vannvegetasjon har stor toleranse for variabel vannstand, inkludert uttørking og innfrysning i periodene høst, vinter og vår (kapittel 4.4). Det er vannstanden i juni, juli og halve august som er styrende for Øyeren-vegetasjonens suksess. I så måte er forskjellene mellom de 4 alternativene når det gjelder vinternedtapping og våroppfylling av liten betydning for vannvegetasjonen. Med hensyn til sommervannstanden er alternativ 4, fuglealternativet, det som har lavest sommervannstand etter vårflommen, og som således vil passe best for vegetasjonen. Men helt godt passer heller ikke fuglealternativet heller. I det følgende diskuteres vannstander som synes gunstig ut fra et vannvegetasjonssynspunkt:

Den nominelle høyeste regulerte vannstand (HRV) er k. 4,80 på Mørkfoss vannmerke (101,34 moh), mens langt høyere vannstander forekommer ofte i Øyeren. Inntreffer langvarige høye vannstander utover sommeren, er det sannsynliggjort at vann- og strandvegetasjonen vil reduseres i vitalitet og etterhvert også i omfang.

Basert på de vannbotaniske undersøkelsene og en syntese av data angående vegetasjonsutviklingen i Øyeren, er det skissert et forslag til ønskede vannstander i kap. 4.4. Bakgrunnen for dette forslaget er et ønske om å unngå uheldig høye vannstander i vekstsesongen.

Forslaget innebærer at en vannstand sommerstid som ikke skal underskride 4,80 m på Mørkfoss vannmerke (kote 101,34 moh) oppfattes som en ønsket median vannstand for sommeren. Selv om forslaget kan virke å være en ordteknisk vri alene, er de faktiske forhold ganske annerledes. Forslaget tar høyde for at vannstanden i et stort system som Øyeren ikke kan detaljstyres utover de mulighetene som ligger i vassdragets reguleringsgrad, uforutsigbare

nedbørsflommer osv. Døgnvannstandene vil derfor få en frekvensfordeling med en lang "hale" oppover mot høyere verdier, en såkalt høyreskjev fordeling. Den gjennomsnittlige vannstanden vil - i Øyerens tilfelle - alltid ligge høyere enn medianverdien sommerstid så lenge innsjøen manøvreres noenlunde slik det er gjort de siste 10-årene.

Ved å sette kontrollinjer for vannstanden kan man oppnå at innsjøen statistisk sett vil ha et ønsket vannstandsregime. Et eksempel belyser dette. I dagens situasjon kan sommertidens HRV på 4,80 m oppfattes som en kontrollinje for styring av Øyeren, som resulterer i en statistisk fordeling av aktuelle vannstander med median og middelvei henholdsvis 4,95 og 5,07 m. Målt såvel i tids- som i massedimensjonen ligger derfor Øyeren "for høyt" sommerstid i forhold til den spesifiserte HRV.

I forslaget (kap. 4.4.) tillates vannstanden å falle sakte fra 4,80 m så tidlig som mulig i juni ned til 4,65-4,7 i utløpet av juli, for så å kunne stige noe høyere mot slutten av sommeren. Nettoeffekten i forhold til tidsrommet 1978-2000 er en marginal *reduksjon i gjennomsnittlig vannstand i sommertiden på rundt 0,1 m*. Forslaget er tegnet inn i Figur 4.12.

Kortvarige pendlinger i vannstanden, slik prøvereglementet fra 1996 tillater, er ikke et ønsket innslag i et fremtidig manøvreringsreglement sett ut ifra et ferskvannsbotanisk synspunkt.

11 Litteratur

- Andersen, K.M. 1983. Strandvegetasjonen og dens forandringer i det regulerte Nea-vassdraget, Sør-Trøndelag. Hovedfagsoppg. botanikk, Universitetet i Trondheim, 226 s.
- Andersen, K.M. & Fremstad, E. 1986. Vassdragsreguleringer og botanikk. En oversikt over kunnskapsnivået. - Økoforsk utredning 1986:2, 90s.
- Avløpssambandet Nordre Øyeren (ANØ) 1991: Vassdragsovervåking Romerike 1990. ANØ-rapport 53/91.
- Avløpssambandet Nordre Øyeren (ANØ) 1992: Vassdragsovervåking. Romerike 1991. ANØ-rapport 50/92.
- Arts, G.H.P., Van der Velde, G., Roelofs, J.G.M. & Van Sway, C.A.M., 1990. Successional changes in the soft-water macrophyte vegetation of (sub)atlantic, sandy, lowland regions during this century. *Freshwat. Biol.*, 24: 287-294.
- Aulio, K. 1985. Differential expression of diel acid metabolism in two life forms of *Littorella uniflora* (L.)Aschers. *New Phytol.* 100: 533-536.
- Baskin, C.C., Chester, E.W. & Baskin, J.M. 1996. Effect of flooding on annual dormancy cycles in buried seeds of two wetland *Carex* species. *Wetlands* 16: 84-88.
- Baxter, R.M. 1977. Environmental effects of dams and impoundments. *Annual review of Ecology and Systematics* 8: 255-283.
- Bevanger, K. & Thingstad, P.G. 1986: Vassdragsreguleringer og ornitologi. En oversikt over kunnskapsnivået. Økoforsk Utredning 1986(4), 82 s.
- Boston, H.L., 1986. A discussion of the adaptations for carbon acquisition in relation to the growth strategy of aquatic isoetids. *Aquat. Bot.*, 26: 259-270.
- Boyd, C.E. & Hess, L.W. 1970. Factors influencing shoot production and mineral nutrient levels in *Typha latifolia*. *Ecology* 51: 296-300.
- Brandrud, T.E. & Mjelde, M. 1992: Leiravassdraget. Undersøkelser i nedre del av Leira og i kroksjøer og dammer på Leiras elveslette. Norsk institutt for vannforskning, rapport O-91120, Akershus fylkeskommune Vannbruksplanutvalget rapport 12, 45 s.
- Brandrud, T.E., Mjelde, M. & Rørslett, B. 1994. Vannvegetasjon i Dokkadeltaet, Randsfjorden. Status og vurdering av konsekvenser av Dokka-reguleringen. Norsk institutt for vannforskning (NIVA); rapport O-87171; 82s.
- Brandrud, T.E., Mjelde, M. & Rørslett, B. 1989. Vegetasjonsundersøkelser i Nitelva, Akershus, 1988. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), rapport O-88133, 41 s.
- Bulthuis, D.A., 1986. Effects of temperature on photosynthesis and growth of seagrasses. *Aquat. Bot.*, 27: 27-40.
- Canfield, D.E., Langeland, K.A., Linda, S.B. & Haller, W.T., 1985. Relations between water transparency and maximum depth of macrophyte colonization in lakes. *J. Aquat. Plant Manage.*, 23: 25-28.
- Canter, L.W. 1985. Environmental Impact of Water Resources Projects. Lewis, Chelsea, Michigan, 352 pp.
- Chambers, P. 1987. Nearshore occurrences of submersed aquatic macrophytes in relation to wave action. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44: 1666-1669.

- Chambers, P.A. & Kalff, J., 1985. Depth distribution and biomass of submersed aquatic macrophyte communities in relation to Secchi depth. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 42: 701-709.
- Chambers, P.A. and Prepas, E.E., 1990. Competition and coexistence in submerged aquatic plant communities: the effects of species interactions versus abiotic factors. *Freshwater Biol.*, 23: 541-550.
- Cook, C.D.K. og Nicholls, M.S. 1986. A monographic study of the genus Sparganium (Sparganiaceae). Part 1. Subgenus Xanthosparganium Holmberg. *Bot. Helvet.* 96: 213-267.
- Dale H.M. 1986. Temperature and light: The determining factors in maximum depth distribution of aquatic macrophytes in Ontario, Canada. *Hydrobiologia*, 133, 73-77.
- den Hartog, C. & Segal, S. 1964. A new classification of the waterplant communities. *Acta bot. Neerl.* 13: 367-393.
- du Rietz, G. 1921. *Acta Phytogeogr. Suec.*
- Erlandsen, A.H., Mjelde, M. & Tærud, J.K. 1984. Rutineovervåking i Nitelva, Leira, Vormo og Glomma i Akershus 1983, samt en undersøkelse av makrovegetasjonen i Nitelva og Svellet. NIVA rapport O-80002-04 IV, 25+XXI s.
- Ernst, W.H.O. 1990. Ecophysiology of Plants in Waterlogged and Flooded Environments. *Aquatic Botany* 38 : 73-90.
- Fennessy, M.S., Cronk, J.K. & Mitsch, W.J. 1994. Macrophyte productivity and community development in created freshwater wetlands under experimental hydrological conditions. *Ecol. Eng.* 3: 469-484.
- Flatberg, K.I. 1976. Klassifisering av flora og vegetasjon i ferskvann og sump. *K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapp. Bot. Ser.* 1976(3) : 1-39.
- Glommen og Laagens brukseierforening (GLB) 2000. Vannstandsendringer i Øyeren fra 1852 til 2000. GLB, Oslo, 73 pp.
- Goldsmith, W. 1994. Bioengineering techniques for bank and shore protection along canals, rivers and lakes. *Lake. Reservoir. Manage.* 9, no. 2, 77.
- Hamel, C. & Bhereur, P. 1977. Influences of Spring Water Levels on Aquatic and Riparian Plant Distribution in Upper Richelieu and Missisquoi Bay Areas. Laboratory of Applied Botany, University of Quebec at Montreal, August 1977. 55 p, 8 fig, 3 tab, 7 ref.
- Horton R.E. 1933. The role of infiltration in the hydrological cycle. *Transactions American Geophysical Union*, 14, 446-460.
- Hutchinson, G.E. 1975. *A Treatise on Limnology. III. Limnological Botany.* Wiley, New York, 660 pp.
- Hultgren, A.B.C. 1988. Demographic Study of Aerial Shoots of *Carex rostrata* in Relation to Water Level. *Aquatic Botany* 30: 81-93.
- Hvoslef, S. & Rørslett, B. 1986. Makrovegetasjon i norske innsjøer. I. Avgrensning av vannvegetasjon og regional forekomst. *K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapp. Bot. Ser.* 1986,2: 60-75.
- Johansen, S.W. & Rørslett, B. 1999. Effektregulering - Virkninger på vannvegetasjon av prøvekjøringene i Vinjevatn i 1997 og 1998. - Effektregulering ? Miljøvirkninger og konfliktreducerende tiltak, delprosjekt 1.6 biologi, rapport nr. 11, 44 sider.
- Johnstone, I.M. & Robinson, P.W., 1987. Light level variation in Lake Tutira after transient sediment inflow and its effect on the submersed macrophytes. *N.Z. J. Mar. Freshwat. Res.*, 21: 47-53.

- Kaminski, R.M., Murkin, H.R. & Smith, C.E. 1985. Control of Cattail and Bulrush by Cutting and Flooding. *Coastal Wetlands*, Lewis Publishers, Chelsea Michigan. 1985: 253-262.
- Kansanen & Niemi 1974
- Keddy, P.A. & Reznicek, A.A., 1985. Vegetation Dynamics, Buried Seeds, and Water Level Fluctuations on the Shorelines of the Great Lakes. *Coastal Wetlands*, Lewis Publishers, Chelsea Michigan. 1985: 33-58.
- Keeley, J.E. 1982. Distribution of diurnal acid metabolism in the genus *Isoetes*. - *Am. J. Bot.* 69: 254-257.
- Kirk, J.T.O., 1983. *Light and Photosynthesis in Aquatic Ecosystems*. Cambridge University Press, Cambridge, 401 pp.
- Langangen, A. 1996. Sjeldne og truede kransalger i Norge. *Blyttia* 54: 23-30.
- Lid, J. 1948. Eingong voks *Coleanthus subtilis* i Noreg. *Blyttia* 6: 33-36.
- Lohammar, G. 1938. Wasserchemie und Höhere Vegetation Schwedischer Seen. *Acta Limn. Ups.*
- Macan, T.T., 1977. Changes in the vegetation of a moorland fishpond in twenty-one years. *J. Ecol.*, 65: 95-106.
- Mallik, A.U. & Wein, R.W. 1986. Response of a Typha Marsh Community to Draining, Flooding, and Seasonal Burning. *Canadian Journal of Botany* 64: 2136-2143.
- Moeller, R.E., 1978. Seasonal changes in biomass, tissue chemistry, and net production of the evergreen hydrophyte, *Lobelia dortmanna*. *Can. J. Bot.*, 56: 1425-1433.
- Moeller, R.E., 1980. The temperature-determined growing season of a submerged hydrophyte: tissue chemistry and biomass turnover of *Utricularia purpurea*. *Freshwat. Biol.*, 10: 391-400.
- Murphy, K.J., Rørslett, B. & Springuel, I. 1990. Strategy analysis of submerged lake macrophyte communities: an international example. *Aquat. Bot.* 36: 303-323.
- NIJOS 1992. Vegetasjonskart for del av Nordre Øyeren og Sørumsneset naturreservater. Målestokk 1:10 000. Norsk institutt for jord- og skogkartlegging (NIJOS), Ås.
- Nilsson, C. 1981. Dynamics of the shore vegetation of a North Swedish hydro-electric reservoir during a 5-year period. *Acta Phytogeogr. Suec.* 69: 1-96.
- Nilsson, C., Grelsson, G., Johansson, M. & Sperens, U. 1989. Patterns of Plant Species Richness Along Riverbanks. *Ecology* 70: 77-84.
- Nilsson, C., Jansson, R. & Zinko, U., 1997. Long-term responses of river-margin vegetation to water-level regulation. *Science* 276: 798-800.
- Nilsson, C. & Keddy, P.A., 1988. Predictability of Change in Shoreline Vegetation in a Hydroelectric Reservoir, Northern Sweden. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45: 1896-1904.
- NOU 1996. *Tiltak mot flom*. Norges Offentlige Utredninger 1996: 16.
- Nøst, T., Aagaard, K., Arnekleiv, J.V., Jensen, J.W., Koksvik, J.I. & Solem, J.O. 1986. Vassdragsreguleringer og ferskvannsinvertebrater. En oversikt over kunnskapsnivået. Økoforsk Utredn. 1986(1), 80 s. Otnes, J. & Ræstad, E. 1978. *Hydrologi i praksis*, Ingeniørforlaget, Oslo.
- Pearce, C.M. & Cordes, L.D. 1988. Distribution and Ecology of Water Horsetail (*Equisetum fluviatile*) in Northern Wetlands. *Journal of Freshwater Ecology* 4: 383-394.
- Peltier, W.H. & Welch, E.B. 1969. Factors affecting growth of rooted aquatics in a river. *Weed Science* 17: 412-416.

- Petts, G.E. 1980. Long-Term Consequences of Upstream Impoundment. *Environmental Conservation* 7: 325-332.
- Petts, G.E. 1984. *Impounded Rivers: Perspectives for Ecological Management*. John Wiley and Sons, Chichester, England 1984. 326 p.
- Pinay, G., Decamps, H., Chauvet, E. & Fustec, E. 1990. Functions of Ecotones in Fluvial Ecosystems. In: *The Ecology and Management of Aquatic Terrestrial Ecotones*. The Parthenon Publishing Group, Carnforth, England. 1990: 141-169.
- Quennerstedt, N. 1958. Effect of water level fluctuation on lake vegetation. *Verh. internat. Ver. Limnol.* 13: 901-906.
- Raunkiær, C. 1907. *Planterigets livsformer og deres betydning for geografien*. Gyldendal, København, 132 pp.
- Rykiel, E.J., 1985: Towards a definition of ecological disturbance. *Austr. J. Ecol.*, 10: 361-365.
- Rørslett, B. 1975. *Potamogeton perfoliatus* i Øra, et brakkvannsområde ved Fredrikstad. *Blyttia* 33: 69-82.
- Rørslett, B. 1976. Hjertetjønnaks (*Potamogeton perfoliatus* L.) i Øra-området 1972-75. NIVA rapport B1-06, 27 s.
- Rørslett, B. 1984. Environmental factors and aquatic macrophyte response in regulated lakes - a statistical approach. *Aquat. Bot.* 19: 199-220.
- Rørslett, B. 1987a. A generalized spatial niche model for aquatic macrophytes. *Aquat. Bot.* 29: 63-81.
- Rørslett B. 1987b. Niche statistics of submerged macrophytes in Tyrifjord, a large oligotrophic Norwegian lake. *Archiv für Hydrobiologie*, 111, 283-308.
- Rørslett, B., 1988a. An integrated approach to hydropower impact assessment. I. Environmental features of some Norwegian hydro-electric lakes. *Hydrobiologia*, 164: 39-66.
- Rørslett, B., 1988b. Niche extension of aquatic macrophytes in hydrolakes: Predictive assessment of environmental impacts. *Internat. Rev. ges. Hydrobiol.*, 73: 129-143.
- Rørslett, B. 1989: An integrated approach to hydropower impact assessment. II. Submerged macrophytes in some Norwegian hydro-electric lakes. *Hydrobiologia* 175: 65-82.
- Rørslett, B. 1991. Principal determinants of aquatic macrophyte richness in northern European lakes. *Aquat. Bot.* 39: 173-193.
- Rørslett, B. 1992 Øyeren i Akershus. Naturfaglig statusrapport 1992. Programforslag for nye undersøkelser i samband med hjemfall av reguleringskonsesjon. Norsk institutt for vannforskning; 1992; 58s. Prosjektnr. O-92180.
- Rørslett, B. 1994. Langtidsendringer i makrovegetasjon i innsjøer i Sør-Norge. NIVA rapport O-87933, 42 s.
- Rørslett, B. 1996. The modelling of underwater light in freshwater lakes using survival and failure time analysis. *Freshwater Biol.*, 35: 11-24.
- Rørslett, B., 1998. Vannvegetasjon i Øyeren. Akershus fylkeskommune.
- Rørslett, B. & Agami, M. 1987. Downslope limits of aquatic macrophytes: A test of the transient niche hypothesis. *Aquatic Botany*, 29, 83-95.
- Rørslett, B. & Berge, D. 1986. Vasspest (*Elodea canadensis*) i 1980-åra. *Blyttia* 44: 119-125.
- Rørslett, B., Berge, D. & Johansen, S.W. 1986. Lake enrichment by submersed macrophytes: a Norwegian whole-lake experience with *Elodea canadensis* Michx. *Aquat. Bot.* 26: 325-340.

- Rørslett, B. & Brettum, P. 1989. The genus *Isoëtes* in Scandinavia: An ecological review and perspectives. *Aquat. Bot.* 51,223-242.
- Rørslett, B., Hawes, I. & Schwarz, A.-M. 1997. Features of the underwater light field just below the surface in some New Zealand inland waters. *Freshwater Biol.*, 37: 441-454.
- Rørslett, B. & Johansen, S.W. 1995: Dynamic response of the submerged macrophyte, *Isoëtes lacustris*, to alternating light levels under field conditions. *Aquat. Bot.* 51: 223-242.
- Rørslett, B., Johansen, S.W. & Singsaas, S. 1993. Vegetasjonsetablering i reguleringssoner. I: Norwegian Water and Energy Board Publication 13 (1993), 569-590.
- Rørslett, B., Schwarz, A.M. & Hawes, I. 1996. Underwater light profiles in some New Zealand lakes: a comparison of log-linear and Weibull models. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 30: 477-484.
- Rørslett, Singsaas S. & Johansen, S.W. 1994.
- Rørslett, B. & Skulberg, O. 1974. Hydrobotaniske forhold i Øra-området ved Fredrikstad. NIVA rapport O-50/73, 51 s.
- Sand-Jensen, K., 1978: Metabolic adaption and vertical zonation of *Littorella uniflora* (L.)Asch. and *Isoetes lacustris* L. *Aquat. Bot.*, 4: 1-10.
- Sand-Jensen, K. & Søndergaard, M. 1979. Distribution and quantitative development of aquatic macrophytes in relation to sediment characteristics in oligotrophic Lake Kalgaard, Denmark. *Freshwat. Biol.* 9: 1-11.
- Sculthorpe, C.D. *The biology of aquatic vascular plants*. Edward Arnold, London, xviii + 610 pp.
- Sjöberg, K. & Danell, K. 1983. Effects of Permanent Flooding on *Carex-Equisetum* Wetlands in Northern Sweden. *Aquatic Botany* 15: 275-286.
- Skulberg, O.M. 1978. Svanemat, en ny lemnide i Norges flora. *Blyttia*.
- Skulberg, O.M. & Rørslett, B. 1972. Resipientforholdene i Romerikevassdragene Nitelva, Leira og Rømua. II. Botaniske undersøkelser. NIVA rapport O-55/68, 85 s.
- Smith, L.M. & Kadlec, J.A. 1985. Effects of Disturbance on Marsh Seed Banks. *Canadian Journal of Botany* 63: 2133-2137.
- Spence, D.H.N., 1976. Light and plant response in fresh water. In: Evans, G.C., Bainbridge, R. & Rackham, O., (Editors), *Light as an ecological factor*, Vol.2, pp. 93-133. 16th Symposium of the British Ecological Society, Blackwells, Oxford.
- Spence D.H.N. 1982. The zonation of plants in freshwater lakes. *Advances in Ecological Research*, 12: 37-125.
- Størkensen 1992
- Traaen, T., Asvall, P., Brettum, P., Heggberget, T., Huru, H., Jensen, A., Johannessen, M., Kaasa, H., Lien, L., Lillehammer, A., Lindstrøm, E-A., Mjelde, M., Rørslett, B. & Aagaard, K. 1983: Basisundersøkelser i Alta-Kautokeinovassdraget 1980-82. Hovedrapport. NIVA rapport O-80002-16 II, 117 s.
- Uotila, P. 1974. *Elatine hydropiper* L. aggr. in northern Europe. *Memo. Soc. Fauna Flora Fenn.* 50: 113-123.
- Valland, N. 1978. Nordre Øyeren naturreservat. Dokumentasjon av naturforhold, verneverdier og bruksformer med forslag til plan for disposisjon og skjøtsel. Hovedfagsoppgave ved Institutt for naturforvaltning, Norges landbrukshøgskole, Ås.

- van de Steeg, H.M., van der Sman, A.J.M., Laan, P., Bogemann, G.M. & Blom, C.W.P.M. 1990. Adaptations to Flooding in Plants from River Areas. *Aquatic Botany* 38: 29-47.
- Van den Brink, F.W.B. & Van der Velde, G. 1994. Impact of hydrology and water chemistry on floodplain lake communities along the lower Rhine and Meuse. *Rehabilitation Of The River Rhine*. Van de Kraats, J. A. (ed.): 57-60.
- Van den Brink, F.W.B., Van der Velde, G., Bosman, W.W. & Coops, H. 1995. Effects of substrate parameters on growth responses of eight helophyte species in relation to flooding. *Aquat.Bot.* 50: 79-98.
- Van der Valk, A. & Bliss, L.C. 1971. Hydrarch succession and net primary production of oxbow lakes in Central Alberta. *Canadian Journal Of Botany* Vol 49, P 1177- 1199.
- Van der Valk, A.G., Squires, L. & Welling, C.H., 1994. Assessing the impacts of an increase in water level on wetland vegetation. *Ecol.Appl.* 4: 525-534.
- Wassén, G. 1966. Gardiken. Vegetation und Flora eines lappländischen Seeufers. *K. svenska VetenskAkad. Avh. Naturskydd.* 22: 1-142.
- Weisner, S.-E.-B. & Ekstam, B., 1993. Influence of Germination Time on Juvenile Performance of *Phragmites australis* on Temporarily Exposed Bottoms: Implications for the Colonization of Lake Beds. *Aquatic Botany*, 45: 107-118.
- Wilcox, D.-A. & Meeker, J.-E., 1991. Disturbance Effects on Aquatic Vegetation in Regulated and Unregulated Lakes in Northern Minnesota. *Canadian Journal of Botany*, 69: 1542-1551.
- Wilcox, D.A., 1995. Wetland and aquatic macrophytes as indicators of anthropogenic hydrologic disturbance. *Nat.Areas.J.*, 15: 240-248.
- Østerbrøt, A. 1986. Strandvegetasjonen og effekt av vassdragsregulering i Nidelva og nedre Nea, Sør-Trøndelag. Hovedfagsoppgave botanikk, Universitetet i Trondheim, 219 s.
- Aanes, K.J., Erlandsen, A.H. & Brettum, P. 1982. Rutineundersøkelser i Øyeren 1980. Norsk institutt for vannforskning rapport O-80002-20, Statlig program for forurensningsovervåking rapp. 23/81, 40 s.