

NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd

Postadresse: Brekke 23 52 80
Postboks 333, Blindern
Oslo 3

Rapportnummer: 0-8000221
Undernummer: IV
Løpenummer: 1596
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel: Strandvegetasjon i Vansjø, vannstandsvekslingers virkning på strandvegetasjonen. Overvåkingsrapport 124/84	Dato: 8. mars 1983
Forfatter(e): Stig Hvoslef Marit Mjelde	Prosjektnummer: 0-8000221
	Faggruppe: Hydroøkologi
	Geografisk område: Østfold
	Antall sider (inkl. bilag): 86

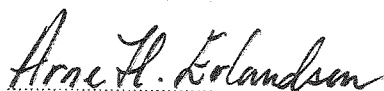
Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåking)	Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.):
--	----------------------------------

Ekstrakt: Rapporten består av en hydrologisk del og en vegetasjonsdel. Vannstandsforholdene 1967-82 er undersøkt og danner grunnlag for to reguleringsmodeller basert på forslagene til manøvreringsreglement fra Moss Brukseierforening og NVE's hovedstyre. I vegetasjonsdelen er utbredelsen til de store sivartene og flytebladsvegetasjonen undersøkt. Ved hjelp av disse dataene og reguleringsmodellene er det utarbeidet en prognose som beskriver utbredelsen av flytebladsartene, sjøsivaks, elvesnelle og takrør dersom en av de to reglementsforslagene iverksettes. Prognosenes gyldighet vurderes på bakgrunn av litteraturstudier. Prognosen viser at virkningene vil bli ubetydelige som følge av Hovedstyrets reglementforslag. Moss Brukseierforenings forslag vil forårsake tilgroing i de undersøkte områdene. Enkelte arter kan stedvis få en betydelig tilvekst mot vann.

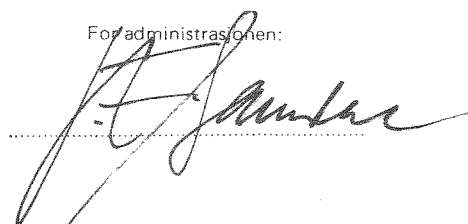
4 emneord, norske: Statlig program
1. Overvåkingsrapport 124/84
2. Vansjø
3. Makrovegetasjon Fagrapport
4. Vannstandsvekslinger Fagrapport
Tilgroing Fagrapport

4 emneord, engelske:
1. Macrophytes
2. Over-growth
3. Water fluctuations
4. Vansjø

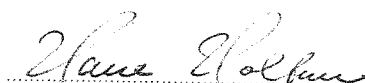
Prosjektleder:



For administrasjonen:



Divisjonssjef:



ISBN 82-577-0755-4



NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING
OSLO

O-8000221

STRANDVEGETASJON I VANSJØ

VANNSTANDSVEKSLINGERS VIRKNING PÅ STRANDVEGETASJONEN

21. desember 1983

Prosjektleder: Arne H. Erlandsen

Medarbeidere : Stig Hvoslef
Marit Mjelde
Bjørn Rørslett

For administrasjonen:

J. E. Sandal
Lars N. Overrein

INNHOILDSFORTEGNEISE

Seksjon	Side
FORORD	4
1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER	5
2. INNLEDNING	7
3. OMRÅDEBESKRIVELSE OG METEOROLOGI	8
3.1. Beliggenhet, geologi, morfometri	8
3.2. Meteorologi	8
3.2.1. Vindforhold	8
3.2.2. Temperatur	9
3.3. Vannkvalitet	9
3.4. Lokalitetsbeskrivelse	12
4. HYDROLOGI	19
4.1. Sammendrag	19
4.2. Innledning	23
4.3. Vannstandsvekslinger 1967-82	24
4.4. Manøvreringsreglementene og deres virkning på reguleringsmønstrer	26
4.5. Manøvreringens virkning på miljøet i strandsonen	30
4.5.1. Sommertørke	30
4.5.2. Flompåvirkning i vekstsesongen	30
4.5.3. Is-stress	32
5. VEGETASJON	33
5.1. Sammendrag	33
5.2. Innledning	35
5.2.1. Problemstilling	35
5.2.2. Terminologi	35

<u>Seksjon</u>	<u>Side</u>
5.3. Materiale og metoder	37
5.3.1. Området	37
5.3.2. Datainnsamling	37
5.3.3. Bruk av navn	37
5.3.4. Bearbeidingsmetoder	37
5.3.5. Feilkilder	38
5.4. Utbredelsen sommeren 1982	39
5.4.1. Kvalitativ beskrivelse	39
5.4.2. Sonasjon og mektighet	41
5.4.3. Vertikalutbredelse	43
5.5. Vegetasjonsutviklingen i perioden 1977-82	45
5.6. Forandringer i strandsonen etter reguleringsendring	47
5.7. Diskusjon	49
5.7.1. Materialets størrelse og representativitet	49
5.7.2. Miljøendring langs nivåaksen	49
5.7.3. Variasjon i næringsforhold	50
5.7.4. Vegetasjonens stabilitet	50
5.7.5. Medianvannstanden som mål for skillet vann-land	51
5.7.6. Andre faktorer som påvirker vegetasjonens utbredelse prognosen	53
6. ØKOLOGI KNYTTET TIL BESTANDER AV TAKRØR, SJØSIVAKS, OG ELVESNELLE	55
6.1. Artenes miljøtilpasning	55
6.1.1. Takrør - Phragmites australis	55
6.1.2. Sjøsvaks - Schoenoplectus lacustris	58
6.1.3. Elvesnelle - Equisetum fluviatile	59
6.2. Tilpasning til andre miljøfaktorer	61
6.2.1. Substrat	61
6.2.2. Næring	61
6.2.3. Sediment-transport, strøm, slitasje	61
6.3. Artenes virkning på miljøet	61
6.3.1. Produksjon, nydanning av land	61
6.3.2. Reaksjonstid	63
6.3.3. Næringstransport	63
7. LITTERATUR	65

1. FORORD

Denne undersøkelsen er en del av overvåkningsprogrammet for Vansjø, som inngår i "Statlig program for forurensningsovervåkning", finansiert av Statens forurensningstilsyn.

Lokalitetene er valgt ut i samråd med overingeniør Torodd Hauger ved Miljøvernnavdelingen, Fylkesmannen i Østfold. Han har forøvrig bidratt med nyttige opplysninger gjennom hele prosjektet. Billedmaterialet til kap. 5.5 er utlånt fra Miljøvernnavdelingen.

Det hydrologiske grunnlagsmaterialet er skaffet til veie av statshydrolog Kjell Hegge, førstehydrolog Lars A. Roald og hydrolog Nils Roar Sælthun, Hydrologisk avd., NVE. De takkes for godt samarbeid. Roald har gitt dataene en form tilpasset vårt formål. Sælthun har simulert reguleringsmodeller som viser vannstandsvekslinger og vannstanders varighet, på grunnlag av manøvreringsforslagene fra Moss Brukseierforening og NVE's hovedstyre.

Forsker Bjørn Rørslett, NIVA, har beregnet størrelsen av is-stress på strandvegetasjonen, dessuten foretatt en del kontrollbestemmelser av innsamlet plantemateriale og stilt sine data fra en inventering foretatt i 1978 (upubl.) til disposisjon. Prosjektleder har vært forsker Arne H. Erlandsen. Begge takkes spesielt for verdifulle råd og nyttige diskusjoner i løpet av bearbeidings- og rapporteringsfasen.

Feltarbeid og bearbeiding er utført av forskn.ass. Marit Mjelde, NIVA, og cand. mag. Stig Hvoslef, Universitetet i Oslo. Rapportens endelige utforming og dens konklusjoner står sistnevnte ansvarlig for.

1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

Denne rapporten forsøker å gi svar på hvordan en del arter tilknyttet strandsonen (takrør, elvesnelle, sjøsivaks og flytebladsvegetasjon) vil reagere på en endring av reguleringsmønstrer i Vansjø.

Resultatene av undersøkelsen har gitt grunnlag for en prognose over artenes tilvekst/tilbakegang dersom ett av de to aktuelle forslagene til manøvreringsreglement skulle bli iverksatt.

På grunnlag av manøvreringsforslagene fra Moss Brukseierforening og NVE's hovedstyre er det utarbeidet to reguleringsmodeller. Prognosen er framkommet ved å kople artenes vertikale utbredelse med data fra disse modellene.

Modellene viser at Moss Brukseierforenings reglement vil forårsake de største reguleringsendringene. Reglementet vil føre til en senkning av vannstanden i Vansjø, medianvannstanden vil bli liggende om lag en kvart meter under medianen 1977-82. Reguleringsmønstrer vil også endres.

Prognosen viser at virkningene på vegetasjonen som følge av forandringer i vannstandsforholdene, vil bli små dersom Hovedstyrets forslag til manøvreringsreglement iverksettes. En gjennomføring av forslaget fra Moss Brukseierforening vil sannsynligvis føre til at heløfytt- (siv-) og flytebladsvegetasjonen øker i omfang. Effekten vil bli størst i langgrunne, beskyttede områder, og i ytre del av strandsonen. Spesielt vil utbredelsen av sjøsivaks og flytebladsvegetasjon kunne øke i betydelig grad. Enkelte steder kan vi i løpet av en periode på 10-20 år vente en tilvekst hos sjøsivaks på 20-30 m.

Innsjøens trofi-utvikling og pågående endringer i strandvegetasjonen påvirker prognosen. I vestre basseng er vegetasjonsutviklingen i tidsrommet 1978-82 studert. Resultatene fra strandpartier med spesielt breie vegetasjonsbelter er ikke entydige. Metodiske problemer og mangelfullt materiale gjør disse beregningene usikre.

Fem målinger på mer vindpåvirket strand (der beltene var smalere) ga entydig positiv tilvekst som resultat, i størrelsesorden 0.5 m til over 2.0 m pr. år. **Denne tilveksten tilsvarende tilgroingshastigheter tidligere påvist for eutrofe innsjøer.** Stor tilveksthastighet fører til at vegetasjonen vil reagere forholdsvis raskt på en senkning av medianvannstanden.

Tilgroingshastigheten ble trolig bremsset i perioden 1977-82, som følge av at vannstanden ble hevet. Det er imidlertid ikke mulig å anslå effektens størrelse, fordi vi mangler data om vegetasjonsutviklingen 1967-76.

Prognosen er sikrest i beskyttede områder. Den bør forøvrig brukes med forsiktighet utenfor de undersøkte områdene (i vestre basseng og i området mellom de to hovedbassengene) fordi artenes tilvekstmuligheter bestemmes av en rekke økologiske faktorer som varierer fra sted til sted. Generelt er graden av vindeksponering, og omfanget av jordbruksvirksomheten i området de viktigste av disse faktorene (se NIVA-Rapport O-78053, 1980).

Artenes vertikalutbredelse varierer noe mellom de tre undersøkte områdene. Fordelingen langs vertikal-aksen er likevel den samme: Flytebladsvegetasjonen (flere arter) og sjøsivaks når dypest, inntil 1.8-1.9 m lavere enn medianvannstanden 1977-82. Deretter følger elvesnelle, takrør, sverdlilje og kvass-starr. Takrørets vertikalutbredelse er spesielt stor, maksimalt fra ca. -1.45 m til ca. +0.45 m (på beskyttede steder).

Artene har sterkt overlappende vertikálnisjer og dette gjenspeiles i den **horisontale** artsfordelingen. Soneringen varierer fra transekt til transekt, og artene overlapper som oftest betydelig.

Undersøkelsen har også omfattet et litteraturstudium av økologiske tilpasninger hos takrør, sjøsivaks og elvesnelle. Under optimale forhold ser det ut til at takrør og sjøsivaks kan vokse atskillig dypere enn de gjør i Vansjø i dag.

De to artene er ofte viktige som "land-dannere". De har stor evne til å fange opp materiale som tilføres innsjøen, og til å binde sedimentet i strandsonen. Planteproduksjonen er dessuten stor når næringstilgangen er god.

Felles for de tre artene er at veksten i jordstengel-systemet i stor grad bestemmer bestandenes utbredelse. Tilveksten er sterkest mot slutten av sommeren og utover høsten, og blir påvirket av dybdeforholdene. **Vekstendringer (med økende dyp) som er påvist hos takrør, tyder på at vannstands nivået i vekstperioden (august-oktober) har spesielt stor betydning for artens utbredelse i den ytre delen av strandsonen.** (Skulle ekstreme sommer-minima opptre hyppig etter reguleringsendringen, kan vi vente sterkere tilvekst av takrør mot vann enn det som går fram av prognosen. De beregnede vannstandskurvene viser at slike lavvannsperioder forekommer oftere som følge av Moss Brukseierforenings reglementforslag enn som følge av Hovedstyrets.)

En undersøkelse (fra en oligotrof innsjø) har nylig påvist vesentlig større næringskonsentrasjoner i elvesnellebeltet enn i de fri vannmasser. Lekkasjen fra denne sonen foregikk imidlertid svært langsomt i vegetasjonsperioden, så sant vannstandsutviklingen fulgte et normalt mønster.

Undersøkelser fra Nord- og Mellom-Europa har vist at takrør og sjøsivaks er attraktive beitegras for hest og storfe, sjøsivaks også for sau. Sterkest mot beiting er sjøsivaks, men hos begge arter reduseres bestandene ved årvisst beiting. Artene kan forsvinne helt der beite trykket er stort. Av dette følger at artene får økt sitt vekstpotensial når de skjermes mot husdyr.

Skudd av elvesnelle tåler beiting bedre enn takrør og sjøsivaks, pga. rask gjenvekst. Arten er imidlertid svak for tråkk og hevder seg bare på steder hvor jordstenglene finner beskyttelse.

2. INNLEDNING

Denne undersøkelsen inngår i den løpende overvåkingen av Vansjø, som er en del av "Statlig program for forurensningsovervåking".

Oppdragets formål var opprinnelig å ta for seg egenskaper ved vegetasjonen, som på lengre sikt (på grunnlag av gjentatte undersøkelser) kan uttrykke eventuelle trofiendringer i innsjøen; dessuten å registrere artenes fordeling i de strandnære plantebeltene, for å skaffe fram et materiale som kunne danne grunnlag for uttalelser om reguleringsmønstret.

Da undersøkelsen ble igangsatt forelå det tre forslag til manøvreringsreglement for Vansjø. Det var videre gitt signal om at reglementet av 1966 kom til å bli erstattet. Under saksgangen var det reist spørsmål om hvilke virkninger en endring av reguleringspraksis kunne få på utbredelsen av vegetasjonsbeltene i strandsonen. For om mulig å finne svar på dette spørsmålet, valgte vi å innskrenke problemstillingen til å gjelde forholdet mellom reguleringen og en del arter knyttet til strandområdene.

Denne rapporten er i hovedsak et forsøk på å klarlegge hvordan bestander av de store sivartene og flytebladsvegetasjonen vil reagere på reguleringsendringer.

For å holde undersøkelsen på et rimelig nivå, har vi konsentrert oss om få arter. De dominerer imidlertid strandsonen og har stor betydning for ulike brukerinteresser. Vi har videre avgrenset undersøkelsesområdet til de mest næringsrike delene av Vansjø: vestre basseng og området mellom de to hovedbassengene.

Hydrologisk avdeling, NVE, påtok seg å utarbeide reguleringsmodeller basert på manøvreringsforslagene. Vannstandsdata fra tidsrommet 1967-81 ligger til grunn for beregningene. De simulerte vannstandsvekslingene er framstilt som årskurver, varighetskurver, persentilfordelingskurver og som frekvensfordelingskurver.

Den pågående vegetasjonsutviklingen i området påvirker våre beregninger av artenes "svar" på endringer i reguleringsmønstret. Derfor er en (begrenset) undersøkelse over tilgroing i vestre basseng fra 1978 til 1982 gjennomført.

I forbindelse med en undersøkelse i 1978 ble det bl.a. foretatt artsregistreringer på en del lokaliteter i vestre basseng og området mellom de to hovedbassengene. Disse er komplettert, og publiseres her.

Et litteraturstudium over artene takrør, sjøsivaks og elvesnelle avslutter rapporten. Det sammenfatter kunnskap som har betydning for problemstillinger knyttet til vannstandsvekslinger og tilgroing.

Det er foretatt en rekke undersøkelser av innsjøen i løpet av de siste 20 årene. Av dem har Skogheim (1979) og Rørslett & Lydersen (1980) behandlet makrovegetasjonen. Skogheims notat omhandler vegetasjonens potensielle ekspansjon ved en eventuell senkning av innsjøen, og han "kvantifiserer" tilveksten ved hjelp av en enkel modellbetraktning. Rørslett & Lydersen har foretatt en vegetasjonskartlegging av innsjøen. Dessuten diskuterer de en modell for vindpåvirkning i strandsonen. Forfatterne finner god korrelasjon mellom vindpåvirkningen og vegetasjonsbeltens bredde.

3. OMRÅDEBESKRIVELSE OG METEOROLOGI

3.1. Beliggenhet, geologi, morfometri

Vansjø ligger i Østfold fylke. Nedbørfeltet er på 690 km² og omfatter store deler av Østfoldkommunene Moss, Rygge, Våler, Hobøl, Spydeberg, Ski og Enebakk, og dessuten søndre del av Akershus fylke.

Nedbørfeltet med prosentvis andel av forskjellige arealtyper er vist i fig. 3.1. Det ligger i det sørøst-norske grunnfjellsområdet som hovedsakelig består av prekambriske gneisbergarter. Store deler av nedbørfeltet ligger under den marine grense. Leiren fra disse områdene påvirker Vansjø i betydelig grad, spesielt i perioder med stor vannføring i tilløpselvene. En del av løsmassene (ca. 16 % av nedbørfeltet) benyttes til intensivt jordbruk og har spesielt stor betydning for næringstilførslene til innsjøen.

Vansjø har en svært uregelmessig utforming. Innsjøen består av mange bukter og vikar som skilles fra hverandre av nes, holmer, øyer og grunne terskler. Den deles vanligvis opp i to hovedbassenger: det østre, Storefjorden, hvor alle større tilløpselver munner ut, og det vestre med utløpet, Mosse-elva. Vannemfjorden, en av flere fjordarmer i vestre basseng, brukes ofte synonymt med hele den vestre delen. De to hovedbassengene er "atskilt" av området rundt Bliksøya og Tømmerøya. Vannstrømmen fra Storefjorden passerer hovedsakelig gjennom Sunda, mens området nordøst til øst for Bliksøya (Grepperødfjorden - Holmefjorden - Rødsengkilen) utgjør et eget, isolert system. For enkelhets skyld, har vi valgt å kalle dette området "Sunda-området" (se fig. 3.2).

Tab. 3.1. Morfometriske data for østre og vestre basseng (Brettum 1977).

	Østre basseng	Vestre basseng
Høyde over havet, m	25	25
Areal, km ²	23.8	12.0
Største dyp, m	40	16
Middeldyp, m ³	9.2	3.7
Volum, mill.m ³	219.4	44.5

En del morfometriske data for østre og vestre basseng er oppstilt i tab. 3.1. Dybdekart for Vansjø og vindforholdene i vegetasjonsperioden og gjennom hele året, er vist i fig. 3.2.

3.2. Meteorologi

3.2.1. Vindforhold

Vindobservasjoner fra Rygge flystasjon for perioden 1961-75 (Andresen 1979) viser at sørsørvestlig vind dominerer i sommerhalvåret mens vinder fra nord og nordnordøst dominerer vinterstid (fig. 3.2). Det betyr at de mest utsatte strandpartiene i vekstsesongen, er de som er eksponert mot sørsørvest og har en større åpen sjøstrekning foran seg

i denne retningen. Dominerende vindstyrke fra sørsørvest var lett til laber bris (3.4 - 7.9 m/s).

3.2.2. Temperatur

Ifølge Meteorologisk institutt overskrider lufttemperaturen ved Rygge flystasjon normalt 4°C 19. april og 6°C 29. april (middelverdier for siste 30 år, unpubl. data). I september holder den seg konstant på 9°C, synker til 6°C 17. oktober og når 4°C den 29. samme måned.

3.3. Vannkvalitet

Vannkvaliteten i vestre basseng er tidligere beskrevet av bl.a. Holtan (1966), Brettum (1977 og 1978), Erlandsen (1981, 1982 og 1983) og Bjørndalen & Warendorph (1981 og 1982).

Vansjø kan med hensyn til hydrografi og planktonmengde, -sammensetning deles i tre svært forskjellige hovedregioner: Østre og vestre hovedbasseng og Sunda-området (Grepperødfjorden - Rødsengkilen). Regionene kan stort sett betraktes som egne innsjøsystemer (Bjørndalen & Warendorph 1982). Østre basseng er det dypeste og mest næringsfattige av de tre. De to andre varmes raskere opp og har høyere temperatur i de dypere vannlag. Sunda-området skiller seg fra hovedbassengene ved sitt store innhold av humusstoffer. Vestre basseng har sterkest oksygenvinn mot dypet. Sensommeren 1979 og 1980 var det kraftig oksygenvinn i bunnvannet i denne delen av Vansjø (Martinsen 1982 og Bjørndalen & Warendorph 1981).

Planktonsammensetningen gjenspeiler forskjellene i næringstilstand mellom østre basseng og de øvrige. Undersøkelsene 1964 og 1979-80 viste mindre innslag av eutrofe indikatorarter i østre region enn i vestre og midtre (Holtan 1966, se spesielt Bjørndalen & Warendorph 1982). På grunnlag av algesammensetningen klassifiserte Holtan østre basseng som mesotroft. Også Erlandsen (1982) har gitt det denne karakteristikken.

Planktonbiomasse er en god indikator på sjøers næringstilstand. Algemengden i vestre og midtre region var tilnærmet lik i 1979 og 1980, og omtrent dobbelt så stor som i østre region. Under spesielt gunstige forhold har algevolument i de mest produktive delene av Vansjø kommet opp i verdier tilsvarende eutrofe vannforekomster (se Brettum 1977 og 1978). Under normale forhold må imidlertid vestre basseng kunne karakteriseres som meso- til eutroft og Sunda-området som mikсотroft (dvs. humusrikt og med høyt næringsinnhold).

Resultatene fra alle undersøkelser fram til 1979 har vist at Vansjø er blitt stadig mer produktiv. Målinger 1980-83 har imidlertid ikke gitt indikasjon på fortsatt næringsøkning (Erlandsen 1983).

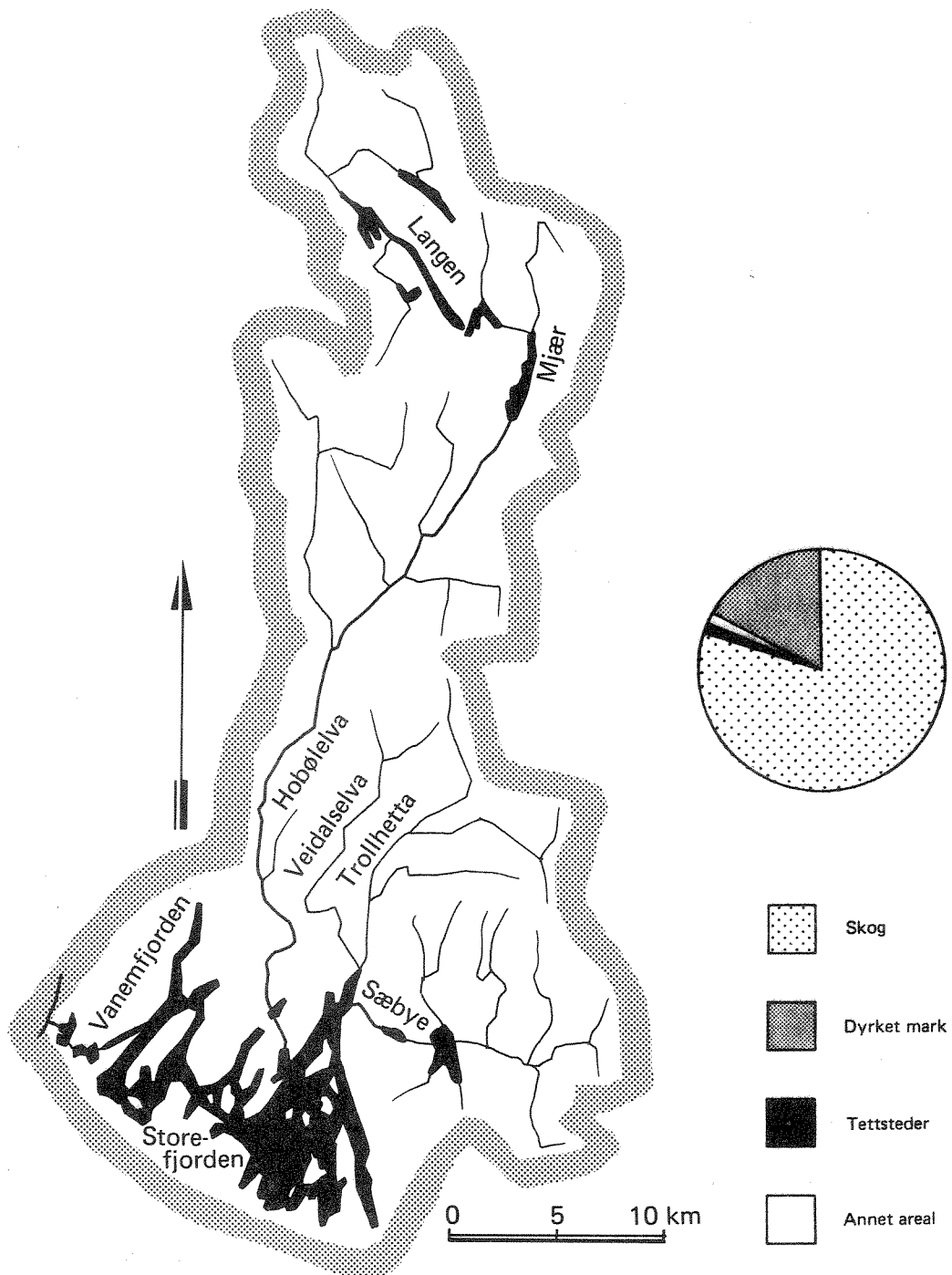


Fig. 3.1. Vansjø's nedbørfelt (modifisert etter Brettum 1977) med prosentvis andel av forskjellige arealtyper (Erlandsen 1982).

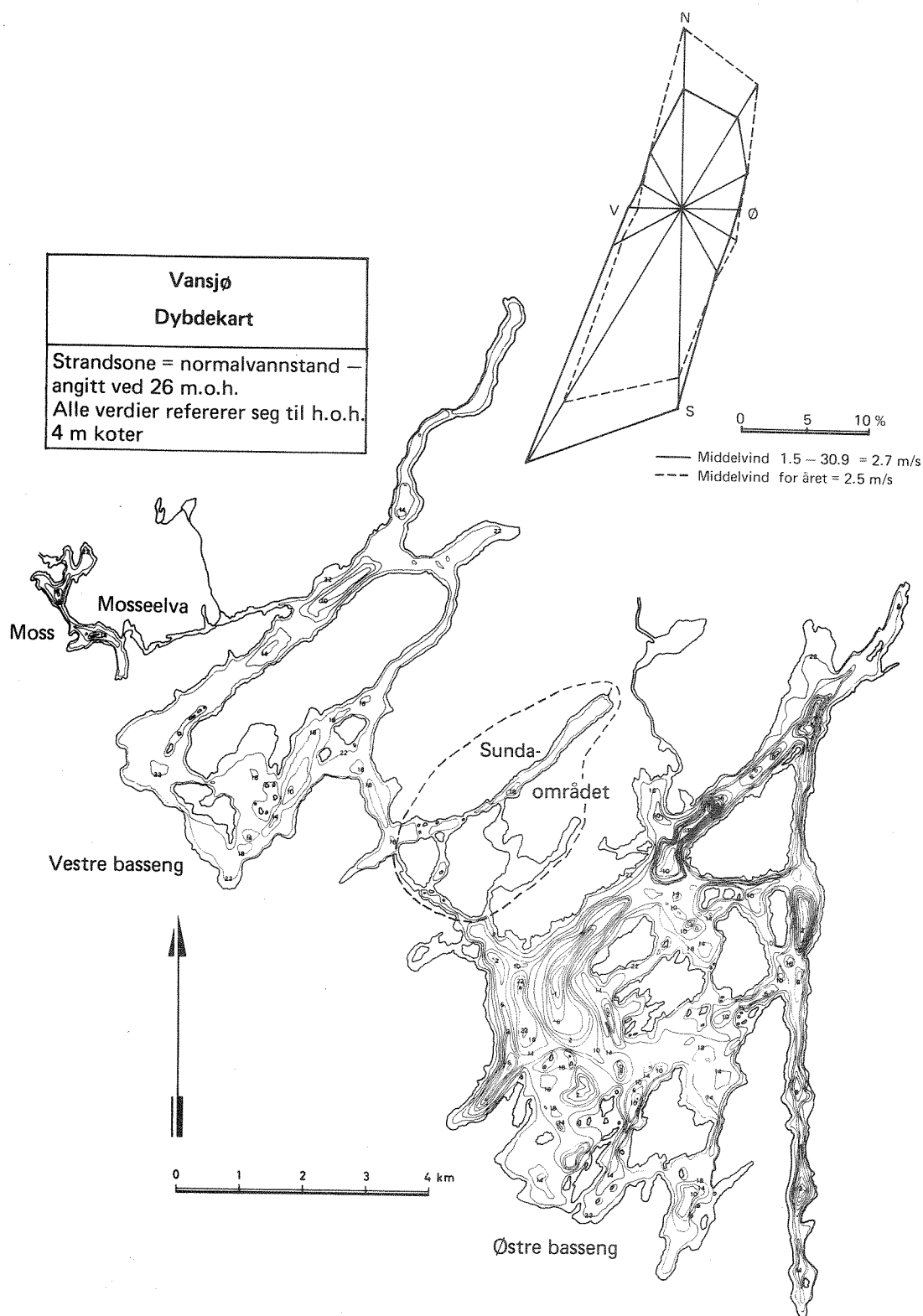


Fig. 3.2. Dybdekart for Vansjø (modifisert etter Holtan 1966) og frekvensfordeling av vind 1961-75 ved Rygge flystasjon.

3.4. Lokalitetsbeskrivelse

De fem undersøkte lokalitetene er samlet i tre geografisk atskilte grupper, der Sperbundbukta utgjør område 1, Fiulstadsundet og Støabukta område 2, og fjorden NØ av Bliksøya med Rødsengkilen (Sundaområdet) område 3. Områdeinndeling og lokalitetsplassering framgår av fig. 3.3. En mer detaljert oversikt over transektenes fordeling og retning er gitt i fig. 3.4. Vegetasjonsbeltets yttergrense (september 1978) er tegnet inn på lokalitetsfigurene etter IR-flybilder fra billedserie 5880 (Fjellanger Widerøe).

En del opplysninger om transektene er sammenstilt i tab. 3.2. Stigningsforholdet angir forholdet mellom nivåforskjellen i vegetasjonsbeltet (fra ytter- til innerkant) og beltets bredde. I parentes er stigningstallet i helofyttsonen oppført. Der transektene ikke er strukket vinkelrett på strandlinjen, er de beltebreddene som oppgis i tabellen, lengre enn den virkelige bredden av vegetasjonsbeltet.

Tab. 3.2. Transektene A 1 - E 4, utfyllende data. Tabellen kommenteres i teksten.

TRANSEKT	RETNING* fra vann mot land	STIGNINGSFORHOLD under strand- linjen, cm per m	STRANBELTETS LENGDE
A 1	42°NØ	1.7 (1.7)	84 (84)
A 2	242(280)°SV	2.0 (2.0)	127 (96)
A 3	232°SV	1.4 (1.4)	195 (190)
A 4	32°NØ	1.3 (1.3)	ca. 150 (126)
A 5	222°S	2.3 (2.4)	90 (90)
B 1	132°SØ	3.0 (3.0)**	28 (28)
B 2	148°SØ	2.6 (2.3)**	42 (42)
B 3	130°SØ	4.2 (4.2)**	34 (34)
C 1	84°Ø	1.6 (1.6)**	129 (80)
C 2	0°N	5.2 (5.2)**	32 (32)
C 3	390°N	3.9 (3.9)	38 (33)
D 1	120°Ø	7.6 (7.5)	21 (17)
D 2	320°V	5.4 (5.2)	27 (24)
D 3	380°N	5.8 (5.8)	26 (26)
D 4	185°S	2.2 (2.2)	66 (66)
D 5	302°V	4.4 (4.5)	42 (40)
D 6	98°Ø	5.0 (5.3)	37 (37)
E 1	134°SØ	4.4 (5.0)	37 (37)
E 2	334°NV	5.8 (5.8)	32 (27)
E 3	156°SØ	3.1 (3.4)	35 (35)
E 4	356°NV	4.8 (5.2)	41 (41)

*Målingene er gjort med et 400°-kompass.

**Transektene mangler flytebladsvegetasjon.

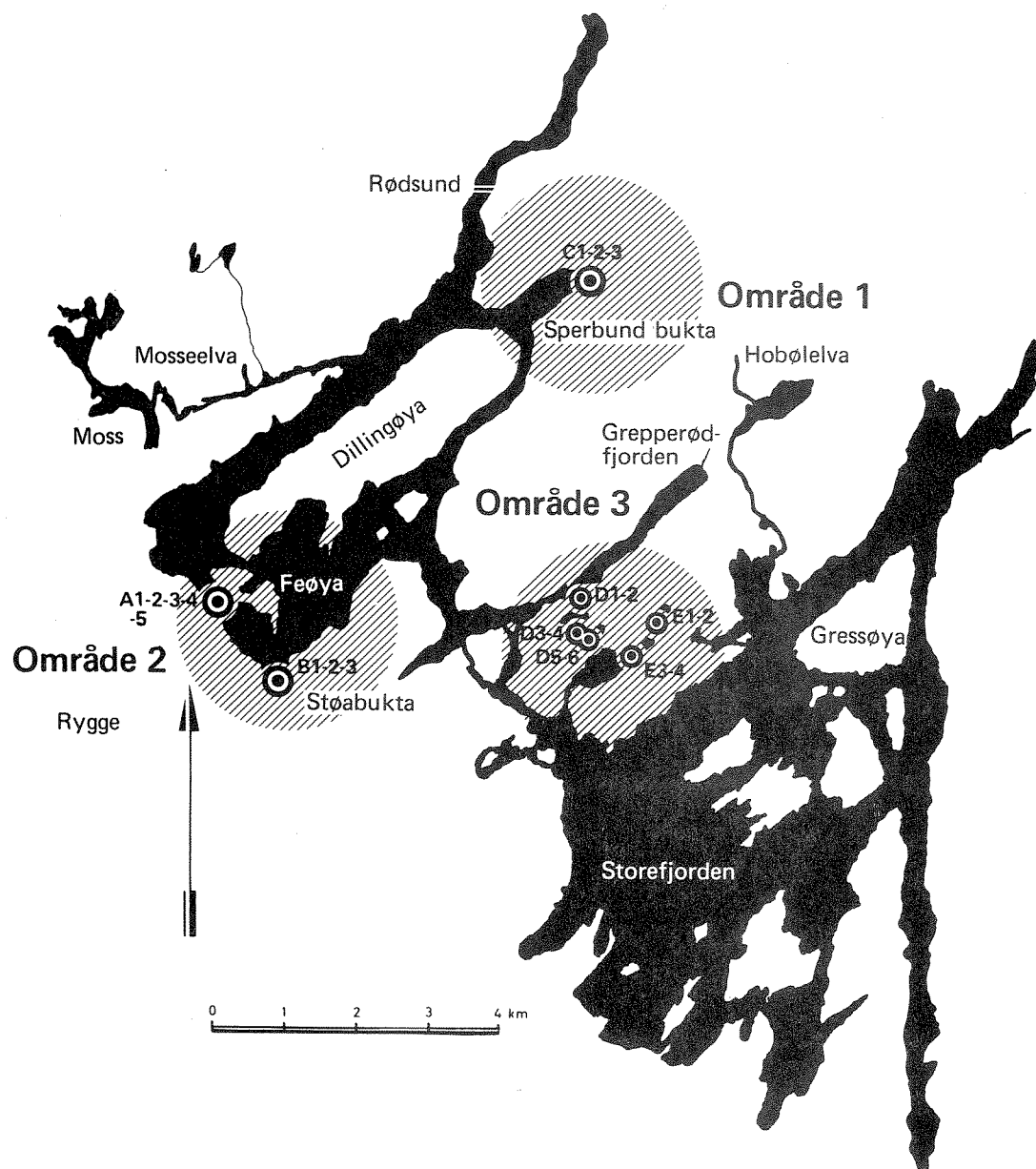
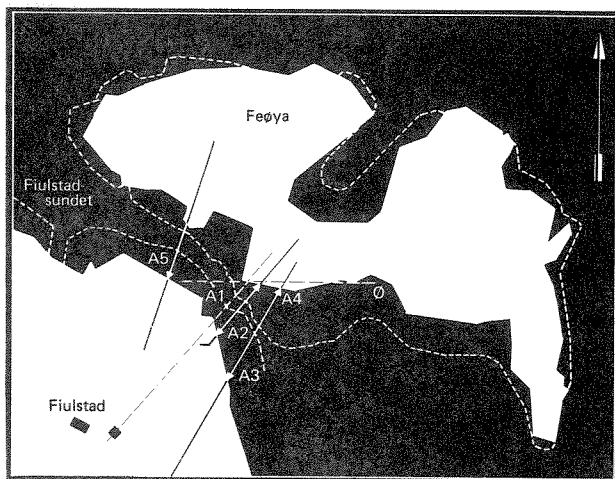
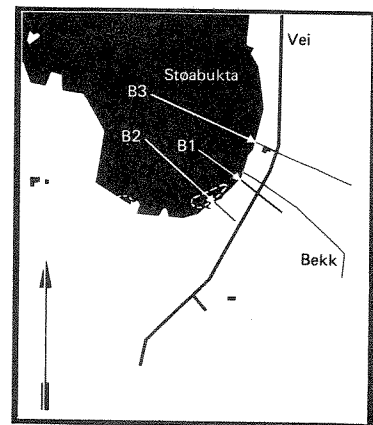


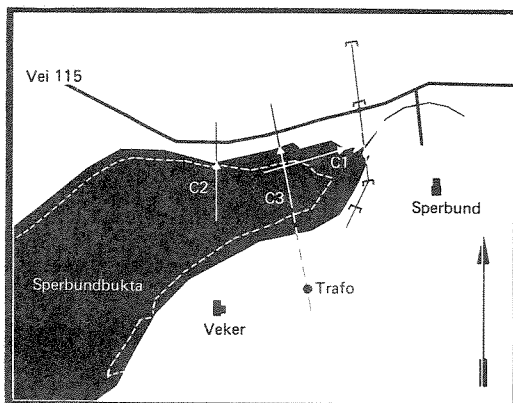
Fig. 3.3. Vansjø. Lokalteter for undersøkelse av høyere vegetasjon 1982.



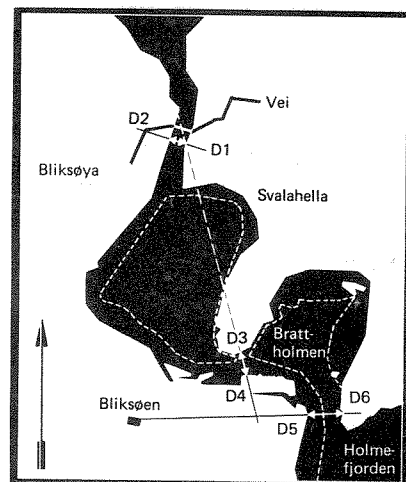
a



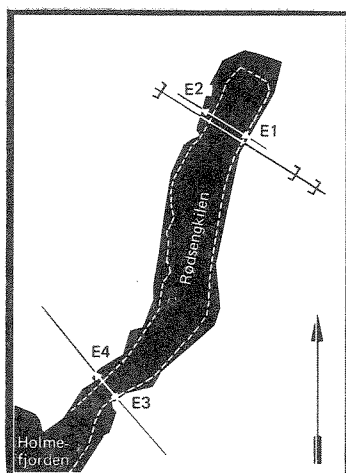
b



c



d



e

Fig. 3.4. Detaljoversikt over de undersøkte lokalitetene.
 (a) Fiulstadsundet, lok. A
 (b) Støabukta, lok. B
 (c) Sperbundbukta, lok. C
 (d) Området NØ av Bliksoya, lok. D
 (e) Rødsengkilen, lok. E

Nedenfor er lokalitetene beskrevet hver for seg:

Fiulstadsundet, lok. A

Fire av transektene er samlet i sundets grunneste del. Det siste (A 5) er strukket lengre vest i sundet, mot fastlandet. Den innerste delen av A 2 er vinklet mot land. Lokaliteten preges av store sivbelter, i øst dominert av takrør. På landsiden, innenfor de tette, artsfattige bestandene som denne undersøkelsen har konsentrert seg om, fins artsrike engsamfunn av fuktighets-elskende planter ("kantvegetasjon" i tab. Bl, vedlegget).

Sundet er nesten gjengrodd der det er smalest, men rundt odden ved A 1 er helofyttvegetasjonen så redusert at et tett og relativt artsrikt samfunn av pusleplanter har funnet livsrom. De dominerende artene tjønngras (Littorella uniflora), krypsiv (Juncus bulbosus), nålesivaks (Eleocharis acicularis) og korsevjeblom (Elatine hydropiper) kan stedvis være mattedannende.

Som tab. 3.2 viser, er terrengprofilen slak. Over vannspeilet er helningen målt til 1.5 cm per m. Målingen ble gjort i strandenga som avslutter A 1 og A 4, og var ifølge våre observasjoner representativ for lokaliteten som helhet.

Fiulstadsundet er godt skjermet mot nordlige og sørlige vinder (dvs. fremherskende vindretninger).

Substratet består først og fremst av mudder/torv, men også finsand forekommer. En grøft ute i vannet ved A 5 ga inntrykk av at store mengder torv er bygd opp i sivbeltene.

Fastlandssiden preges av jordbruksaktivitet. I midtre-østre del av sundet er åkerlandet avgrenset mot strandområdet av en lang grøft. Feøya er ikke oppdyrket.

Støbukta, lok. B

Tre transekter er fordelt på begge sider av en badestrand SØ i bukta. Strandvegetasjonen er mye dårligere utviklet på denne lokaliteten enn den foregående, den strekker seg ikke så langt ut i vannet og stanses av tett svartorsumpskog få meter innenfor strandkanten. Badeplassen er fri for helofyttvegetasjon og gir vekstbetingelser for pusleplanter. Samfunnet er her artsfattig. Sivbeltet domineres av takrør i sør, elvesnelle i nord.

Terrengtet har større helning enn i Fiulstadsundet. Som fig. B2 viser (se vedlegget), er profilen konveks. Dybden utenfor stranden er større enn på noen av de andre lokalitetene. Det gjelder også eksponeringsgraden. Vind fra nord (som er vanlig gjennom hele året) har en temmelig lang sjøstrekning å arbeide på. Sørspissen av Feøya skjermer riktig nok bukta noe (se fig. 3.2). Lokaliteten er ikke spesielt langgrunn og den er derfor ikke særlig godt beskyttet mot bølgeslag, strøm og is-skuring. Sand dominerer substratet. I sivbeltene er substratet i varierende grad overtrukket med organisk materiale.

Et stykke innenfor lokaliteten er landet oppdyrket. En bekk drenerer dette området og renner ut ved badeplassen. Ifølge overing. Torodd Hauger har bekken i flere år ført med seg betydelige mengder næring. Dette bekreftes av vegetasjonens sammensetning og frodighet. Utløpet var i feltperioden fullstendig dekket av andemat (Lemna minor). Dess-

uten fantes tiggerssoleie (Ranunculus sceleratus), flikbrønsle (Bidens tripartita), vassgro (Alisma plantago-aquatica) og uvanlig store individer av sverdlilje (Iris pseudacorus), soleihov (Caltha palustris) og klourt (Lycopus europaeus). Bekkeløpet var dominert av store bestander med stornesle (Urtica dioica), mjødukt (Filipendula ulmaria) og krypssoleie (Ranunculus repens). Utenfor bekkeosen var takrørbeltet svært tettvokst.

Sperbundbukta, lok. C

De tre transektene er lagt øst og nord i bukta. Innerst i bukta er strandbeltet naturlig nok best utviklet, mot vest smalner det sterkt inn. Sjøsvaks dominerer helofyttsonen. Et lite strandparti i NØ mangler helofytter. Her holder et artsfattig samfunn med pusleplanter til. En grøftet strandstrekning lengre vest okkuperes av et langt frodigere samfunn med bl.a. vasskryp (Peplis portula).

Terrengprofilen er slak i øst. Den blir brattere mot vest samtidig som eksponeringsgraden øker betydelig. Fjordarmen er riktignok forholdsvis kort, men den er orientert i SSV-NNØ retning. Den innerste delen av bukta skjermes dels av land, dels av terrengprofilen og det breie strandbeltet (se fig. 3.2).

Størstedelen av de strandnære områdene rundt Sperbundbukta er dyrket opp. Langs det nordre strandpartiet passerer riksvei 115, og innenfor veien ligger et forholdsvis nytt boligfelt. Til dette strandpartiet er det derfor knyttet forskjellig aktivitet. Flere båtplasser skjærer seg inn i vegetasjonsbeltet, og deler av stranden er grøftet (se vedlegget, C 3-profilen i fig. B3). Indre del av C 3 var kloakk-preget da analysen ble foretatt. Fra Østfold fylke har vi fått opplyst at et overløp for kloakk befinner seg langs denne strandstrekningen.

En større bekk munner ut innerst i bukta. Den drenerer en del åkerland og mottar dessuten kloakk. Bekken er tydelig næringsrik, i bekkeleiet vokste flere arter med stort næringskrav (bl.a. dunkjevle, Typha sp.).

Området NØ av Bliksøya, lok. D

Undersøkelsen i dette området omfatter seks transekter. De er alle plassert i trange deler av fjorden og gir derfor ikke et representativt bilde av strandvegetasjonens mektighet i området. Inne i buktene kan beltene bli svært breie, spesielt i bassenget mellom D 3-4 og D 5-6 er store områder dekket av slik vegetasjon.

Helningsvinkelen i transektene er gjennomgående stor, større enn på de øvrige lokalitetene (tab. 3.2). De tre passasjene (der transektene er strukket) er likevel ikke dype. Største dybde er målt til 1.8 m under median-nivået for perioden 1977-82.

Med sin uregelmessige form og sine trange passasjer, er området lite utsatt for vind.

Rødsengkilen, lok. E

Det er strukket fire transekter i kilen, to ved innløpet og to i den innerste delen. Sivbeltene er ikke så breie i denne fjordarmen, men flytebladsvegetasjonen er velutviklet og dekker store deler av vannflaten. Vass-slirekne (Polygonum amphibium), gul nøkkerose (Nuphar lutea), flotgras (Sparganium angustifolium) og vanlig tjønnaks (Potamogeton natans) danner store bestander. Små øyer av sjøsvaks

flyter omkring i bassenget. Helofyttvegetasjonen domineres av denne arten.

Kilen er grunn, største dyp ble målt til vel 1.7 m under median-nivået 1977-82. Strandprofilen er som i det foregående området, forholdsvis bratt. Selv om orienteringen er SV til NØ, er kilen så grunn og tilgrodd at eksponeringsgraden er liten. Substratet består av et dyaktig sediment.

Praktisk talt hele kilen er omgitt av åkerland. Jordene er til dels pløyd opp helt ned til strandsonen.

4. HYDROLOGI

4.1. Sammendrag

Gjeldende manøvreringsreglement har vært praktisert forskjellig i perioden 1967-76 og 1977-82. I siste periode har vannstanden i vekstsesongen (1.5.-30.9.) vært høyere enn i første. Dette har ikke ført til særlig sterkere flomstigning eller mer langvarige flomperioder. Vannstanden har dessuten holdt seg stabil i større deler av året. Disse faktorene (vannstandsheving og økt stabilitet) har ført til at en mindre del av strandsonen i dag blir utsatt for uttørring enn i perioden 1967-76.

Forholdene kan illustreres ved hjelp av fig. 4.1 og fig. 4.2 (se også varighetskurvene i fig. 4.5). Den første framstiller vannstandsvariasjonen i hele, 80 % og halve sommersesongen. Atti-prosent - perioden viser variasjonen når flom og lavvann er utelatt. Femti-prosent - perioden gir inntrykk av nivåforskjellene i den mest stabile delen av sesongen.

I fig. 4.2 er den årlige fordelingen av persentilene 10 %, 50 % (median) og 90 % for 1967-76 og 1977-82 framstilt. Som det framgår av denne figuren og fig. 4.5, skiller reguleringsmønstrene seg klart fra hverandre. Forskjellen er relativt stor i sommersesongen, liten i vintersesongen. Vi antar at virkningen av is-stress har vært omtrent like stor i begge perioder.

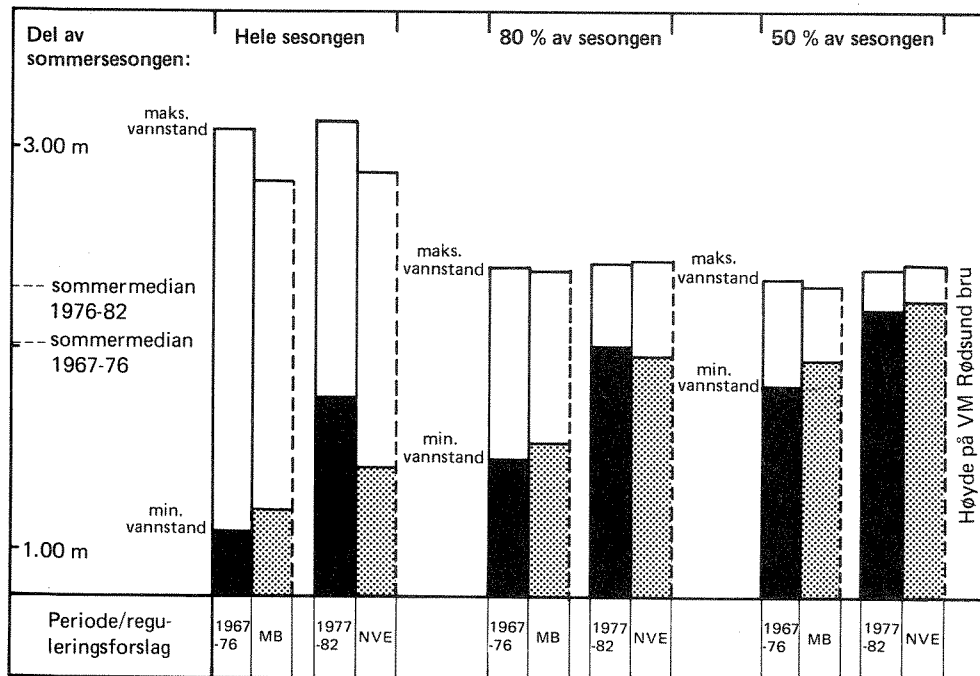


Fig. 4.1. Vannstandsvariasjon i hele og deler av sommersesongen (1.5.-30.9.). Basert på varighetskurver 1967-76 og 1977-82, dessuten simuleringer etter manøvreringsforslagene til Moss Brukseierforening (MB) og Norges vassdrags- og elektrisitetsvesen (NVE).

Manøvreringsforslagene fra NVE's hovedstyre og Moss Brukseierforening er vurdert på grunnlag av simuleringer basert på data fra perioden 1967-81. Modellene sammenliknes innbyrdes og med periodene 1967-76 og 1977-82. Vannstandsvariasjonene blir så overført på strandsonen.

De simulerte reguleringene skiller seg sterkest fra hverandre i vekstsesongen, se kurvene for årlig varighetsfordeling som er vist i fig. 4.3, og varighetskurvene i fig. 4.7.

Hovedstyrets reglement vil gi forhold som i sommersesongen ligger nærmest opp til situasjonen 1977-82, se fig. 4.7b. Vannstanden vil forbli stabil i store deler av året. Modellen skiller seg først og fremst fra tilstanden 1977-82 ved den kraftige høstnedtappingen som antakelig vil føre til noe lavere maksimalnivå under høstflommen.

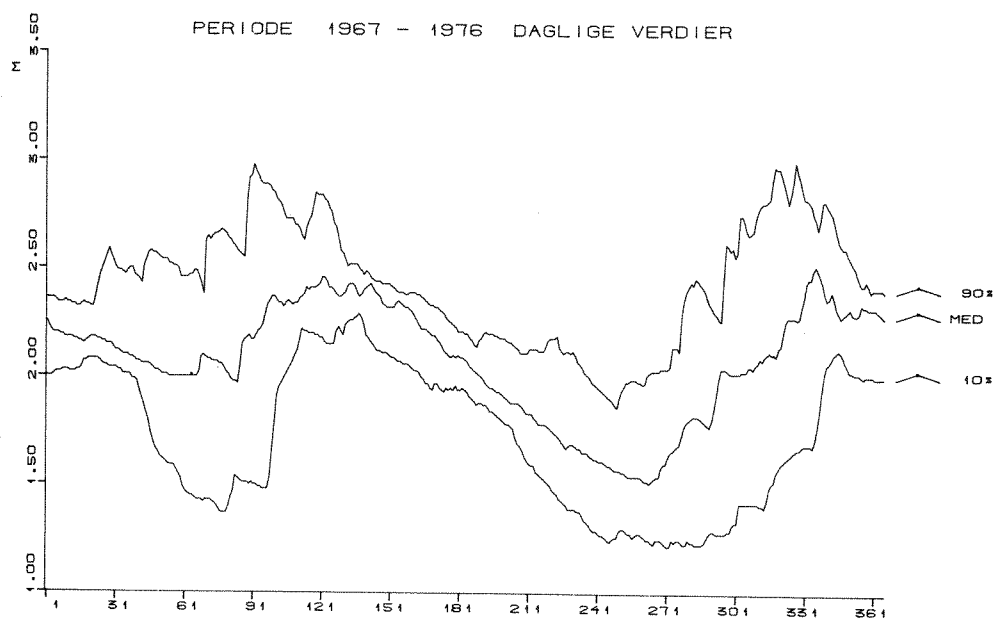
Forslaget fra Moss Brukseierforening vil i noen grad gjenskape forholdene i vekstsesongen 1967-76, se fig. 4.7c.

Når det gjelder flomstigning er de to modellene temmelig like. Simuleringen basert på Moss Brukseierforenings forslag skiller seg først og fremst fra den andre ved lengre tappingsperioder og lavere sommerminimum. Dessuten preges ikke sommersesongen i samme grad av en langvarig periode med stabil vannstand.

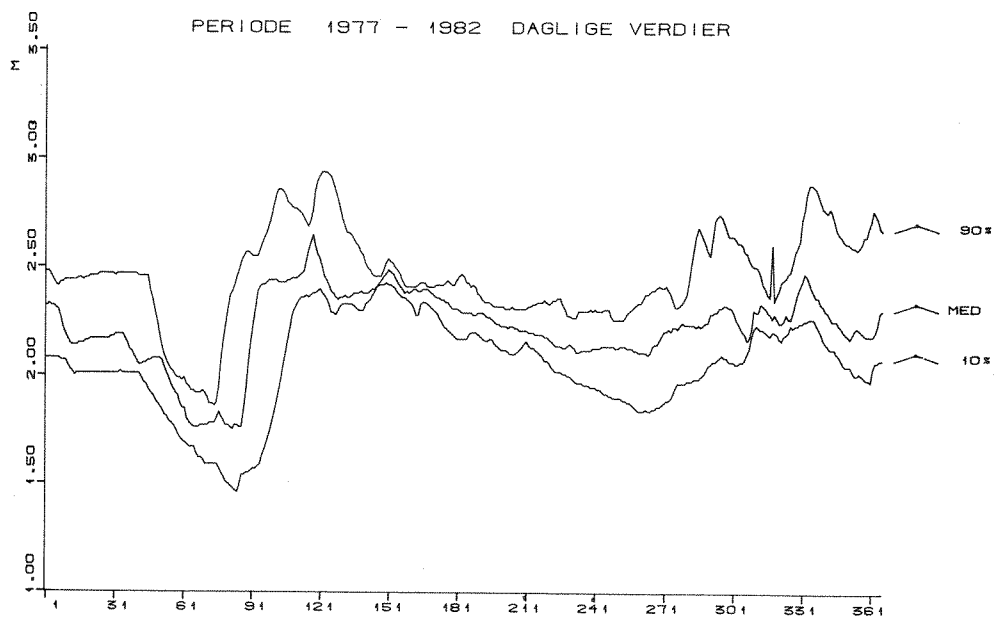
Beregninger av vannstandsvariasjon fra 1967 til 1981 (se vedlegget, fig. A1) viser at Hovedstyrets reglement i liten grad vil gi sterkere flomstigning i **flomår** enn Moss Brukseierforenings alternativ.

Forholdene i vintersesongen vil komme til å endre seg forholdsvis lite uansett alternativ. Størst forandring vil reglementet til Moss Brukseierforening forårsake. Vi venter at is-stresset vil øke noe på lavere nivåer ved en regulering etter dette forslaget (fig. 4.9).

Dersom vi betrakter virkningen **horisontalt** i strandsonen (fig. 4.8), ser vi at begge reglementene vil føre til at en mindre del av strandprofilen utsettes for flom, men at de ellers stort sett faller sammen med reguleringsmønstrene 1967-76 og 1977-82, som beskrevet over.

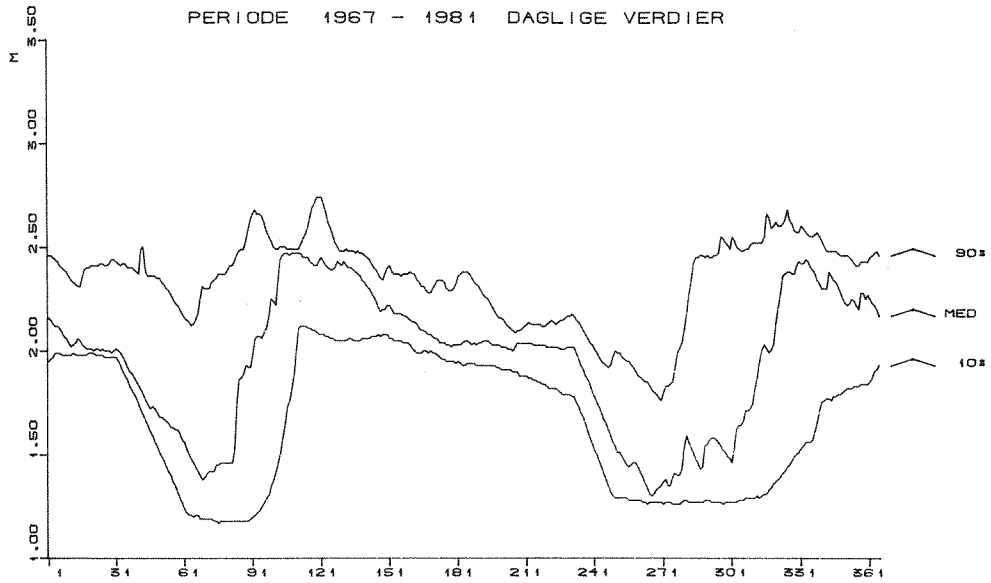


a

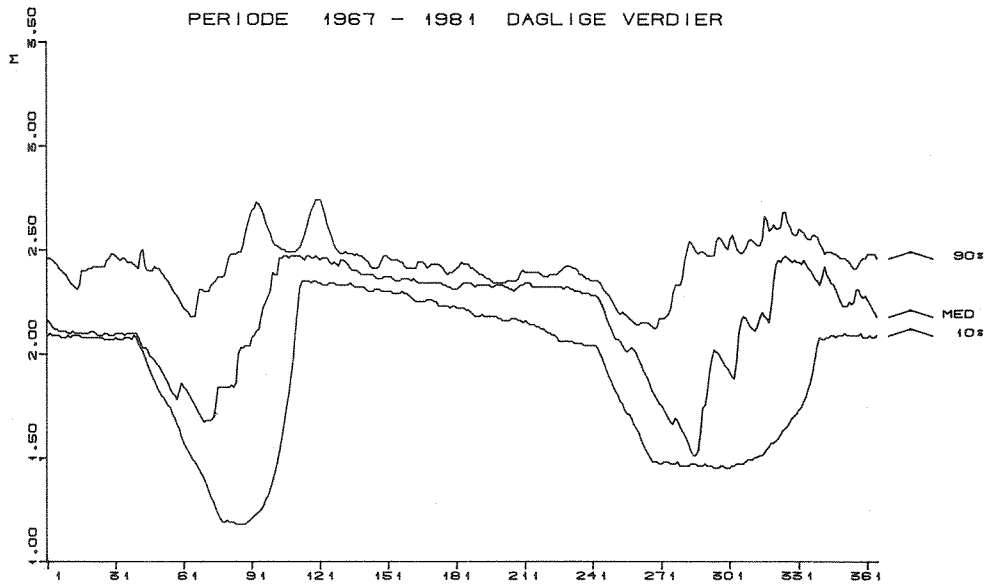


b

Fig. 4.2. Midlere varighetspersentiler (10, 50, 90) fordelt over året. Periodene 1967-76 (a) og 1977-82 (b).



a



b

Fig. 4.3. Midlere varighetspersentiler (10, 50, 90) fordelt over året. Simuleringer etter Moss Brukseierforenings (a) og Hovedstyrets (b) forslag til manøvreringsreglement.

4.2. Innledning

I denne delen vil vi se på vannstandsvekslinger i tidsrommet 1967-82, dvs. den perioden manøvreringsreglementet av 1966 (kgl. res. 3. juni 1966) har vært gjeldende. Perioden er delt i to pga. endringer i reguleringsmønstrer fra 1977.

Vannstanders varighet gir et bedre grunnlag for å forklare arters respons på variasjonsmønstre enn om man betrakter vannstandsnivåer uavhengig av tidsfaktoren (Rørslett 1983a). Derfor har vi her brukt varighetskurver og medianvannstand framfor aritmetiske middelværdier.

Varighetskurver kan konstrueres på forskjellige måter. Kurvene som er benyttet i denne rapporten, er beregnet som midlere varighet for gitte vannstander (dvs. en kumulativ sannsynlighetsfordeling). Det betyr at vannstandens varighet basert på alle målinger i en gitt observasjonsperiode (her: døgnmiddelværdiene fra 1967 til -81) divideres med antallet observasjonsår. Slike kurver blir alltid brattere enn hver enkelt av de årlige kurvene, og er slik sett naturstridige, men de gir et statistisk sett riktig bilde av vannstanders varighet i perioden (Otnes 1978).

Vi har valgt å dele året i to perioder: vintersesongen er definert til 1.10. - 30.4. og sommersesongen til 1.5. - 30.9. Sommersesongen har vi regnet lik vegetasjonsperioden.

Virkningene av vannstandsvariasjon gir seg forskjellige utslag i vinter- og sommersesongen. Til vinterhalvåret er knyttet frost og isstress, til sommerhalvåret oversvømmelse, tørke og i noen grad frost. Virkningene er avhengig av hvilken **tilstand** vegetasjonen befinner seg i. (Sommeren går med til vekst og oppbygging av næringslager, vinteren er først og fremst preget av hvile, se kap. 6.)

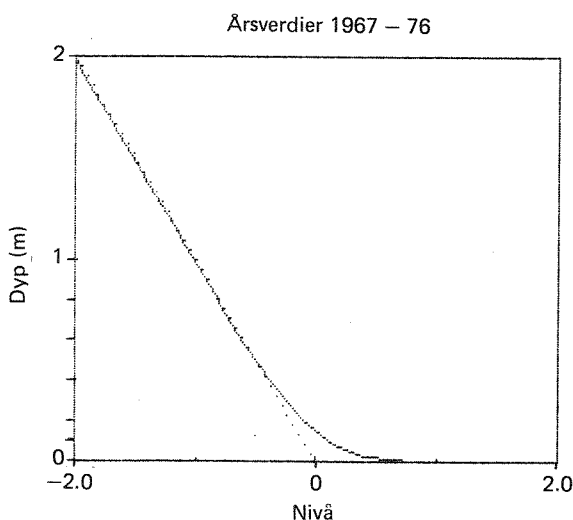


Fig. 4.4. Forholdet mellom nivå (grovt stiplet linje) og tidsveid dyp (fint stiplet) i Vansjø 1967-76. X-aksens 0-punkt angir medianvannstanden for perioden.

De fleste plantene i strandsonen vil i noen deler av året stå i vannet, resten av tiden over vannspeilet. Hvis vi regner dypet lik null i den tiden plantene står over vann, vil forholdet mellom det tidsveide dypet og høydenivået være ikke-lineært i den delen av strandområdet som oversvømmes resp. blottlegges (Rørslett 1983a og b).

Forholdet nivå/tidsveid dyp (se Rørslett 1983b) er beregnet på grunnlag av data for perioden 1967-76, og framstilt i fig. 4.4. Figuren viser at forholdet er ikke-lineært fra 0.4 m under, til 0.5 m over medianvannstanden for hele året (2.13 m). Middeldypet avviker maksimalt 15 cm fra nivået (ved medianpunktet). Dette er så lite at vi for enkelhets skyld har valgt å bruke nivået ved angivelse av dybdeforhold i denne rapporten.

Alle vannstandsdata er levert av NVE, Hydrologisk avd., og bygger på døgnmiddelverdier. Angivelse av høydenivåer refererer til nivåer på Rødsund bru vannmerke (VM nr. 1619-0), med 0-punkt på kote 22.60 m. (Dette vannmerket er nå registrert under navnet "VM Vansjø" i NVE's arkiv.)

4.3. Vannstandsvekslinger 1967-82

Vansjø har normalt to flomperioder, én i april - mai og én i november - desember. Varighetsfordelingen over året for periodene 1967-76 og 1977-82 er illustrert i fig. 4.2a og b. De tre kurvene beskriver forløpet til 10-, 50- (median) og 90-persentilene. De er **underskridelseskurver**. Vannstanden står under nivået til den øverste kurven i 90 % av tiden. I 50 % og 10 % av tiden står den under hhv. midtre og nedre kurve. Også %-vis sannsynlighet for vannstandsniåer uttrykkes gjennom kurvene. Sjansene for at vannstander skal forekomme på nivå med øvre eller nedre kurve er således 10 %.

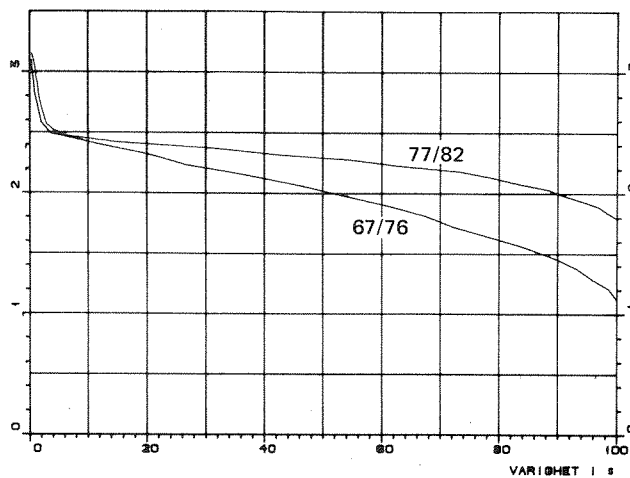
Etter vårflommen faller vannstanden jevnt til slutten av september. Høstflommen kulminerer vanligvis tidlig i desember og vannstanden faller igjen fram til slutten av mars. Forskjellen i vannstandsvekslinger går fram av de to figurene. Innsjøen har gjennomgående vært

Tab. 4.1. Sommer-, vinter- og årsmedianer for periodene 1967-76 og 1977-82, og antatte verdier basert på manøvreringsforslagene til NVE's hovedstyre og Moss Brukseierforening.

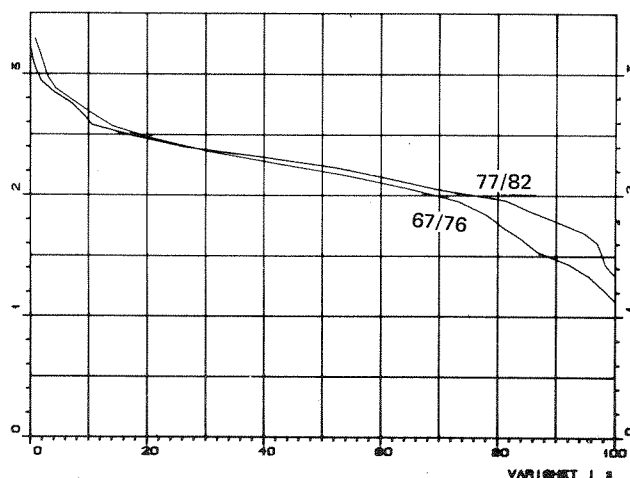
MANØVRERINGS- ALTERNATIV	SOMMER 1.5.-30.4.	VINTER 1.10.-30.4.	ÅR 1.1.-31.12.
perioden 1967-76	2.02	2.20	2.13
perioden 1977-82	2.30	2.25	2.27
Hovedstyrets forslag	2.34	2.13	2.26
Moss Bruks- eierforenings forslag	2.03	2.03	2.03

Tallene angir høyde i meter på VM Rødsund bru.

Medianverdiene som følger av de to forslagene, er beregnet på grunnlag av vannstandsdata fra tidsrommet 1967-81.



a



b

Fig. 4.5. Varighetskurver for (a) sommersesongen (1.5.-30.9.) og (b) vintersesongen (1.10.-30.4.) 1967-76 og 1977-82. Y-aksen angir høyde (i meter) på VM Rødsund bru.

kraftigere tappet før vårflom i siste periode. Sommervannstanden har ikke falt så sterkt, likevel er flomstigningen holdt nede om høsten.

Avstanden fra medianen til hhv. 10 %- og 90 %-persentilen er gjennomgående større i første enn siste periode. Dette forholdet kan dels skyldes manøvreringsendringen, dels at de to tidsrommene ikke er like lange.

I fig. 4.5a og b er varighetskurvene for de to periodene satt sammen. Kurvene er beregnet som midlere varighet for samtlige døgnmiddelverdier (se kap. 4.2). Dette er **overskridelseskurver**. De viser i hvor stor del av tidsrommene vannstanden har stått over et bestemt nivå. Eksempelvis har vannspeilet i perioden 1977-82 holdt seg over 2.0 m i 90 % av sommerhalvåret og ca. 75 % av vinterhalvåret. Medianvannstander er oppført i tab. 4.1.

Manøvreringsendringen i 1977 skyldtes redusert uttapping som følge av at kraftverket i Mosse-fossen ble satt ut av drift. På grunn av denne endringen og klimatiske forhold holdt vannstanden seg gjennomgående høyere fra 1977 til 1982 enn i tiårsperioden foran. Forskjellen i medianvannstand er størst i vekstsesongen (28 cm), liten i vinter-sesongen (8 cm).

Ifølge fig. 4.5a har nivåforskjellen vært minst 20 cm i 3 av vekst-sesongens 5 måneder. I om lag 5 uker har nivået ligget en halv til tre kvart meter høyere enn i perioden 1967-76. Vannstanden har holdt seg stabil i større deler av siste periode (kan ses av kurvens stignings-forhold). Variasjonen var bare om lag 20 cm i halvparten av vekst-sesongen 1977-82, og vel 40 cm i 4 av de 5 månedene. Tilsvarende tall for tidsrommet 1967-76 er drøyt 50 cm og 90 cm (se også fig. 4.1).

Kurvene for vinterhalvåret skiller seg lite fra hverandre. Nivåfor-skjellen er fra 20 til ca. 35 cm i 20 % av tiden (om lag 6 uker).

4.4. Manøvreringsreglementene og deres virkning på reguleringsmønstrer

Den første reguleringen av Vansjø ble foretatt i 1864. Hensikten var både å innvinne og sikre dyrkningsjord, og skaffe brukseierne ved Mosse-elva jevnere tilførsler av bruksvann. Høyeste regulerte vann-stand (HRV) ble satt til 2.98 m på VM Rødsund bru. I dag er HRV = 2.98 m og LRV (laveste regulerte vannstand) = 0.00 m på samme vann-merke. I praksis har LRV ligget på 1.00 m pga. inntaket for bruksvann, og HRV vært lik kulminasjonshøyden ved vår- og høstflom. Tappings-periodene har variert fra år til år avhengig av snømengdene om våren og vannstandsforholdene om sommeren. Hensikten har vært å sørge for et størst mulig dempningsmagasin før flom.

I fig. 4.6 er manøvrerings-forslagene fra NVE's hovedstyre, Moss Brukseierforening og Fylkesmannen i Østfold illustrert. Hovedstyret og Moss Brukseierforening foreslår HRV = 2.98 m, Fylkesmannen HRV = 2.70 m. Fylkesmannen og Hovedstyret oppgir LRV til hhv. 1.80 m og 1.50 m. Forslaget fra Moss Brukseierforening mangler grense for LRV. Nedtapping kan ifølge Hovedstyrets og Fylkesmannens forslag tidligst begynne 1.9. i sommersesongen, hhv. 10.2. og 20.2. i vintersesongen. Moss Brukseierforening tillater tapping fra 20.8.; reglementet inneholder ingen instruks for vintersesongen, heller ikke vannstands-nivået omtales spesielt. I sommersesongen tillates nivået å variere mellom 2.00 m og 2.50 m. Tilsvarende tall for Hovedstyrets og Fylkesmannens reglementsutkast er 2.10 m og 2.30-2.70 m i vinterhalvåret, og 2.30-2.50 m i sommerhalvåret.

Hydrologisk avd., NVE, har utarbeidet varighetskurver og kurver over varighetsfordeling basert på forslagene fra Hovedstyret og Moss Bruks-eierforening. Modellene forutsetter:

1. at drikke- og industrivann tappes i tillegg til driftsvannet og uavhengig av vannstands-nivået,
2. at kulminasjonshøyden ikke overstiger HRV og
3. at flomluka åpnes ved høyde 2.45 m, dvs. at den har full åpning ved ca. 2.48 m.

Ved simuleringen er det ikke tatt hensyn til den kapasitetsendringen som følger av at det sprenses ut en tunnell i tilknytning til det rehabiliterte kraftverket. Modellene bygger på vannstandsdata fra tidsrommet 1967-81.

Det er ikke utarbeidet noen modell basert på Fylkesmannens forslag fordi det viste seg umulig å simulere en regulering der kulminasjonshøyden holdt seg under 2.70 m. Ifølge simuleringen ville flomstigningen tvert om blitt **sterkere** enn ved gjennomføring av de to andre forslagene. Kombinasjonen av høy LRV (før nedtapping) og kort tappingstid før vårflommen er årsaken til at det ikke lyktes Hydrologisk avd. å simulere en regulering som fulgte reglementet.

Vannstandsforholdene 1967-76 og 1977-82 er et eksempel på at ett og samme reglement kan gi mulighet for ulike manøvreringer. Modellene forteller oss derfor hvordan vannstandsvekslingene **kan** bli, ikke hvordan de **vil** bli. Vannstandsdataene som simuleringene bygger på, er påvirket av at innsjøen er regulert. Dette svekker i noen grad modellene.

Den årlige varighetsfordelingen simulert for de to forslagene, framgår av fig. 4.3. Kurven basert på Hovedstyrets alternativ, skiller seg fra den andre først og fremst ved kortere lavvannsperioder og høyere sommerlavvann (ca. 20 cm, se tab. A1, vedlegget). Lave vinterminima forekommer dessuten i en kortere periode. Begge simuleringene gir et

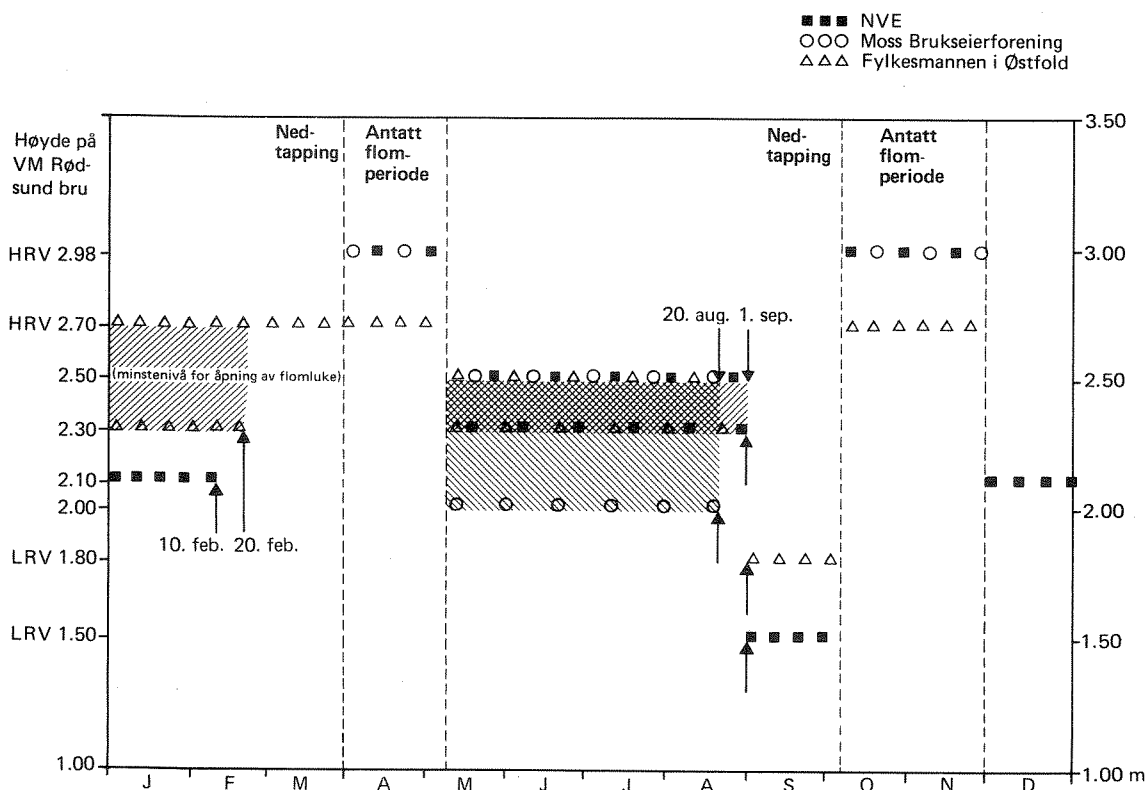


Fig. 4.6. Forslag til manøvreringsreglement fra Hovedstyret, Moss Brukseierforening og Fylkesmannen i Østfold. Dataene er hentet fra Hovedstyrets innstilling av 4.11.82 til Olje- og energidepartementet. Flomperiodene er anslått på grunnlag av årsvariasjonen 1967-82.

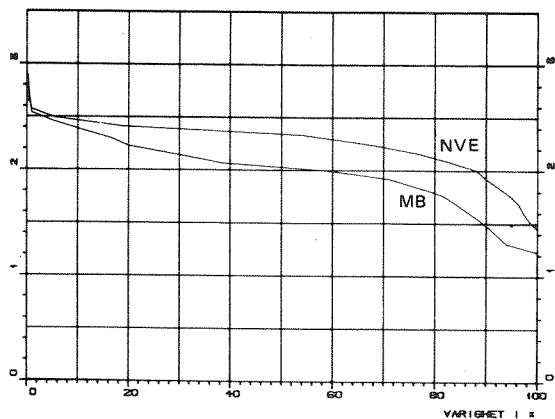
lavere lavvanns-nivå sammenliknet med perioden 1977-82 (se fig. 4.1 og fig. 4.7). Hovedstyrets forslag vil føre til at nivået holder seg mer stabilt mellom tappingsperiodene enn tilfellet er for reglementet fra Moss Brukseierforening. Kurvene beskriver svært like flomforløp. De er begge lavere enn tilsvarende kurver for tidsrommet 1967-82.

I vedlegget, fig. A1, fins kurver over varighetsfordeling for hvert år fra 1967 til 1981. Figurene viser at forskjellene i flomstigning er små også i flomår. Når det gjelder vårflom, er 1967 det eneste året hvor de to modellene skiller seg nevneverdig fra hverandre. Dette året ville Hovedstyrets alternativ ført til at vannstanden i 10 % av tiden stod ca. 20 cm høyere enn etter Moss Brukseierforenings alternativ. Høstflom-kurvene skiller seg sterkest fra hverandre året 1970. Dette året ville flomhøyden ligget ca. 10 cm høyere 10 % av tiden, som følge av Hovedstyrets reglement.

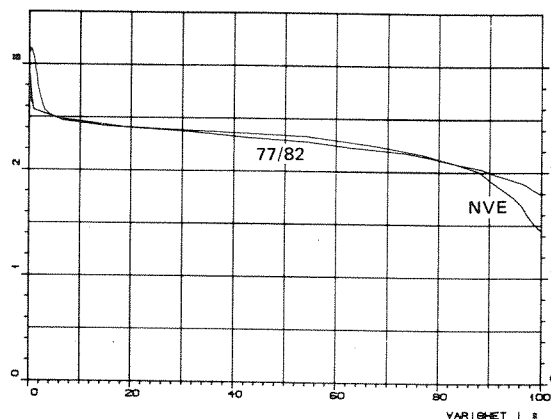
Varighetskurvene for **sommersesongen** basert på forslagene fra Hovedstyret og Moss Brukseierforening, er satt sammen i fig. 4.7a. Hovedstyrets kurve ligger over kurven fra Moss Brukseierforening gjennom hele tidsintervallet. Forskjellen er størst ved median- til lav vannstand, ubetydelig ved de høyeste nivåene. Det betyr at de absolutte flomtoppene når omtrent de samme nivåer uansett alternativ. I 3/4 av sesongen holder vannet seg 20 cm høyere, i 1/10 av sesongen 40 cm høyere enn etter Moss Brukseierforenings reguleringsforslag (se også fig. 4.1). Lavvannsperioden er dessuten forholdsvis kortvarig.

Forskjellen mellom varighetskurvene er grovt sett den samme som vi tidligere har påvist mellom periodene 1967-76 og 1977-82. Sammenstillingen av Hovedstyrets forslag med siste periode er vist i fig. 4.7b. Kurvene er praktisk talt identiske ca. 90 % av tiden. Sannsynligheten for lave vannstander er imidlertid atskillig større etter Hovedstyrets forslag. I fig. 4.7c er varighetskurvene for 1967-76 og forslaget til Moss Brukseierforening satt sammen. Den siste skiller seg fra den første ved at vannstanden er noe mer stabil omkring medianen.

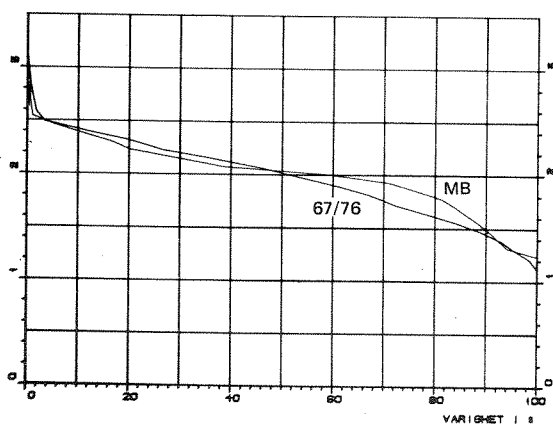
Vannstandsvekslingene som følge av de to forslagene, ligger i **vintersesongen** nærmest opp til perioden 1967-76. Varighetskurvene er satt sammen i fig. 4.7d. Begge forslagene fører til lavere flomstigning (15-20 cm) og kortere flomperiode. Hovedstyrets forslag ligger forøvrig svært nær 1967-76 - kurven. Forslaget til Moss Brukseierforening innebærer en senkning av medianen med 15-20 cm. Varigheten av vannstander under 1.50 m vil øke med om lag 10 %.



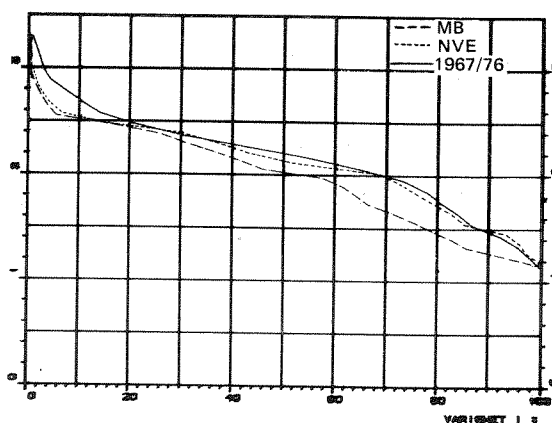
a



b



c



d

Fig. 4.7. Varighetskurver for sommer- (a-c) og vinter-
sesongen (d),
 (a) simulert på grunnlag av manøvreringsforslagene fra
 Hovedstyret (NVE) og Moss Brukseierforening (MB).
 (b) Perioden 1977-82 og Hovedstyrets forslag.
 (c) Perioden 1967-76 og Moss Brukseierforenings forslag.
 (d) Vintersesongen 1967-76 og forslagene fra Hovedstyret
 og Moss Brukseierforening.
 Y-aksen angir høyde (i meter) på VM Rødsund bru. Nærmere
 forklaring i teksten.

4.5. Manøvreringens virkning på miljøet i strandsonen

I fig. 4.8 har vi illustrert reguleringsvirkningene langs et referanse-transekt (strukket fra land mot vann) som følge av de fire manøvreringene. Persentilverdiene med beliggenhet i transektet, er oppført i tab. A1 og A2 i vedlegget. Transektets **helning** avgjør hvor store områder som blir påvirket av vannstandsvekslingene.

Skalaen til venstre på vertikalaksen angir høyder i forhold til vannstands-nivået mens feltarbeidet pågikk. Vannspeilet varierte i denne perioden omkring 2.13 m. Medianvannstanden 1977-82 bestemmer 0-punktet i transektet. Disse verdiene er markert med stiplede linjer. Verdier til høyre for 0-punktet på horisontalaksen er angitt med negativt fortegn i teksten.

Referanse-transektet i fig. 4.8 og fig. 5.4 har en profil som er beregnet slik:

1. Den venstre delen (til -9 m = vannlinjen i feltperioden) er basert på målinger av stigningsforholdet i starr-enga som avslutter transektene A 1 og A 4. Vi har valgt å bruke dette målet fordi stigningsforholdet **over** vannlinjen ikke er undersøkt andre steder. De fleste transektene i vår undersøkelse har sterkere stigning i denne delen av strandsonen.
2. Den heltrukne linjen i høyre del representerer middelnivåene i alle transektene (A 3 unntatt, se kap. 5.3.5). Fra -48 m er profilen identisk med C 3.
3. Den stiplede linjen (utenfor -57 m) følger en profil beregnet ved ekstrapolering av helningen i de transektene som strekker seg ut til større dyp (C 2, B 1, 2 og 3).

4.5.1. Sommertørke

Del 2 i fig. 4.8 illustrerer hvor stor del av strandsonen som blir influert av sommertørke. Den strekningen som for kortere eller lengre tid blottlegges, er angitt med en heltrukken linje.

I perioden 1967-76 strakk det tørrlagte området seg 15 m lengre ut mot vannet enn i 1977-82. Forskjellen mellom 90-persentilene var 12 m. Medianen 1967-76 lå praktisk talt på samme sted i referanse-transektet som 90-persentilen 1977-82. Det betyr at strandpartiet ved -11 m var tørrlagt 2 måneder lenger i første periode enn i siste (hvh. 77 og 15 dager).

Det tørrlagte området ut til 90-persentilen har etter Hovedstyrets forslag omtrent samme utstrekning som det hadde i tidsrommet 1977-82. Grensen for blottlagt mark (100-persentilen) ligger imidlertid 7 m lengre ute i transektet. Forslaget til Moss Brukseierforening dekker stort sett perioden 1967-76.

4.5.2. Flompåvirkning i vekstsesongen

Det flompåvirkete området er vist i del 3 av fig. 4.8. Fra første til siste periode forandret øvre grense for vanddekt mark seg lite. De to varighetskurvene (fig. 4.5a) ligger nær hverandre fra 0- til 10-persentilen, dvs. at sannsynligheten for høye vannstander stort sett var

den samme. Forskjellen var størst rundt dagens median-nivå. 22-persentilen 1967-76 og medianen 1977-82 ligger på samme sted i referanse-transektet. Her var altså marka oversvømt snaut 5 uker i første, 11 uker i siste periode. Medianen 1977-82 befant seg 14 m lengre inn i strandsonen enn 1967-76 - medianen.

De simulerte reguleringene begrenser begge det flompåvirkede området. Hovedstyrets alternativ skiller seg ellers lite fra situasjonen i siste periode, og Moss Brukseierforenings alternativ ligger nær opptil forholdene 1967-76.

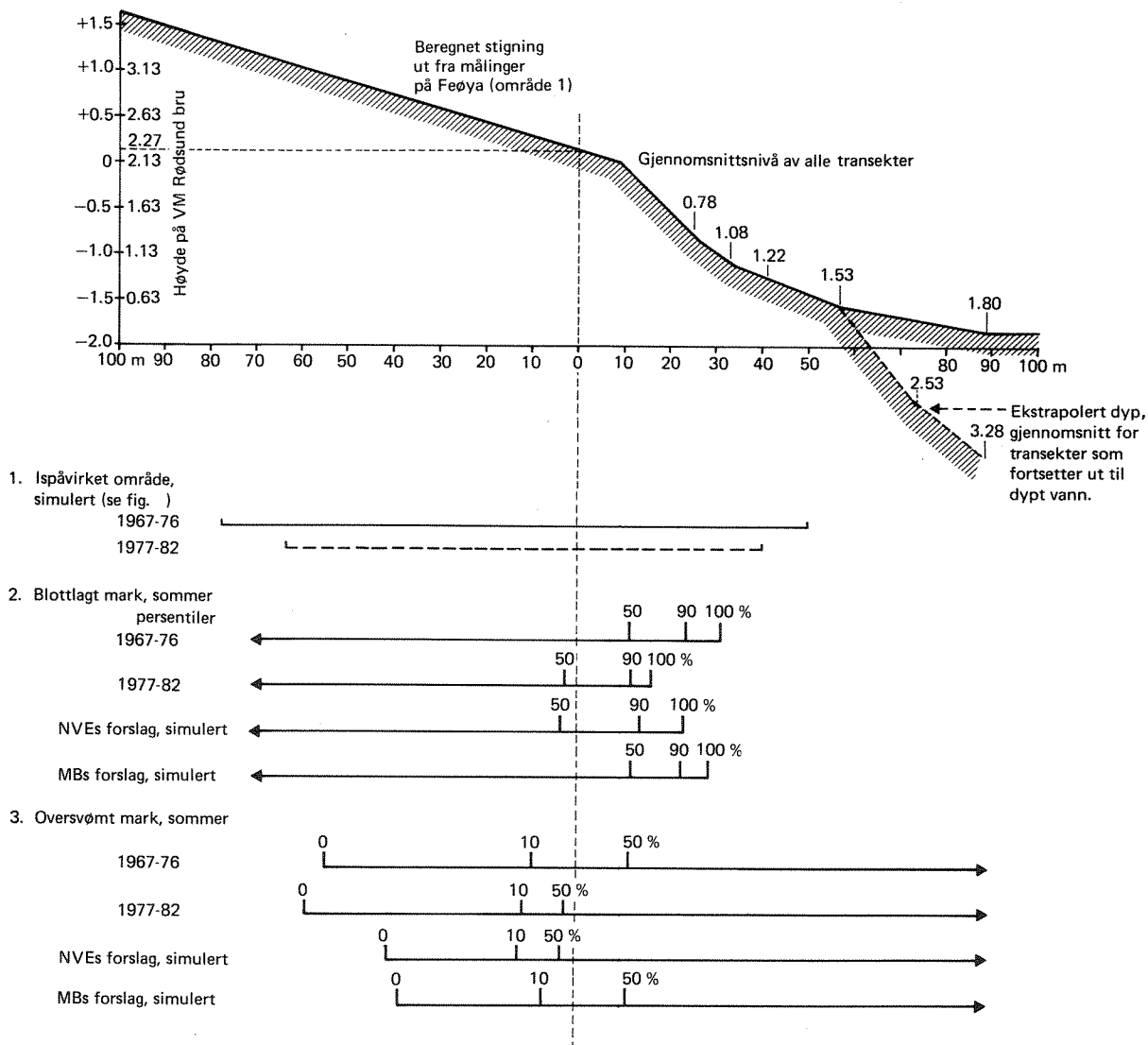


Fig. 4.8. Vannstandsvariasjonenes virkning på miljøet i strandsonen. Aksenes tallverdier har meter som enhet. Nærmere forklaring i teksten.

4.5.3. Is-stress

I fig. 4.9 er styrken av is-stress beregnet. Figuren er basert på frekvensfordelingen av vinter-vannstandene i de to periodene, og is-tykkelsen er regnet konstant lik 50 cm (se forøvrig Rørslett 1983a).

Den islagte perioden i Vansjø varierer sterkt. Data fra 1967-80 viser at dato for fullstendig islegging har variert fra 5.11. til 10.1., og for isgang fra 31.1. til 31.3. Fra 1971 til 1980 var lengste islagte periode 18.5, korteste 6.5 uker. I gjennomsnitt lå isen ca. 2 2/3 mnd.

Av isleggings- og isgangsdataene framgår at innsjøen til tross for den korte isperioden, kan være islagt både ved ekstrem høy og ekstrem lav vannstand (se fig. 4.2). Den delen av strandsonen som er ispåvirket, skulle derfor være tilnærmet riktig avbildet i fig. 4.9. Som det framgår over, gir imidlertid kurvene noe høyere stressverdier ved høy- og lavvann enn det isforholdene tilsier.

Is-stresset endret seg lite fra tidsrommet 1967-76 til 1977-82. Det ispåvirkede beltet smalnet noe inn i siste periode. Langs referanse-transektet utgjør forskjellen 14 m mot land, 10 m mot vannet (fig. 4.8, del 1). Ispåvirkningen i disse ytterområdene er imidlertid små.

Mellom nivåene 1.0 m og 1.5 m på VM Rødsund bru (dvs. -0.6 m til -1.1 m i fig. 4.9) har is-stresset avtatt noe fra første til siste periode.

Som vi så i avsnitt 4.4, vil endringene etter Hovedstyrets forslag stort sett føre vinterforholdene tilbake til situasjonen 1967-76. Etter forslaget fra Moss Brukseierforening kan vi vente en liten økning av stressfaktoren på nivåer lavere enn ca. 2.0 m.

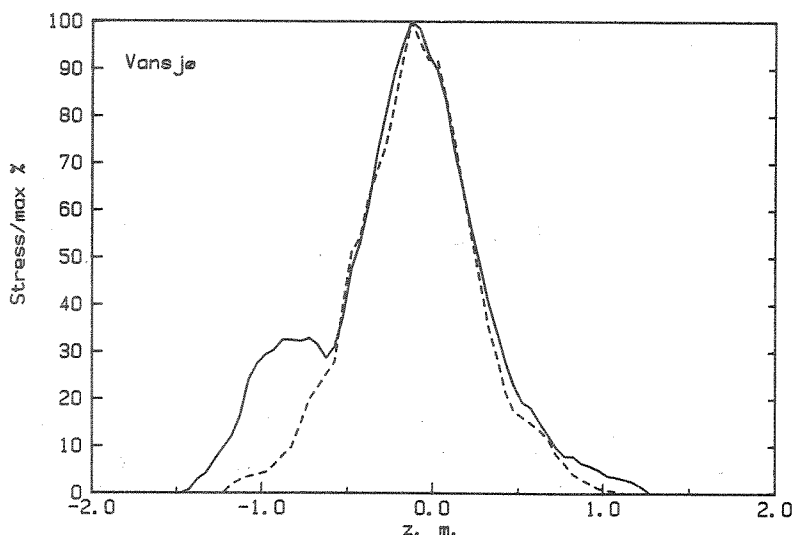


Fig. 4.9. Virkning av is-stress i vintersesongen. Den heltrukne linjen angir perioden 1967-76, den stiplede linjen 1977-82 -perioden. Z-aksen angir vannstands nivå. 0-punktet = 2.13 m på VM Rødsund bru.

5. VEGETASJON

5.1. Sammendrag

Undersøkelsen omfatter makrovegetasjonen i strandnære områder. Tre lokaliteter er spesielt inventert. Artsinventaret, fra flytebladsbeltets ytterkant til grensen mot samfunnstyper dominert av landplanter, er her registrert. Artene er gruppert ifølge livs- og vekstform. Forholdet mellom antall vannboende arter og innsjøarealet er på størrelse med det en kan finne blant middels næringsrike til næringsrike innsjøer.

På alle lokaliteter er bredden av strandbeltet og av enkeltbestander målt opp, dessuten største- og minstedybden for hver bestand. Målingene er foretatt langs linjer (transekter) som er forsøkt strukket vinkelrett på land, dvs. langs gradienten vann-land.

Artenes utbredelse langs gradienten (artenes sonering) skifter fra lokalitet til lokalitet. Stort sett er det flytebladsarter (alle slike er behandlet under ett) og sjøsivaks som strekker seg lengst ut i transektene. Kvass-starr holder seg alltid innerst mot land. Takrør er den mest variable arten. Den kan befinne seg hvor som helst i sonasjonen. Graden av overlapping mellom bestandene skifter fra lokalitet til lokalitet og transekt til transekt. Flytebladsartene opptrer normalt som undervegetasjon i sivbeltet.

Artenes vertikallutbredelse er heller ikke lik fra sted til sted. Derfor er de innsamlede dataene fordelt på tre geografisk avgrensede områder (se kap. 3). Utbredelsen er vist for kvass-starr, sverdlilje, takrør, elvesnelle, sjøsivaks og flytebladsvegetasjon. Så vel høyeste og laveste forekomst som normalutbredelsen (tyngdeintervallet), er angitt.

Resultatet viser sterkt overlappende vertikallisjer som et generelt trekk. En gruppe arter holder seg på lave nivåer. Av dem går sjøsivaks og en del flytebladsarter dypst, elvesnelle (og sjøsivaks) grunnest. Takrør kan dekke store deler av vertikalområdet. Sverdlilje og kvass-starr vokser i øvre del av området. De har begge relativ liten utbredelse. Sverdlilje inntar nisjen omkring sommerlavvann, kvass-starr trives best ved nivåer nær medianvannstand.

Tilvekstundersøkelser er utført på de tre lokalitetene i vestre basseng. Resultatene er sprikende og vanskelige å tolke i beskyttede strandområder. Fem målinger fra moderat eksponerte strender viser imidlertid en tilvekst som tilsvarende tilgroingshastigheter tidligere påvist for næringsrike (eutrofe) innsjøer.

Tidligere undersøkelser har vist at medianvannstanden statistisk sett gir det best mulige uttrykket for grensen mellom vann- og landmiljøet. Det har derfor vært naturlig å referere artenes vertikallisjer til dette nivået.

Vertikallutbredelse er koplet til medianvannstand ved beregning av artenes respons på mulige reguleringsendringer. Mulig tilvekst/tilbakegang er avbildet på en konstruert strandprofil, et referanse-transekt. Slik blir følgene av Hovedstyrets og Moss Brukseierforenings forslag til manøvreringsreglement synliggjort. Den framsatte prognosen omfat-

ter takrør, elvesnelle, sjøsivaks og flytebladsartene (som er behandlet som en enhet).

Prognosen viser at vegetasjonsendringene vil bli ubetydelige dersom Hovedstyrets forslag gjennomføres. Moss Brukseierforenings forslag vil føre til at alle artene vokser ut mot åpent vann. Tilveksten er størst hos sjøsivaks og flytebladsvegetasjon. Spesielt i område 1 og 3 kan den bli betydelig (20-30 m i løpet av én til to tiår).

Siste del av kapittelet diskuterer prognosens gyldighet. Datamengden varierer fra område til område. Den er forholdsvis liten i område 1 (Sperbundbukta), størst i område 3 (Sunda-området). Beskyttet strand dominerer materialet i område 2 og 3. Beregningene er sikrest for denne strandtypen. Prognosen er bare gyldig langs strender med tilnærmet samme helning som referanse-transektet.

Artenes respons på miljøendringer langs nivåaksen forutsettes å være lineær i modellen. Denne forenklingen ser ut til å være holdbar i beskyttede deler av strandsonen, og omkring hver arts utbredelsestyngdepunkt. Derfor er tyngdeintervall og ikke totalutbredelse benyttet ved beregningene.

Vannstandsforholdene påvirker artene forskjellig til forskjellige tider av året. Denne faktoren er ikke innarbeidet i prognosen. Det er tidligere påvist at jordstengelveksten hos takrør påvirkes av vann-dypet. Vannstandsutviklingen på slutten av vegetasjonsperioden har i så måte spesielt stor betydning. Artens tilvekstmuligheter mot åpent vann vil trolig øke ved en nivåsenkning i dette tidsrommet. Skulle ekstreme sommer-minima opptre hyppig etter reguleringsendringen, kan vi vente sterkere tilvekst av takrør mot vann enn det som går fram av prognosen. De beregnede vannstandskurvene viser at slike lavvannsperioder forekommer oftere som følge av Moss Brukseierforenings reglementsforslag enn som følge av Hovedstyrets.

På grunn av de miljøendringene som har foregått i siste tiårsperiode (næringstilgang og reguleringsendring), er vegetasjonen i dag ikke i likevekt med omgivelsene. Dette påvirker prognosen ulikt på de forskjellige lokalitetene (se foran). Også konkurransen artene imellom er ulik fra sted til sted og vil påvirke vegetasjonsmønsteret. Eksponeringsgraden er likevel den viktigste av faktorene som bestemmer artenes utbredelsespotensial. Med disse usikkerhetsfaktorene i minne, bør prognosen brukes med forsiktighet utenfor de tre undersøkte områdene.

5.2. Innledning

5.2.1. Problemstilling

Strandvegetasjonen har stor betydning for det (de) økosystem Vansjø utgjør. Sivbeltene (der de høyvokste helofyttene vokser) omfatter de mest næringsrike delene av en innsjø, og skaper nisjer/muligheter for en rekke av sjøens øvrige organismer, f.eks. bunndyr, alger og fisk (Sarvala et al. 1982); dessuten for dyrelivet knyttet til landjorda.

Helofyttvegetasjonen har stor evne til å binde sediment og bygge opp substrat. De mest produktive artene kan ta opp store mengder næring fra sedimentet og har på den måten evne til å fange opp diffuse næringstilførsler gjennom vekstsesongen. Det meste av denne næringen tilføres innsjøen når plantene brytes ned, i løpet av høsten og vinteren.

Strandområdene betyr mye for Vansjøes utseende og bruksverdi. En tilgroing kan f.eks. vanskeliggjøre ferdselen og redusere rekreasjonsmulighetene forøvrig.

Forandringer i en lokalitets vegetasjon kan ifølge Rørslett (1983a) ta følgende former:

1. innvandring av arter
2. tilbakegang, evt. eliminasjon av arter
3. økt forekomst av eksisterende arter
4. skifte i vegetasjonens sammensetning uten dramatiske endringer kvalitativt eller kvantitativt

Arsaken til endringene kan være

- dynamiske prosesser i samfunnene
- spredningsmessige tilfeldigheter
- skiftninger i ytre miljøfaktorer (som næringstilgang, reguleringsendringer osv.)

Ved gjentatte undersøkelser av makrovegetasjonen, kvantitativt så vel som kvalitativt, kan miljøfaktorenes betydning og variasjon over tid vurderes. Ettersom overvanns- og flytebladsvegetasjon er lett synlig, egner den seg godt for flyfoto-overvåking av vannforekomster.

5.2.2. Terminologi

Denne undersøkelsen omfatter bare strandsonens **makrovegetasjon**. Med dette begrepet menes her karplanter og kransalger (*Nitella*). På grunn av størrelsen, er det rimelig også å føre moser til makrovegetasjon. Ressursmessige begrensninger har imidlertid gjort det nødvendig å utelukke denne gruppa.

Makrovegetasjonen er delt inn i følgende grupper (tillempet etter Du Rietz 1921 og 1930):

- **Isoetider**: Kortsleddsplanter, som oftest med blad samlet i en rosett ved basis. Mange isoetider er småvokste, og de ettårige kalles ofte "pusleplanter". Disse artene regnes for å være konkurransesvake, og de fleste indikerer næringsfattige

forhold.

- Nymphaeider: Flytebladsplanter, med den vesentlige delen av bladmassen som spesielle flyteblad på vannoverflaten. Bredbladete arter er mest vanlige i stillestående eller sakteflytende vann, arter med smale, bendelformede flyteblad er vanlige i mer strømmende vann.
- Elodeider: Langskuddsplanter, med hovedtyngden av bladmassen i form av undervannsblad. Arter som krever bikarbonat som karbonkilde i fotosyntesen, karakteriserer som oftest mer næringsrike lokaliteter.
- Lemnider: Flytere, med blad på eller like under vannflaten. Frittflytende arter som hovedsakelig fins i stillestående eller meget sakteflytende vann. Stor forekomst av slike arter henger alltid sammen med rik næringstilgang.
- Helofytter: Sumpplanter, med det meste/all bladmasse over vannflaten. I denne rapporten har vi avgrenset begrepet til de artene som er sterkest knyttet til vannet.
- Kantvegetasjon: Samlebetegnelse på de øvrige sumpplantene, samt myrplanter og andre fuktighetselskende arter som sammen danner et artsrikt vegetasjonselement øverst i strandsonen.

Av disse gruppene regnes de fire første som **vannboende arter**.

Strandsonen er avgrenset på grunnlag av vegetasjonens sammensetning: mot vann ved grensen for bestandsdannende flytebladsvegetasjon, mot land omfatter den det artsrike samfunnet med fuktighetselskende urter og sumpplanter, som grenser til beltet med artsfattige helofyttbestander i nedre del av sonen.

Transekt er her brukt om en linje strukket langs en miljøgradient, hvor variasjonen er undersøkt.

Vegetasjonsperioden er her regnet fra 1.5. til 30.9. Den tar til idet normaltemperaturen overskrider 6°C og avsluttes rett før temperaturen synker under 9°C.

5.3. Materiale og metoder

5.3.1. Området

I samråd med miljøvernavdelingen hos Fylkesmannen i Østfold har vi valgt ut 5 lokaliteter. De er valgt bl.a. fordi det er knyttet forskjellige brukerinteresser til dem. De fleste omfatter beskyttede strandområder, men vi har ikke lagt spesiell vekt på ensartethet når det gjelder eksponeringsgrad.

Undersøkelsen var opprinnelig ment å omfatte hele Vansjø, men ble av ressursmessige årsaker begrenset til de grunneste og mest produktive delene av innsjøen, vestre hovedbasseng og Sunda-området.

5.3.2. Datainnsamling

På hver lokalitet er strandsonens dybdeprofil undersøkt ved hjelp av flere transekter. For å kunne beregne vegetasjonens ekspansjonsmulighet, er dybdemålinger utført også utenfor helofytt- og flytebladsbeltene. Avstanden mellom målepunktene er 10 m. I vegetasjonsbeltet har vi målt bestandsbredder (horisontalutbredelse), og dyp i ytter- og innerkant av hver bestand (vertikalutbredelse).

Målingene er foretatt ved hjelp av en måleline og en 2-meterstokk. Fra et fastpunkt i ytterkanten av vegetasjonsbeltet er lina trukket gjennom strandsonen til innergrensen for sammenhengende strandvegetasjon. Dybdeangivelsene er i regelen et gjennomsnitt av flere enkeltmålinger spredd over et område på 0.5-1 m². Transektretningen er forsøkt holdt vinkelrett på strandlinjen. Transektene er merket slik at de skal kunne gjenfinnes ved eventuelle seinere undersøkelser.

5.3.3. Bruk av navn

Alle stedsnavn i denne rapporten følger økonomisk kartverk, utgitt av Østfold fylke.

Artene er navngitt etter Lid (1974) med følgende unntak: Phragmites communis er erstattet med P. australis, Sparganium erectum med S. ramosum, Callitriche palustris med C. verna og Potamogeton pusillus med P. berchtoldii (dette artsnavnet er feilaktig oppført som synonymt med P. panormitanus hos Lid, se Hagström 1916). Scirpus er gitt et snevert innhold. I samsvar med dette er sjøsivaks ført til slekten Schoenoplectus og sump-, fjøre- og nålesivaks til Eleocharis. Myosotis baltica og M. caespitosa er slått sammen under M. laxa.

5.3.4. Bearbeidingsmetoder

Ved bearbeiding av materialet har vi valgt å konsentrere oss om de av strandartene som danner større bestander: flytebladsartene, sjøsivaks, takrør, elvesnelle, sverdlilje og kvass-starr. De tre førstnevnte har betydning for ferdselen i sjøen; takrør, sjøsivaks og elvesnelle spesielt for landdanningsprosessen i strandsonen. De påvirker også de økologiske forholdene i sjøen som helhet. Kvass-starr antyder størrelsen på området med spesielt høy grunnvannstand, som kan regnes som ekspansjonsområde for takrør ved en eventuell vannstandsheving (se Hylander 1966).

Vi har lagt spesiell vekt på artenes **vertikale utbredelse**. Endringer i vertikalutbredelsen reflekterer endringer i vannstandsregimet (Rørslett 1983a) og har satt oss i stand til å beregne virkninger på vegetasjonen ved en reguleringsendring. Tallverdier i forbindelse med vertikalutbredelse er rundet av til nærmeste 5 cm.

Tyngdeintervallene, og ikke totalutbredelsen, er brukt ved beregningene. Tyngdeintervallet er ikke det samme som gjennomsnittlig vertikalutbredelse, men det området hvor arten forekommer i minst 50 % av transektene. Denne størrelsen gir middel-utbredelser større betydning (på bekostning av ekstremene) enn hva gjennomsnittsverdien gjør.

Vertikalutbredelsen er relatert til medianvannstanden for siste 6-årsperiode fordi vannstandsvekslingene har holdt seg forholdsvis stabile i dette tidsrommet.

Det har falt naturlig å gruppere lokalitetene i 3 områder, både pga. geografisk beliggenhet og økologiske forhold (se kap. 3).

Grunnlaget for prognosen er dette: I hvert av de tre områdene er artenes tyngdeintervaller forskjøvet vertikalt slik at 0-nivået (dvs. grensen mellom vann- og landmiljøet = medianen 1977-82, se fig. 5.3) faller over ett med medianene som følge av Hovedstyrets forslag og forslaget fra Moss Brukseierforening. Artenes horisontale vekstpotensial er framkommet ved at de tre settene med vertikalverdier (basert på de tre 0-nivåene) er projisert ned på et referanse-transekt. Dette er konstruert som beskrevet i kap. 4.5.

Målinger av vegetasjonsendringer fra 1978 til 1982 er utført slik: Transektene er gjenfunnet på 1978-fotoene ved hjelp av fastpunkter, og beltebreddene (framkommet ved tolkning av bildematerialet) er sammenliknet med målingene 1982.

5.3.5. Feilkilder

I feltmetodikken er det innebygd flere feilkilder. En del av dem påvirker sikkerheten i målingene av bestands-/beltebredder. For eksempel er ikke alle transektene strukket vinkelrett på strandlinjen (fig. 3.4). A 3 er ekstrem i denne sammenheng og derfor utelatt ved vurdering av bestanders mektighet. Under oppmåling kan tilfeldig krumning av lange transekter ha forekommet (dette gjelder f.eks. A 3). Slike feil vil gi noe større verdier enn den virkelige utbredelsen skulle tilsi.

Oppmåling med line og meterstokk gir i seg selv mulighet for unøyaktige måleresultater, men vi regner slike feilkilder som ubetydelige.

Påliteligheten av tilvekstberegningene avhenger av hvor sikkert transektene kan plasseres på flybildene. Antallet fastpunkter har i så henseende stor betydning. Dette har for flere transekter vist seg å være i minste laget. Derfor har det også vært vanskelig å si noe sikkert om hvorvidt eventuelle vegetasjonsendringer har foregått mot land eller vann.

Feilkilder pga. bearbeidingsmetodene blir diskutert i kap. 5.7.

5.4. Utbredelsen sommeren 1982

5.4.1. Kvalitativ beskrivelse

Kvalitative registreringer er utført i Fiulstadsundet, Støbukta og Sperbundbukta. Forøvrig er arter bare notert i forbindelse med forekomst i transektene. Bjørn Rørslett (NIVA) har overlatt oss notater (ikke tidligere publisert) fra en befaring han foretok i Vansjø 11.-12.9. 1978. Registreringene er fra følgende lokaliteter: Rødsund, Sperbundbukta, sundet mellom Holmefjorden og Grepperødfjorden og Kilebukta i Rygge kommune. (Vi har funnet det naturlig å ta med observasjonene i Kilebukta fordi den som Sunda-området, ikke omfattes av de to hovedbassengene.) Resultatene fra 1978 og 1982 er sammenstilt i tab. B1, se vedlegget.

Av de 77 registrerte makrofyttene ble 49 funnet i 1978, 66 i 1982. Artene er fordelt på seks grupper: kantvegetasjon med 10 funn i 1978, 26 i 1982, helofytter med hhv. 12 og 18 funn, elodeider med 12 og 8, isoetider med 11 og 9, nymphaeider med 5 og 6, og lemnider med 1 funn begge år.

I alt har Rørslett registrert 26 vannboende arter og 23 arter knyttet til midtre og øvre del av strandsonen (amfibiske arter og sumpplanter i vid forstand). Våre observasjoner omfatter hhv. 22 og 44 arter. Forskjellene i artsutvalget beror hovedsakelig på at undersøkelsen i 1982 la størst vekt på sumpvegetasjon. Dessuten er registreringene stort sett gjort på forskjellige steder. Eneste sammenfallende lokalitet er Sperbundbukta. Slik sett utfyller de to undersøkelsene hverandre.

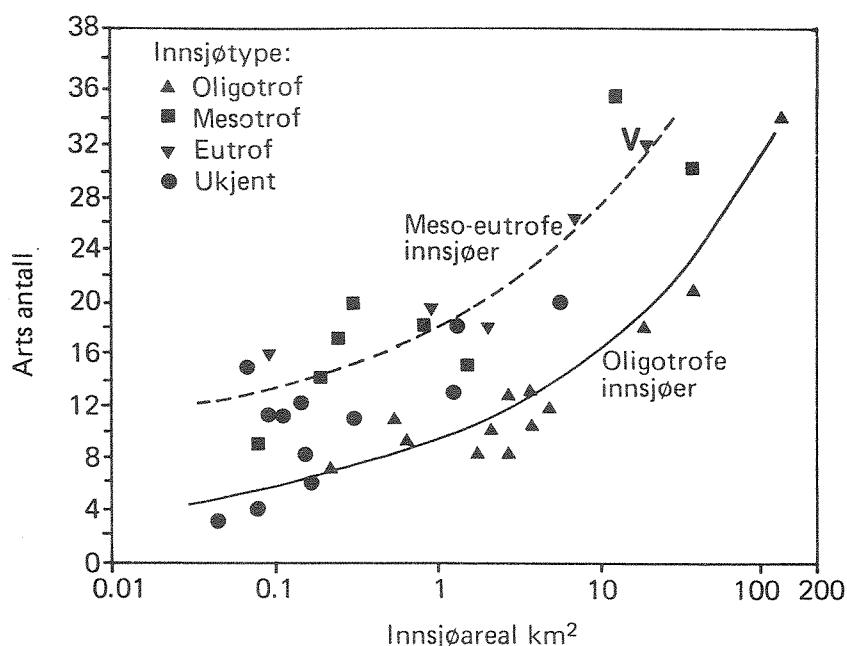


Fig. 5.1. Artstall av vannboende arter (isoetider, elodeider, lemnider og nymphaeider) for noen norske innsjøer (modifisert etter Rørslett 1983a). Vansjøes vestre basseng er markert med en "V".

Hovedtyngden av de registrerte artene krever en viss næringstilgang og **foretrekker** mesotrofe forhold. Tidligere er den delen av Vansjø som undersøkelsen omfatter, karakterisert som meso- til eutrof. Vegetasjonens sammensetning så vel som dens frodighet, forsterker dette inntrykket.

Rørslett (1983a) har vist at det er en sammenheng mellom antall vannboende arter i en innsjø og dens areal. Som det framgår av fig. 5.1, faller innsjøene ut i to grupper: oligotrofe og meso-eutrofe. Vestre basseng tilhører sistnevnte kategori, og er ifølge figuren middels artsrik (32 arter over et areal på 12 km²).

En del av artene har større næringskrav. Som eksempler på slike vil vi først og fremst nevne kjempesøtgras, men også nikke- og flikbrønsle, dunkjevle, selsnepe, kjempe-piggknopp og krustjønnaks. Krustjønnaks forekom rikelig ved Rødsund i 1978 og individene var store og kraftige. Arten er svært sjelden på Østlandet, den er tidligere bare funnet i Steinsfjorden, Nordsjø og Borrevatnet, se fig. 5.2. Kjente forekomster er ellers Kristiansand-området (Oddernes), Jæren, Stavanger og Bergen (Lid 1974). I Mellom-Europa er arten kjent for sin store evne til å tåle forurensninger. Også på Jæren forekommer den i en del høy-eutrofe innsjøer. Der er den nå i ekspansjon (Bjørn Rørslett, pers. medd.).

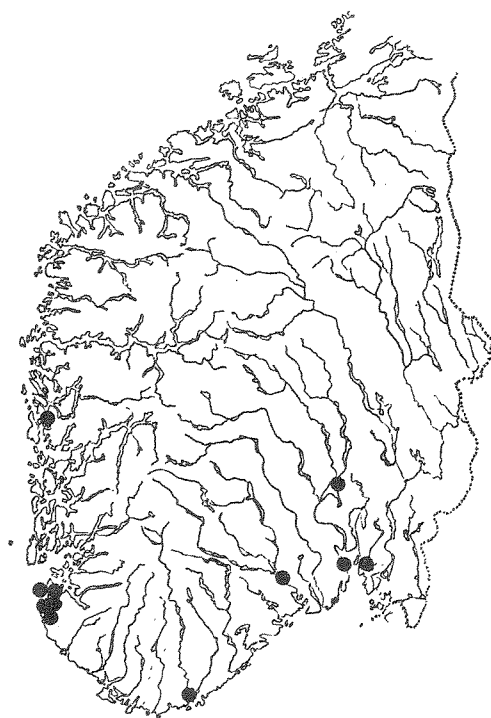


Fig. 5.2. Krustjønnaks' (*Potamogeton crispus*) utbredelse i Norge (gjengitt med tillatelse av Bjørn Rørslett).

5.4.2. Sonasjon og mektighet

Rørslett & Lydersen (1980) beskrev store deler av vestre basseng som svært tilgrodd av helofytter (Arvollfjorden utgjorde et unntak). De dominerende artene var takrør og sjøsivaks. Rødsengkilen og deler av området NØ av Bliksøya fikk betegnelsen "nesten gjengrodd".

Denne karakteristikken er også gyldig i dag. Vi skal nedenfor beskrive vegetasjonsbeltene på hver enkelt lokalitet, spesielt artenes sonering i transektene.

Flytebladsartene er behandlet under ett. Av disse er gul nøkkerose den vanligste og den kvantitativt viktigste arten. Også hvit nøkkerose og tjønnaks forekommer vanlig. Den første vokser ofte spredt, den andre fins typisk i små bestander. Flotgras er bestandsdannende i enkelte transekter, mens vass-slirekne først og fremst er knyttet til Fiulstadsundet og Rødsengkilen.

De 21 transektene er framstilt med profil og artsutbredelse i vedlegget (fig. B1 - B5). Plasseringen på hver av lokalitetene framgår av fig. 3.4. Transektene kommenteres nedenfor lokalitet for lokalitet.

Fiulstadsundet, lok. A, område 2 (fig. B1)

På denne lokaliteten danner helofytt- og flytebladsvegetasjonen breie belter. Beltebredden er ikke smalere enn 70 m i noen transekter. A 1 og A 2 er strukket der Fiulstadsundet er på sitt grunneste. Takrørsvegetasjonen i ytterdelen av disse transektene går nesten over i hverandre. Den smale kanalen mellom dem blir holdt oppe takket være båttrafikken.

Den midtre og østlige delen av sundet bærer først og fremst preg av store takrørbestander. I 4 av 5 transekter markerer denne arten vegetasjonens yttergrense. Sjøsivaks er den av de øvrige helofyttene som trekker lengst ut i transektene (i vest er det den som markerer ytterkanten av sivbeltet), deretter følger typisk elvesnelle, sverdlilje og kvass-starr.

Flytebladsvegetasjonen holder seg litt innenfor kanten av helofyttbeltet i store deler av sundet. I vest forekommer den imidlertid godt utenfor denne vegetasjonstypen. Den vokser vanligvis tettest mot yttergrensen av sin utbredelse. Vass-slirekne kan imidlertid danne frodige "enger" på grunt vann.

Sjøsivaksbestander kan forekomme flere steder i sonasjonen. Der arten når lengst inn mot land, står den kant i kant med kvass-starr. Den innerste bestanden kan være svært vital. Den dekker omtrent samme nisje som sverdlilje inntar i område 3. Også elvesnelle kan forekomme inn mot starrsonen, i A 1 er bestanden velutviklet. Vi har ikke funnet sverdliljebestander av betydning i Fiulstadsundet.

I ytre deler av de østligste transektene (A 3, A 4) er takrørbestanden så glissen at den nærmer seg grensen for hva vi forstår med sluttet vegetasjon. Denne vegetasjonstypen danner en brei sone som avløses av tett sjøsivaks- eller takrørvegetasjon.

Støabukta, lok. B, område 2 (fig. B2)

Støabuktas østre del er fattig med hensyn på helofytt- og flytebladsarter. Vegetasjonsbeltet er forholdsvis smalt, bredden varierer mellom 28 m og 42 m i våre transekter. Utenfor bekkeutløpet er det på sitt breieste og frodigste. Der flytebladsvegetasjon (flotgras i B 2) og sjøsivaks (i B 1) forekommer, danner de grense mot åpent vann. Helofyttvegetasjonen domineres av takrør i sør (B 2), av elvesnelle i nord (B 3).

Sperbundbukta, lok. C, område 1 (fig. B3)

Beltebredden varierer sterkt i Sperbundbukta. Den smalner av mot vest pga. økende eksposisjon. Langs C 1 er helofytt- og flytebladsbeltet breiest. Her er det målt til ca. 130 m. Ut for bekkeutløpet trekker helofyttene seg tilbake mot land mens flyteblads-sonen (utenfor) vokser i bredde. I C 2 som ligger lengst vest, er beltet skrumpet inn til 32 m.

Flytebladsvegetasjon og sjøsivaks danner sammen yttergrensen for den sammenhengende vegetasjonen i C 1. Blandingsbestanden avløses av et elvesnellebelte nær land. Et vegetasjonsfritt parti skiller dette fra kvass-starrenga innenfor. Utenfor helofyttsonen fins spredte individer av gul nøkkerose.

Sjøsivaks utgjør ytre del av vegetasjonen i de øvrige transektene, med en smal takrørsone innenfor. Flytebladsvegetasjon (gul nøkkerose) inngår som undervegetasjon i C 3, men mangler i C 2. Sverdlilje er ikke registrert som bestandsdannende art i området.

Området NØ av Bliksøya, lok. D, område 3 (fig. B4)

Beltebredden i dette området varierer sterkt, fra 66 m i D 4 til 17 m i D 1. Manglende ekspansjonsmulighet er årsaken til at enkelte belter er så smale (se fig. 3.4). Helofyttvegetasjonen ville f.eks. trolig lukket kanalene ved D 1-D 2 og D 3-D 4 hvis de ikke var blitt holdt åpne pga. båttrafikk. I buktene kan vegetasjonsbeltet være betydelig breiere enn de lengste av våre transekter.

De fleste transektene har samme sonasjon: Ytterst spredt flytebladsvegetasjon (flotgras), deretter sjøsivaks, takrør, sverdlilje og kvass-starr. Flytebladsvegetasjonen (som nøkkerose-eng) er best utviklet i ytre del av helofyttbeltet. Sverdlilje er vanlig. Den danner alltid smale (3-5 m breie), tette belter. Elvesnelle forekommer i større deler av D 3 og D 4. Helofyttvegetasjonen i området preges av blandingsbestander, hvor inntil tre arter kan inngå.

Rødsengkilen, lok. E, område 3 (fig. B5)

Strandbeltene i Rødsengkilen er ikke spesielt breie (32-41 m). Hele kilen er preget av spredte kolonier av forskjellige flytebladsarter og flytende sjøsivaks-øyer. I strandsonen holder flytebladsvegetasjonen seg ytterst, innenfor vokser sjøsivaks, elvesnelle, sverdlilje og kvass-starr. Takrør går aldri så langt ut som sjøsivaks, men den kan ellers forekomme hvor som helst i sonasjonen. Sjøsivaks strekker seg i regelen inn til det smale sverdliljebeltet.

5.4.3. Vertikalutbredelse

Ved hjelp av transektene er artenes vertikale utbredelse i de tre områdene beregnet. Absoluttgrenser og tyngdeintervaller er oppstilt i fig. 5.3. Tilhørende verdier fins i tab. B2 i vedlegget. Tyngdeintervallet angir det vertikalområdet hvor arten forekommer i minst 50 % av transektene. I område 1 er datamaterialet for flytebladsvegetasjonen så spinkelt at intervallet er beregnet på annen måte. Her er det identisk med den velutviklede delen av flyteblads-sonen i C 1. Høydenivåer over 2.13 m er beregnet etter antatt stigning 1.5 cm per m. Stignings-tallet er basert på målinger i Fiulstadsundet. Nullnivået = medianen 1977-82 (dvs. 2.27 m).

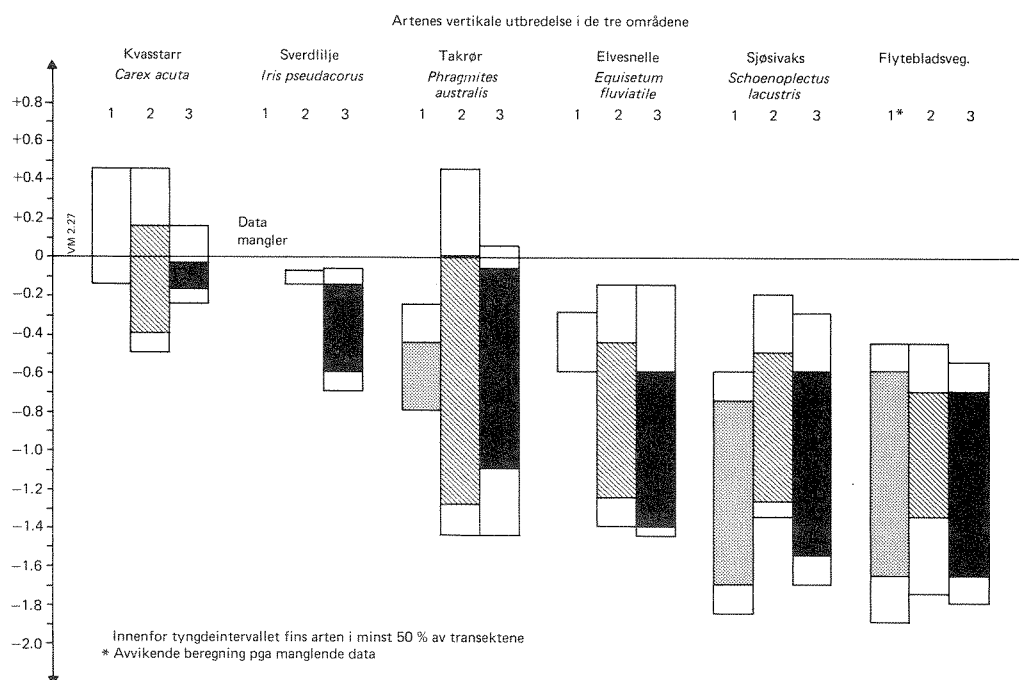


Fig. 5.3. Artenes vertikale utbredelse i de tre områdene. Tyngdeintervallene er markert med raster eller svart. Vertikalaksen angir avvik (i meter) fra medianvannstanden 1977-82.

Datagrunnlaget varierer. Tre transekter ligger til grunn for beregningene i område 1, åtte i område 2 og ti i område 3.

Som vi ser av fig. 5.3, varierer artenes utbredelse fra område til område. Forskjellene bestemmes av et sett med voksested-økologiske faktorer, nærmere omtalt i kapittel 5.7.6. Utbredelsen følger likevel et mønster hvor flytebladsartene, sjøsvaks og elvesnelle er konsentrert om de nedre (lave) nivåene, sverdlilje og kvassstarr om de øvre, mens takrør fins i størstedelen av vertikalområdet. Nedenfor kommenteres variasjonene hos hver enkelt art.

Flytebladsvegetasjon

Vertikalutbredelsen for denne artsgruppa varierer relativt lite. Tyngdeintervallene spenner fra -1.65 m til -0.70 m, men nøkkerose-artene er bestands-dannere helt opp til -0.60 m i C 1. Den høye neder-grensen for tyngdeintervallet i område 2 skyldes trolig at artene ikke har mulighet for å nå ned til sine laveste nivåer, fordi sundet ikke er tilstrekkelig dypt (4 av 5 transekter er strukket i denne grunne delen av Fiulstadsundet).

Gul nøkkerose er den av artene som går dypest. I Sperbundbukta står enkelte puslete eksemplarer på -1.90 m.

Sjøsivaks

Tyngdeintervallene omfatter området fra -1.70 m til -0.50 m. Som for flytebladsvegetasjonen, er minimumsverdien høyest i område 2. Også denne arten hindres fysisk fra å nå sitt potensielt laveste nivå i den grunneste delen av Fiulstadsundet, men i tillegg er voksested-økologiske forhold og konkurranse med takrør antakelig viktig for utbredelsen.

Elvesnelle

Tyngdeintervallene dekker et noe smalere vertikalområde hos denne enn hos foregående art, fra -1.40 m til -0.45 m. Utbredelsen i område 1 avviker sterkt fra de øvrige. Tallmaterialet bygger imidlertid bare på én måleserie (ett transekt) og kan ikke tillegges særlig betydning.

Takrør

Tyngdeintervallet er videst i område 2, der det spenner fra -1.30 m til 0 m, mens nisjen tilsynelatende er svært trang i område 1. Data-grunnlaget er her to transekter som er strukket gjennom et relativt eksponert strandparti. Nedergrensen stemmer godt overens med den vi har funnet i Støabukta som har høyere eksponeringsgrad enn de øvrige lokalitetene i undersøkelsen. Område 1 kan derfor ikke uten videre sammenliknes med områdene 2 og 3.

Både total- og tyngdeintervallet er større enn hos de øvrige artene. Takrør og kvass-starr er de eneste (av artene i fig. 5.3) som dekker større deler av strandsonen mellom høy- og lavvannsnivået.

Sverdlilje

Arten har liten vertikalutbredelse. Tyngdeintervallet strekker seg fra -0.60 m til -0.15 m. Bare i område 3 er sverdlilje vanlig som bestands-dannende art. Der forekommer den i 8 av 10 transekter. Arten inntar nisjen omkring sommerlavvann. 100-persentilen for sommer-sesongen 1977-82 var -0.47 m, 90-persentilen -0.27 m (for vintersesongen hhv. -0.94 m og -0.48 m).

Kvass-starr

Også denne artens tyngdeintervall er forholdsvis lite, maksimalt fra -0.40 m til +0.15 m i område 2. Bare ett transekt ligger til grunn for tallene for område 1, her stanses arten av jordbruksland. I område 3 går arten ofte høyere enn figuren viser. Feilen bunner i at stigningsforholdet i denne delen av strandsonen som regel er større enn i Fiulstadsundet. Materialet fra dette området er stort (9 transekter), men

større strandenger mangler. Enten skråner øverste del av strandsonen relativt sterkt, eller så er marka dyrket opp eller på annen måte utilgjengeliggjort for kvass-starr.

Artens nisje ligger i den delen av strandsonen som befinner seg i området mellom høy- og lavvann. 90- og 10-persentilen 1977-82 var hhv. -0.27 m og +0.18 m i sommersesongen, -0.39 m og +0.25 m for året.

5.5. Vegetasjonsutviklingen i perioden 1977-82

For å få et inntrykk av suksesjonen i siste 6-årsperiode, har vi forsøkt å beregne eventuelle endringer i helofytt- og flytebladsvegetasjonen i områdene 1 og 2. Beregningene er gjort på grunnlag av transektmålingene fra 1982 og IR-flyfoto fra 1978 (Fjellanger Widerøe, billedserie 5880). Resultatet bygger på i alt 9 målinger (4 fra Fiulstadsundet, 3 fra Sperbundbukta og 2 fra Støabukta).

For å få sikre data om vegetasjonsutviklingen fra 1978 til i dag, vil det være nødvendig å foreta beregninger på grunnlag av 1978-fotoene og et nytt billedmateriale som bør bestå av IR-film i målestokk 1:10 000 eller større.

Mjelde & Rørslett (1981) har satt sammen en oversikt over tilvekst hos takrør i en del innsjøer med ulik trofigrad. Tilveksten i næringsfattige sjøer varierer ifølge denne oppgaven fra 0.1 m til 0.5 m per år, i næringsrike sjøer fra ca. 0.7 m til 1.5 m per år.

Våre stikkprøver gir svært usikre og sprikende resultater i langgrunne, beskyttede strandområder. Målinger fra mer eksponerte strandpartier (i alt 5 transekter) viser derimot middels til sterk tilvekst. Den er i størrelsesorden 0.5-2.0 m per år, dvs. på størrelse med de eutrofe innsjøene i den refererte oversikten. Disse resultatene tyder på at grundigere undersøkelser av moderat eksponerte strender kan gi verdifull informasjon om vegetasjonsutviklingen i vestre basseng. Beregningene kommenteres nedenfor lokalitet for lokalitet.

Sperbundbukta, lok. C, område 1

Arlig tilvekst langs C 2 og C 3 er beregnet til hhv. 1.0 m og 0.5 m. Langs C 1 har beltebredden holdt seg omtrent konstant. Tilsynelatende øker altså tilgroingshastigheten i dette området med økende eksponeringsgrad.

Fiulstadsundet, lok. A, område 2

Målingene i Fiulstadsundet er sprikende. De gir både tilvekst og tilbakegang som resultat. Så vel i 1978 som i 1982 trengte en ca. 5 m bred kanal seg gjennom helofyttbeltet i den grunneste delen av sundet (der de fleste målingene er gjort). Dersom det har foregått en tilvekst i deler av dette området, må den derfor ha skjedd mot land. Ifølge overingeniør Torodd Hauger er takrør på tilbakegang langs østsiden av kanalen, idet det har skjedd en markert uttynning av bestanden i løpet av de siste årene. De ytterste 50 meterne av A 4 bestod sommeren 1982 av slik glissen takrørvegetasjon.

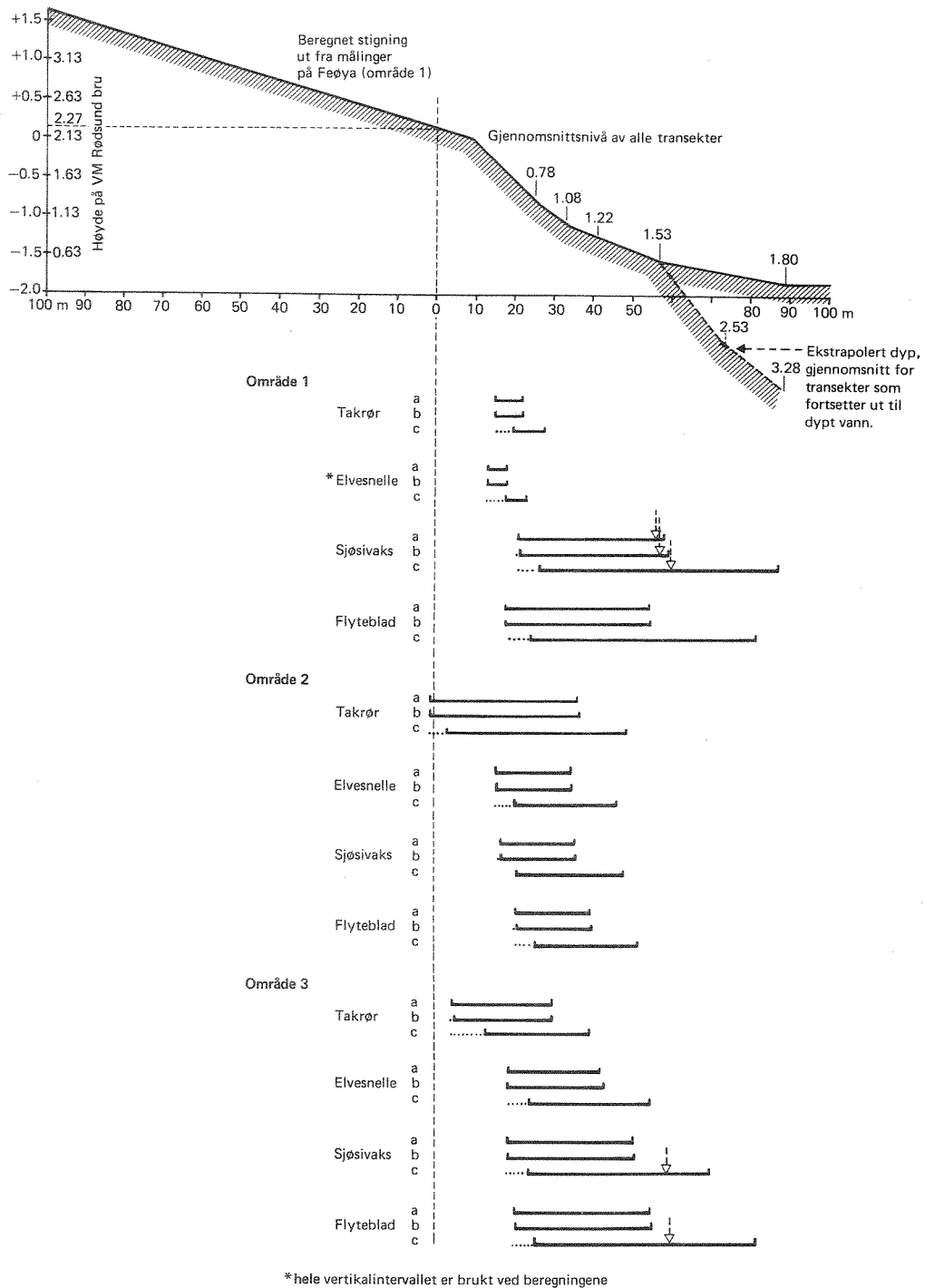


Fig. 5.4. Beregning av en del arters utbredelse i strandsonen (a) i 1982 (basert på medianen 1977-82), (b) dersom Hovedstyrets forslag iverksettes og (c) ved gjennomføring av forslaget til Moss Brukseierforening. Den stiplede, horisontale linjen viser medianvannstanden 1977-82. 0-punktet langs x-aksen er fastsatt i samsvar med denne (og angitt med en vertikal, stiplet linje). Tallverdier til høyre for 0-punktet er oppgitt som negative i teksten. Skalaen til venstre på y-aksen viser dybdeforholdene (i meter) mens feltarbeidet pågikk. Se teksten for videre forklaringer.

Støbukta, lok. B, område 2

Langs Støbuktas østside har tilveksten vært stor, utenfor bekkeosen (langs B 1) større enn 2.0 m årlig. I B 2 (som består av et takrørbelte innenfor en bestand av flotgras) er den årlige tilveksten i takrørbestanden målt til hele 4.0 m. Tilveksten for helofytt- og flytebladsvegetasjonen under ett er på 1.0 m per år. Vi mangler eksakte tall for det siste transektet, men billedmaterialet viser at det også her har skjedd en sterk tilgroing.

5.6. Forandringer i strandsonen etter reguleringsendring

I fig. 5.4 har vi beregnet utbredelsen av takrør, elvesnelle, sjøsivaks og flytebladsvegetasjon langs et referanse-transekt. Transektets profil ble forklart i kap. 4.5. Tilhørende tallverdier er oppgitt i tab. B3, se vedlegget. Artenes potensial som bestandsdannere er illustrert med heltrukne linjer, mens de stiplede viser tilbaketrekning (fra indre del av strandsonen) i forhold til utbredelsen 1982. De stiplede **pilene** angir maksimalverdiene for vegetasjonens ekspansjonsmulighet i brattere strandpartier (refererer til den stiplede delen av transektprofilen).

Av figuren kan vi danne oss et bilde av situasjonen

- (a) slik den var i 1982
- (b) etter en regulering som følge av Hovedstyrets forslag og
- (c) som følge av Moss Brukseierforenings forslag.

Beregningene bygger på forutsetningen om at:

1. materialet er representativt og tilstrekkelig stort
2. artenes respons på miljøendringer langs nivåaksen er tilnærmet lineær
3. næringsforholdene er de samme, både før, under og etter reguleringsendringen
4. vegetasjonen er stabil, dvs. at det i dag ikke foregår vegetasjonsendringer av betydning
5. median-nivået representerer statistisk sett grensen mellom vann- og landmiljøet; den er derfor et hensiktsmessig referanse-nivå for artenes vertikalnasje

Figuren viser at endringene vil bli ubetydlige dersom Hovedstyrets forslag gjennomføres. Moss Brukseierforenings forslag vil føre til at alle artene ekspanderer mot åpent vann. Tilveksten er størst hos sjøsivaks og flytebladsvegetasjonen. I de langgrunne strandpartiene i **områdene 1 og 3** kan den komme opp i 20-30 m (i løpet av en periode på 10-20 år). Resultatet av en slik ekspansjon vil bli at de grunneste delene av disse områdene gror fullstendig igjen. Langs strekninger som ikke er spesielt grunne, ser det ut til at tilveksten vil bli atskillig mindre (mindre enn 10 m), se de stiplede pilene. I **område 2** blir tilveksten jamstor hos alle artene, vel 10 m.

Ifølge figuren kan artene komme til å trekke seg noe tilbake fra land (om lag 5 m) som følge av reguleringen etter Moss Brukseierforenings forslag. Som det framgår av kap. 5.7.6, kan en slik tilbaketrekning

skje svært langsomt.

Ekspansjonsmulighetene langs en virkelig strandprofil (C 3) er illustrert i fig. 5.5. C 3 er det dypeste av de "grunne" transektene. Likevel vil virkningen bli stor som følge av Moss Brukseierforenings manøvreringsforslag. Både sjøsvaks og flytebladsvegetasjonen får gode ekspansjonsmuligheter, den første vil besette størstedelen av transektet. Det betyr at store deler av Sperbundbukta kan komme til å gro igjen som følge av dette forslaget.

Målingene i transektet sommeren 1982 er tatt med som en kontroll av de beregnede 1982-verdiene. Som vi ser, faller utbredelsen av takrør og sjøsvaks godt sammen med beregningene i (a), mens flytebladsbeltet ble målt noe smalere.

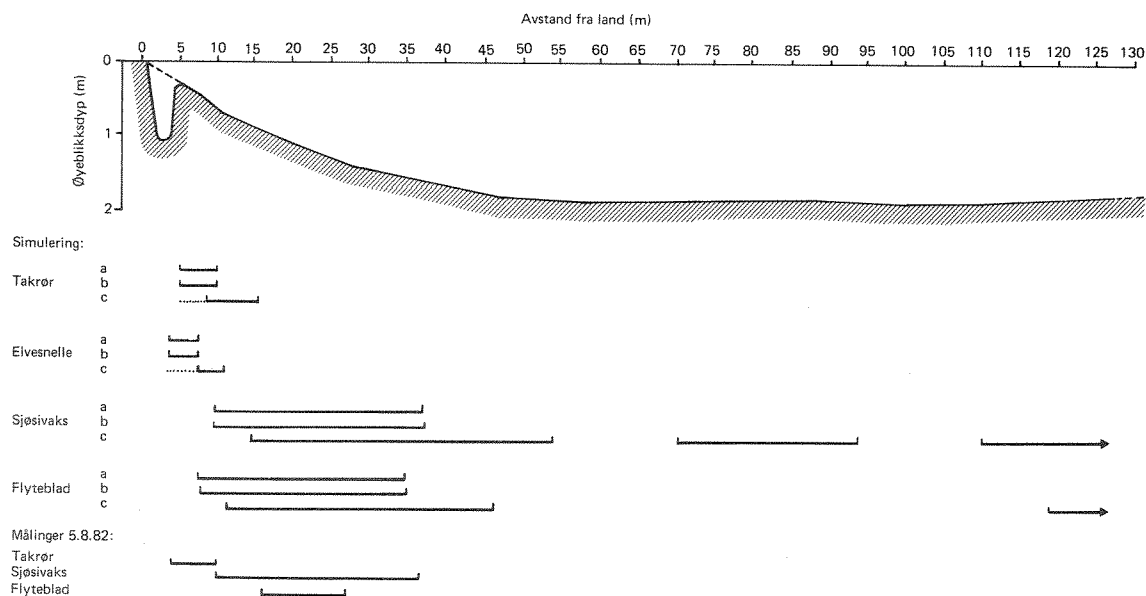


Fig. 5.5. Konsekvenser ved reguleringsendringer i Sperbundbukta. Artenes utbredelse

(a) i 1982,

(b) som følge av reguleringsforslaget fra Hovedstyret og

(c) som følge av forslaget fra Moss Brukseierforening.

Resultatet av feltundersøkelsen 1982 er tatt med i figuren.

De heltrukne linjene viser artenes antatte utbredelse, de stiplede mulig tilbakegang. Nivåaksen angir dybden mens feltarbeidet pågikk.

5.7. Diskusjon

Prognosen i kap. 5.3 bygger på et sett av forutsetninger. De fleste av dem er ikke 100 % oppfylt. Hvordan avvik fra disse forutsetningene påvirker prognosen, skal derfor kommenteres nedenfor.

5.7.1. Materialets størrelse og representativitet

Transektene avspeiler de enkelte lokalitetene relativt godt. Materialet er mest homogent i Sunda-området hvor alle transekter er strukket i områder som er lite vind-eksponerte. Når det gjelder område 1 og 2, er materialet hentet fra såvel beskyttede som mer eksponerte strandpartier. Det er ikke inndelt etter eksponeringsgrad og er i så måte ikke representativt for noen spesiell strandtype. Vårt materiale er for spinkelt til å avgjøre om (og i så fall hvor sterkt) helofyttenes vertikalutbredelse i Vansjø påvirkes av eksponeringsgraden.

I forhold til lokalitetenes størrelse og miljømessige variasjon er Sperbundbukta dårligst undersøkt. Tre transekter fra strandpartier med ulik eksponeringsgrad representerer hele området. Datamengdens betydning for prognosen antydes i fig. 5.5. Vertikalutbredelsen av sjøsivaks bygger på tre måleserier, utbredelsen av takrør på to og utbredelsen av elvesnelle og flytebladsvegetasjon på én måleserie. For sjøsivaks og takrør er det god overensstemmelse mellom de beregnede 1982-verdiene og den (horisontale) utbredelsen vi virkelig fant. Når det gjelder flytebladsvegetasjonen, avviker imidlertid den beregnede verdien betydelig fra målingen.

Prognosen bør brukes med forsiktighet utenfor de tre områdene. Tilfeldigheter ved stasjonsvalg og datainnsamling kan i noen grad begrense overføringsverdien

Avgjørende for artenes antatte tilvekst/tilbakegang er referanse-transektets helning. Transektets profil (den heltrukne linjen) gir først og fremst et uttrykk for helningen i beskyttede, relativt grunne områder. De stiplede pilene i fig. 5.4 viser hvor sterkt den antatte tilveksten påvirkes ved en endring av profilen. Prognosen er derfor bare brukbar langs strender med tilnærmet samme helning som referanse-transektet.

5.7.2. Miljøendring langs nivåaksen

Til grunn for modellen ligger forestillingen om at vannstand og vannstandsvariasjon direkte eller indirekte styrer de fleste miljøfaktorene som bestemmer artenes vertikale utbredelse (se Rørslett 1983a). Disse faktorene utgjør til sammen en kompleksgradient, vertikalgradienten.

Vertikalgradienten består av en rekke nivå-avhengige miljøfaktorer som bølgeslag, is-stress, mikrotopografi, sediment-stabilitet, -tekstur, sedimenteringshastighet og temperatur. Flere av faktorene er knyttet til vindforhold, og korrelert med strandvegetasjonens bredde (se Rørslett & Lydersen 1980 og Rørslett 1983a). Disse varierer sterkest i (og rett under) den delen av strandsonen som blottlegges om sommeren.

Miljøparameterne trenger imidlertid ikke nødvendigvis å være korrelert med responsen hos plantene. En lineært avtakende faktor kan ved marginale verdier godt gi en ikke-lineær respons. Omvendt kan bestander reagere tilnærmet lineært på en sum av flere miljøfaktorer langs en

kortere del av gradienten, så lenge hver enkelt miljøfaktor ikke overskrider artens toleranseområde (se Greig-Smith 1964, Hutchinson 1975).

Der strandvegetasjonen danner breie belter, vil plantedekket i seg selv skjerme mot vind og strøm og danne et eget subsystem (se kap. 6). Her dempes altså de vindpåvirkede miljøfaktorene og vertikalgradienten jevnes ut. De beregnede/målte verdiene for sjøsivaks og takrør i Sperbundbukta (fig. 5.5) gir en indikasjon på hvor god utsagnskraft modellen har i slike områder.

I enkelte tilfeller kan mikrotopografiske forhold og menneskelig påvirkning skape skarpe grenser i en ellers jevn gradient. Fjell i dagen stanser f.eks. vegetasjonen i E 3 (fig. B5, vedlegget). "Menneskelig påvirkning" omfatter en rekke aktiviteter som fysisk hindrer utbredelse av strandvegetasjon (båttrafikk, grøfting, slått, beitetrykk ved husdyrhold, oppdyrking osv.). Slike hindringer finner vi på flere av lokalitetene. Vegetasjonen i C 3 hindres f.eks. mot land av en grøft. Flere av D- og E-transektene begrenses av åkerland.

5.7.3. Variasjon i næringsforhold

Undersøkelser i tidsrommet 1964-1981 (se Bjørndalen & Warendorph 1981, Erlandsen 1981 og 1982) viser at Vansjø har gjennomgått en rask eutrofiering fram til slutten av 70-tallet. De siste årene har næringstilgangen vært mer variabel. Forholdet mellom tilførsel fra elvene og diffuse tilsig til strandsonen er ikke klarlagt. Det er først og fremst de diffuse tilsigene som har betydning for strandvegetasjonen (Rørslett & Lydersen 1980). Av helofyttene er det trolig bare takrør som kan ta opp større mengder næring direkte fra vannet (se kap. 6).

Dersom eutrofieringen fortsetter i like sterk grad som de siste 20 årene, kan den potensielle vertikalnisen for takrør og sjøsivaks muligens komme til å øke. Dette vil i noen grad forsterke tilgroings-tendensen, spesielt mot åpent vann (se kap. 6). Viktigere for innsjøen er imidlertid den produktivitetsøkningen som vi kan vente med økende næringstilgang.

En senkning av vannstanden kan endre næringsforholdene pga. utvasking av næringsemner fra strandsonen. Reguleringsendringene som er aktuelle for Vansjø, er så små at vi trolig kan se bort fra denne effekten.

5.7.4. Vegetasjonens stabilitet

Vegetasjonen er i dag ikke i likevekt med omgivelsene (har ikke nådd klimaks). Tilvekstberegningene i kap. 5.5 viser at vegetasjonen stadig forandrer seg, dels pga. manøvreringsendringen i 1977, dels pga. den sterke næringstilgangen på 70-tallet. Disse miljøparameterne har påvirket artene i forskjellige retninger. Den første har ganske sikkert hemmet ekspansjonen mot åpent vann, den andre stimulert den. Resultatet kan skifte fra sted til sted. Stagnasjonstendensen i Fiulstad-sundet og den sterke tilgroingen i Støabukta er eksempler på dette. Begge parameterne har i noen grad stimulert tilgroing mot land. Det er ikke mulig å anslå effekten av vannstandshevingen i 1977, fordi vi mangler data om vegetasjonsutviklingen 1967-76.

Tiden fra en større miljøendring inntreffer til artene (bestandene) igjen er i likevekt med omgivelsene, bør ikke regnes kortere enn 10 år for våre strandsamfunn (se kap. 6). Det vil si at vegetasjonen i 1982

ikke gjenspeilte miljøforholdene 1982, men var "på vei" til å uttrykke en sum av vannstandsregimet i perioden 1977-82 og næringstilstanden de siste årene. Dette svekker prognosen, i den grad artenes innbyrdes konkurranseforhold forrykkes og/eller vertikalutbredelsen endres som følge av de pågående vegetasjonsendringene.

Prognosen beskriver artenes utbredelse etter at vegetasjonen er kommet i tilnærmet likevekt med omgivelsene. Derfor må den ses i et perspektiv på 10-20 år. Vi kan vente relativt hurtige forandringer de første årene etter reguleringsendringen. Vegetasjonen vil "svare" raskere jo større endringen er. Også suksesjonforholdene påvirker reaksjonshastigheten. Er vegetasjonen allerede inne i en sterk suksesjon, vil artene reagere relativt raskt på miljøendringen.

5.7.5. Medianvannstanden som mål for skillett vann-land

Land- og vannmiljøet er kvalitativt svært forskjellige, mange miljøfaktorer forandres radikalt under vann (Rørslett 1983a):

1. Lysklimaet endres.
2. Temperaturvariasjonene minker.
3. Karbonopptaket påvirkes. (Det er mindre karbon tilgjengelig for opptak gjennom grønne deler, rotorganene spiller større rolle.)
4. Tilgjengeligheten av mineraler endres (pga. mangel på oksygen i sedimentet).
5. Eroderende krefter endres (i strandnære deler av innsjøen: strøm, bølgeslag, ispress, is-skuring o.l.).
6. Sedimenteringshastigheten forandres (øker med dypet).

Dessuten skjer miljøendringer langs vertikalaksen atskillig raskere i vann enn på land. For eksempel avtar lysintensiteten (ved et gitt tidspunkt) tilnærmet eksponensielt med dypet, mens den over vann er om lag konstant. Hutchinson (1975, s 409) skriver: Vi må aldri glemme den enorme forskjellen ved å forflytte seg 15 m ned i vannet i forhold til forskjellen ved en ti ganger så stor vertikalforflytning på land.

Faktorene over beskriver først og fremst endringer på grunn av vannets evne til å modifisere miljøet; den vannsøylen som til en hver tid står over en plante, har med andre ord stor betydning for de økologiske forholdene på stedet. Derfor er det viktig å kunne avgrense land- fra vannmiljøet. Fordi de færreste (ingen) naturlige innsjøer har konstant vannstand, er det rimelig å bruke et statistisk begrunnet 0-nivå.

Dersom vi ser bort fra suksesjonseffekter, er en arts potensielle voksesteder i en innsjø ubevegelig gjennom tid og rom. Når vannstander varierer over tid, betyr det at voksestedets dyp også er en funksjon av tiden. Rørslett (1983a og b) har drøftet de statistiske egenskapene til vannstanden som tidsfunksjon og påvist at bare ett punkt på vertikalaksen beskriver grensen mellom land- og vannmiljøet optimalt (statistisk og økologisk). Dette punktet faller sammen med median vannstand.

Vi har erfaring for at vannstandsforholdene påvirker artene forskjellig til forskjellige tider av året (se kap. 6). F.eks. ser det ut til at takrør kan vokse ut på dypere vann dersom lavvannsperioden faller sammen med jordstengelveksten. En tilsvarende lavvannsperiode om vinteren kan føre til frost- og slitasjeskader. Denne faktoren er ikke innarbeidet i prognosen.

Nedenfor har vi delt årsvariasjonen opp i enkeltfenomener og kommentert dem hver for seg.

Flom

Flomtopper påvirker veksten først og fremst indirekte, idet sterk flom kan føre til utvasking fra strandnære landområder og dermed gjødsling av strandsonen. Langvarig vårflom vil likevel senke produksjonen og føre til vekstendringer for artene i strandsonen (se kap. 6).

Som det framgår av kap. 4.5 (se fig. 4.8), skiller de to manøvreringsforslagene seg lite fra hverandre med hensyn til flomtoppenes størrelse. Vårt materiale viser at de to forslagene gir tilnærmet samme grad av sikring mot ekstreme flomverdier (se fig. A1 i vedlegget). Prognosen vil derfor sannsynligvis ikke bli berørt av denne faktoren.

Lavvann

Lavvann kan føre til utvasking av næringsalter i strandsonen og gjødsling av selve innsjøen. Enkeltår med spesielt lave og langvarige sommerminima kan forrykke konkurranseforholdene i strandsonen en periode, bl.a. ved at ekte vannplanter tørrlegges og går til grunne. Jordstengelveksten hos helofytter ytterst i sivbeltet kan dessuten bli stimulert (se kap. 6). Dersom ekstrem-lavvann skulle opptre relativt hyppig i perioden etter reguleringsendringen, kan vi vente en raskere og sterkere ekspansjon av sivbeltet (mot vann) enn det prognosen tilsier. Av de årlige vannstandskurvene (se fig. A1, vedlegget) framgår det at hyppigheten av ekstreme sommerminima er atskillig større som følge av manøvreringsforslaget fra Moss Brukseierforening enn etter Hovedstyrets forslag.

Lavvann i den islagte perioden av året forårsaker slitasje fra isen i den "blottlagte" delen av strandsonen. Ifølge vurderingen i kap. 4.5.3, vil en regulering etter Hovedstyrets forslag øke is-stresset noe på lavere nivåer i strandsonen. Forslaget fra Moss Brukseierforening vil forsterke denne effekten. Dette vil kunne gi slitasjesterke arter som sjøsivaks en konkurransefordel, men endringene av stress-faktoren vil trolig være så små at effekten vil bli vanskelig å måle.

Vannstandsamplityden i vekstsesongen

Vår litteratur-undersøkelse viser at både sjøsivaks og takrør er mest produktive ved stabile vannstandsforhold. Selv om produksjonen synker per arealenhet, kan en art godt utvide sitt vokse-område når vannstandsamplityden øker (innenfor artens toleransegrense). Situasjonen er illustrert i fig. 5.6. De nisjene (a og b) som blir berørt av vannstandsendringen, blir splittet opp i flere smalere nisjer (f.eks. 3, som i figuren) når vannstanden endres fra stabil til varierende. En art som opprinnelig okkuperte nisje a, kan ved varierende vannstand innta de nye nisjene a_2 , a_3 , b_1 og b_2 dersom den er bedre tilpasset vannstandsvekslingene enn artene i fiabonisjene. Dette forholdet sannsynliggjør de vegetasjonsendringene som er kommet fram i prognosen.

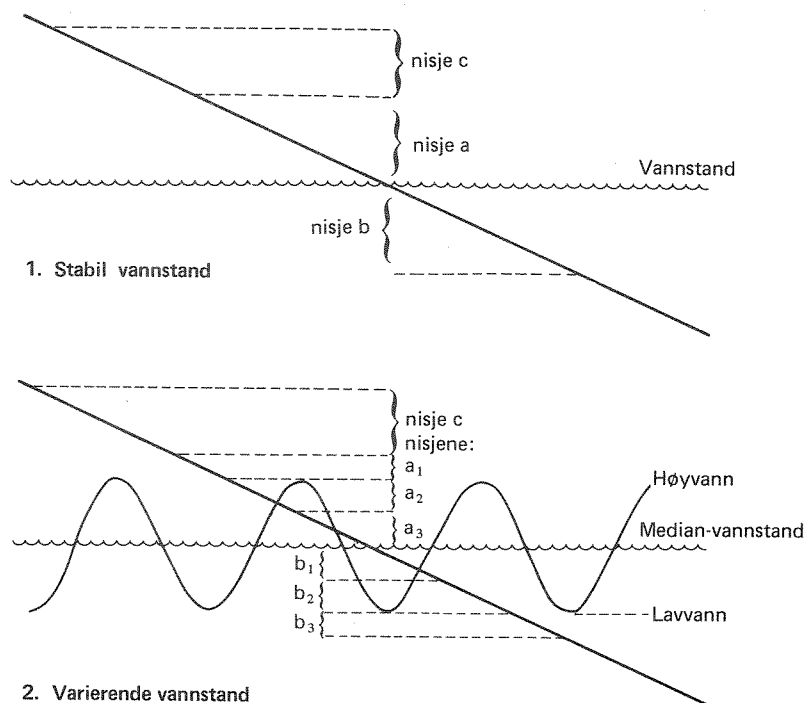


Fig. 5.6. Virkning av vannstandsveksling på strandmiljøet. Figurene er forklart i teksten.

5.7.6. Andre faktorer som påvirker vegetasjonens utbredelse prognosen

Konkurranse

Vertikalutbredelsen i et område forteller hvilket **utbredelsespotensial** en art har langs en profil. Den kan ikke forutsi hvilken utbredelse arten virkelig vil få på en lokalitet, fordi forutsigelsen påvirkes av miljøforhold på stedet (se kap. 5.7.2) og konkurranse mellom artene. Avgjørende for konkurranse-utfallet er bl.a. artenes vekstpotensial, deres evne til å svare på variasjoner i miljøet og til å skille ut organiske stoffer som hemmer veksten hos andre arter, og til å motstå tilsvarende stoffer fra konkurrentene (allelopati, se Odum 1971). Dessuten kan historiske forhold (en arts etableringstidspunkt) ha stor betydning.

Sett på bakgrunn av vertikalfordelingen, skulle alle arter ha sterkt overlappende utbredelse. Vi burde videre finne følgende sonering (fra åpent vann mot land): flytebladsvegetasjon, sjøsivaks, elvesnelle, takrør, sverdlilje og kvass-starr. Våre undersøkelser viser at utbredelsen godt kan avvike fra dette mønstret. I fig. B1-B5 (se vedlegget) er forekomsten av artene i fig. 5.3 vist for hvert enkelt transekt. Som det framgår av figurene, er det store forskjeller både når det gjelder grad av overlapping (fra sted til sted og mellom forskjellige arter i samme transekt), sonering og forekomst av arter. Eksempelvis kan både flytebladsvegetasjon, sjøsivaks elvesnelle og takrør danne grense mot åpent vann.

Når konkurransefaktoren kan ha så stor betydning for vegetasjonsmønstret på en lokalitet, er årsaken nettopp den sterke graden av overlapping i artenes vertikalnisher. For konkurransen mellom arter

som i et område har tilnærmet samme vekstpotensial, kan **etablerings-tidspunktet** spille en avgjørende rolle. Det at en art allerede er etablert, kan gi den en såpass stor konkurranse-fordel at den blir værende på stedet selv etter at miljøet er forandret i ugunstig retning.

Denne faktoren har altså en stabiliserende virkning og forsinker eller demper de vegetasjonsendringene som kommer fram gjennom prognosen. For helofyttenes vedkommende har effekten liten betydning mot vann. Vannboende arter kan neppe konkurrere med overvannsartene i kampen om lys og plass. Mot land vil først og fremst forekomsten av busker og trær bestemme helofyttenes fram- eller tilbakegang. Spesielt takrør er avhengig av gode lysforhold (Bernatowicz 1966). Et høyt busksjikt vil derfor lett kunne holde en takrørbestand i sjakk pga. utskygging. Ny-etablering av en slik tre- og buskvegetasjon kan imidlertid forsinkes, fordi den allerede etablerte vegetasjonen har så stor konkurranse-fordel.

Variasjon i voksested-økologiske forhold

Som vi har sett varierer artenes vertikalutbredelse fra område til område og horisontalutbredelsen fra transekt til transekt. Vekstbetingelsene bestemmes av en lang rekke variable faktorer (se kap. 5.7.2).

I sin undersøkelse fra Vansjø fant Rørslett & Lydersen (1980) en klar sammenheng mellom menneskelig aktivitet og helofyttbeltets mektighet. Denne korrelasjonen bekreftes av vår undersøkelse. Det er verd å merke seg at nettopp i de områdene hvor tilveksten i strandsonen har vært stor, har menneskelig aktivitet trolig vært en viktig faktor. I Sperbundbukta påvirker boligbebyggelse og kloakkutslipp lokaliteten, i Støabukta har utslipp fra et gårdsbruk tilført strandområdet næring.

Rørslett & Lydersen har også påvist at vindfaktoren, "vind-eksponeringsgraden", i de fleste tilfeller reflekterer helofyttbeltets mektighet. Undersøkelser i Tyrifjorden og Steinsfjorden (Rørslett 1983a, se f.eks. fig. 9.12 og 9.13) forsterker inntrykket av at denne korrelasjonen eksisterer og viser sammenhengen mellom **eksponeringsgrad** og vindpåvirkning. Eksponeringsgraden gir uttrykk for erosjonsaktiviteten i et strandområde. Den er hovedsakelig bestemt av strømforholdene og bølgeaktiviteten. Av Rørsletts arbeid framgår det at **effektiv strøklengde** (effektiv fetch) gir et tilstrekkelig godt mål på eksponeringsgraden. Den effektive strøklengden sier hvor utsatt et strandparti er for bølgeslag, dvs. at den tallfester lengden av sjøstrekningen hvor vinden kan påvirke bølgebevegelsene uten å bremses av land, øyer, skjær eller andre hindringer.

Som nevnt over, har vår prognose først og fremst gyldighet for de områdene dataene er hentet fra. Et mer fullstendig bilde av reguleringens virkning på forskjellige strandtyper vil bl.a. kreve at Rørsletts modell for eksponeringsgrad innarbeides i prognosen.

6. ØKOLOGI KNYTTET TIL BESTANDER AV TAKRØR, SJØSIVAKS, OG ELVESNELLE

6.1. Artenes miljøtilpasning

For sjøsivaks og takrør foreligger monografier skrevet av hhv. Seidel (1955) og Rodewald-Rudescu (1974). Rodewald-Rudescus arbeid bygger for en stor del på forholdene i Donaudeltaet, mens Seidel først og fremst knytter sin framstilling til egne undersøkelser i Nord-Tyskland. Disse monografiene danner grunnlaget for dette kapittelet.

Björk (1967) har gjennomført en systematisk studie av takrørbestander i Sør-Sverige. Björndahl & Egnéus (1980) står bak en sammenfattende litteraturstudie med tanke på takrørets potensial som energiråstoff. Luther (1951) har utført relativt grundige undersøkelser av økologien til en hel del arter i Ekenäsområdet, Sør-Finnland. Han har også undersøkt hvilke overvannsarter som beites av husdyr, og virkninger av beitetrykket.

Sesong- og produksjons-studier i velutviklete helofyttsamfunn er så vidt vi vet bare utført i Norge av Fjørtoft (1977). Materialet er samlet fra bestander av takrør, sjøsivaks, kjempe-piggknopp og elvesnelle, og er utført i Hammervatnet, Nord-Trøndelag. Undersøkelsen omfatter også beregninger av næringstilførsler til innsjøsystemet.

Avsnittet om elvesnelle bærer preg av at det fins lite relevant litteratur. Framstillingen nedenfor bygger på Fjørtoft (1977), Luther (1951), de nordsvenske undersøkelsene til Solander (1983) og Sjöberg & Danell (1983), dessuten arbeidene til Kairesalo (1983) og Sarvala et al. (1982) fra Sør-Finnland.

Henvisningene nedenfor refererer til disse arbeidene.

6.1.1. Takrør - *Phragmites australis*

Som oftest består takrørbestander av enkeltkloner. Vegetativ spredning er langt vanligere enn spredning med frø. Björk har påvist store forskjeller mellom slike klon-kolonier hva gjelder utseende (morfologi) og voksestedstilpasninger. Vi mener likevel at en generell beskrivelse av artens levesett kan gi verdifull kunnskap om artens reaksjon på ulike typer miljøpåvirkninger.

Vekst, sesongutvikling

Takrør er en kosmopolitt og vekstsesongen varierer både med hensyn til varighet og tid på året i forskjellige deler av verden. Under kulde- og tørkeperioder visner de overjordiske delene og plantene går i hvile. I Norge strekker vekstsesongen seg stort sett fra april/mai til september. I perioden april/mai til juli/august er bestandene i stadig utvikling. Produksjonstoppen faller sammen med første del av blomstringsperioden (i Fjørtofts undersøkelse midt i august). Fra september reduseres bestandene raskt.

Veksten antar to forskjellige former. I første del av vekstperioden utvikler relativt kraftige skudd seg fra knopper dannet i løpet av seinsommer/høst året før. Både Björk og Luther har observert strå-lengder på over fire meter. Etter at disse vårskuddene er begynt å levere fotosynteseprodukter til jordstengelsystemet (rhizomet), skjer

den videre stråveksten først og fremst gjennom utvikling av en ny "generasjon" spinkle sommerskudd. Fjortofts undersøkelse fra Nord-Trøndelag viser størst skuddtetthet i midten av august, samtidig med høydepunktet i bestandsutviklingen.

Rhizomet utgjør det alt vesentlige av undergrunns-biomassen. Fiala (1978) har funnet sterkest rhizomvekst i tidsrommet august - oktober. Hver jordstengel gir opphav til en vifteformet samling horisontale sideskudd som etter hvert kan danne bueformete skuddkjeder ("Schwingrasen", se Hegi 1939). Før hvileperioden inntreer, anlegges vårskuddknopper i enden av jordstengelskuddene. I frostfritt miljø fortsetter veksten til en viss grad også i hvileperioden. I en velutviklet bestand kan rhizomet under optimale forhold vokse (dvs. flytte bestandsgrensen) to til fire meter i en retning. Parallelt med veksten dør de eldste jordstengeldelene.

Røttene varierer i lengde fra 10 til 50 cm. De er rikt forgreinet nærmest marknivået, tykkere og med færre sidegreiner jo dypere i sedimentet rhizomet som de er festet til, ligger.

Beite-effekt

Ifølge Rodewald-Rudescu foretrekker kyr de unge vårskuddene av takrør framfor skudd av andre arter. Arviss beiting reduserer bestandene, idet arter som sjøsivaks, dunkjevle og starr overtar som dominanter. Rodewald-Rudescu mener beiting på denne måten kan brukes til å holde takrør under kontroll. Luther hevder at takrør beites av ku og hest, men ikke av sau. At bestandene svekkes av beiting, går fram også av hans observasjoner. Han fant at den på en rekke lokaliteter ble presset ut på 0.5-1.0 m dyp, som følge av de to faktorene is-stress og nedbeiting. På de minst ispåvirkede stedene tolererte den likevel årvisst beiting.

Høsting i august svekket tilsynelatende ikke bestandene. Luther mente årsaken måtte være at slåttene foregikk så seint i sesongen.

Vanndyp

Både knoppsetting (om høsten) og skuddutvikling påvirkes av vanddyppet. Ifølge Bjørk overvintrer knopper på overvannslokaliteter under marknivå, mens de med økende dyp strekker seg stadig lengre opp fra bunnen før hvileperioden inntreer (Bjørk har målt "knopper" på inntil en halv meters lengde i november). I innsjøer med ens næringsstatus har han videre registrert økende strå lengde med økende dyp. Luther har beskrevet samme fenomen: overvannsdelen holdt seg vanligvis på mellom to og tre meters lengde uansett dyp (riktignok med en tendens til økende lengder mot land). Rodewald-Rudescu (s 57) mener vanddyppet regulerer veksten hos takrør slik at overvannsdelen holder seg innenfor et visst lengdeintervall uansett hvilket dyp (mindre enn maksimaldypet) plantene vokser på. Adventivrøtter fra den vanddekte stengeldelen leverer næringstilskuddet som muliggjør den kraftige veksten på større dyp.

Med økende dyp vil jordstenglene vokse stadig grunnere i sedimentet. Ytterst ute i vannet ligger de ofte løst i slammet. En videre vekst utover kan skje ved **plaur**-dannelse. Det vil si at rhizomet mister kontakt med bunnen og danner flytende matter med bladbærende skudd.

Dybdegrensen oppgis til 2.0-2.5 m. Bjørk har blant sine 39 sørsvenske ferskvannslokaliteter, bare unntaksvis funnet bestander på større dyp enn 50 cm ved normal sommervannstand (mai-september). Luther har opp-

gitt 1.8-2.0 m som yttergrensen for 47.5 % av de bestandene han undersøkte. Enkeltstrå nådde ut til 2.3 m dyp. Fra Sovjet er det rapportert om funn på fire meters dyp.

Til tross for at stabil vannstand gir takrør de beste vekstbetingelsene, stimuleres rhizomveksten (på grunt vann) og stråveksten av flom. Takrør kan imidlertid bare utføre fotosyntese i luft. Blir den blad-bærende delen av skuddet oversvømt, "drukner" det. Større, mer langvarige oversvømmelser kan redusere bestanden sterkt. Den svarer på slike situasjoner med kraftig vekst hos en liten del av vårknoppene (veksthastigheter på 3-18 cm pr. døgn er målt). Vårskuddene leverer så byggestoffer til rhizomet som utvikler et større antall sommerskudd. Rhizomet nærmest land vil ekspandere ved slike oversvømmelser. Mulighetene for plaur-dannelse øker samtidig, ved at det rhizomet som vokser dypest, løsner fra bunnen.

Tørketoleranse

Takrør tåler tørke forholdsvis godt. Bestander strekker seg ofte opp i øvre del av strandsonen (se Luther). Også på steder som aldri oversvømmes, kan bestandene være vitale. I Donaudeltaet kan takrør tåle en senkning av grunnvannsspeilet til 1.8-2.0 m under marknivå. Ved ytterligere senkning konkurreres arten ut. I delvis eller permanent tørrlagte deler av strandsonen, organiseres rhizomet i tre sjikt. De to øverste danner luftskudd og er rike på røtter. Det nederste består av kraftigere, sammentrykte, nesten rotløse jordstengler. Disse fungerer som et næringslager og må normalt stå i kontakt med grunnvannet dersom bestanden skal kunne opprettholde vitaliteten.

Rhizomsystemet reagerer på uttørking ved

- (a) å sende lange, horisontale utløpere i den retningen vannet trekker seg tilbake
- (b) å sende utløpere ned mot det synkende vannspeilet.

Under spesielt ugunstige forhold kan rhizomet "gå i dvale" en sesong. Fra Kasakhstan, Sovjet, er det observert slike hvileperioder på opp til åtte, ni år! I dette området når rhizomsystemet ned til fem meter under marknivå.

Frosttoleranse

Takrør i den tempererte sone har evne til å utvikle en viss grad av frostresistens. Kuldetoleransen er årstidsavhengig. Den er minst om våren (Björndahl & Egnéus), målinger fra England viser at -2°C er tilstrekkelig til å drepe det overvintrede luftskuddet i mai måned. Frost i tiden før blomstring fører til at frø ikke utvikles. Knoppene tåler kulda best om vinteren, bedre jo lengre hvileperioden har vart og jo dypere de ligger i jorda. Generelt tåler arten lavere temperaturer dersom nedkjølingen foregår langsomt og jevnt enn om den skjer raskt.

Rhizom på vintertørrlagte steder har større frosttoleranse enn permanent oversvømt rhizom. I Donau-deltaet kan små jordstengler oppå jordoverflaten tåle en lufttemperatur på -17.5°C . Det ser ut til å være liten forskjell mellom de over- og underjordiske delenes frostresistens.

6.1.2. Sjøsvaks - Schoenoplectus lacustris

Vekst, sesongutvikling

Ifølge Seidel strekker vekstsesongen seg fra april/mai til oktober/november. Stråutviklingen skjer i serier med ca. fire ukers mellomrom. Den første "generasjonen" strå er best utviklet (lengder på over fire meter er rapportert fra Bodensee) og stråene er alltid fertile. Flere forfattere har funnet stor variasjon i strå lengden under forskjellige miljøforhold. Lengdeforskjeller på mer enn 2.5 m (0.3-3.0 m) hos aksbærende strå er rapportert.

Fjortofts undersøkelser fra Hammervatnet viser at tilveksten er sterk-est i juni/juli, og at skuddtettheten når en topp midt i august samtidig som bestanden når et høydepunkt i sesongutviklingen. Fra september reduseres bestanden raskt.

De sist utviklede strå-generasjonene er viktigst for den fotosyntetiske aktiviteten seinhøstes og tidlig om våren. Etter at overvannsdelen er visnet og brukket ned, fortsetter de av ungstråene som vokser dypest, fotosyntesen i vannet (under isen). De visner først etter at neste års strå har begynt veksten.

Rhizomets vekst er hovedsakelig konsentrert til en to-månedersperiode midt i vegetasjonsperioden. Tilveksten er på sitt sterkeste idet stråveksten begynner å avta. Etter at lengdevæksten er avsluttet, utvikles sideskudd fra knopper ved stråbasis. Samtidig dør den eldste delen av rhizomet. Veksten foregår tilsynelatende i buer/kretser (som hos takrør) som fletter seg inn i hverandre. Bare hovedaksen fortsetter framstøtet mot periferien (se Seidel, s. 52).

Røttene utgjør hoveddelen av undergrunns-biomassen. De vokser kraftigst i siste del av vekstsesongen. Seidels undersøkelse viser størst produksjon i månedsskiftet august/september. Røttene er ettårige og går til grunne i løpet av sommer- og høstmånedene.

Beite-effekt

Ifølge Luther tåler sjøsvaks beiting bedre enn takrør pga. raskere gjenvækst og fastere og tettere rhizom. Beitetoleransen og evnen til å motstå is-stress gjør den i stand til å konkurrere ut takrør nær land. Den kan likevel reduseres sterkt der beitepresset er stort. Seidel fant gruntvanns- og landforekomster av sjøsvaks bare der bestandene var beskyttet mot menneskelig aktivitet og beitende husdyr. I bestand-er der bare den øverste delen av skuddet ble tatt av husdyr, var stråtettheten unormalt stor, men de sterile skuddene spinklere enn vanlig. Arten ble beitet av både storfe, hest og sau. Blant Seidels observasjon-er var storfe som foretrakk unge sjøsvaks-skudd framfor friskt beitegras.

Vann-dyp

Det hersker forskjellige oppfatninger om artens optimale dyp. I Post-see, Holstein, er den mest produktiv nær 80 cm. Både Luther og Seidel har i de fleste tilfeller funnet arten fra vannkanten og ut til vel én meters dyp. I Ekenås-området opptrer den normalt sammen med eller innenfor takrøren. Ifølge Seidel (s 52) og Hutchinson (1975) vokser den imidlertid helst i ytterkant av helofyttbeltet. Det behøver ikke bety at den foretrekker større dyp enn takrør. Hutchinson understreker at årsaken er å finne i artens evne til å tåle vind og bølgeslag.

Seidel har funnet arten ned til 2.5 m dyp. Luther beskriver spredte forekomster på snaut 2.1 m, ofte i form av enkelte, dårlig utviklede strå. I spesielle tilfeller kan eksemplarer av arten nå atskillig større dyp; forekomster på fem, seks meter har vært rapportert (se Seidel).

Som for takrør, er vannstanden en tilsynelatende vekstregulator idet strå lengden øker med økende dyp. Fotosyntesen foregår så vel i vann som i luft. Luther hevder at arten, som eneste helofytt, kan leve fullstendig neddykket.

Vi har ikke funnet opplysninger om hvordan økende dyp virker på rhizomets vekst nær artens dybdegrense. Røttene er forholdsvis kraftige, og rotveksten øker med økende dyp (pga. løsere substrat). På løs slambunn har Seidel målt rottråder på inntil 72 cm lengde. Plaurdannelse er derfor ikke beskrevet hos denne arten. Derimot danner den av og til flytende øyer. Seidel foreslår avrevne side-rhizomskudd som mulig opphav til slike.

Tørketoleranse

Sjøsivaks har generelt lavere tørketoleranse enn takrør. Bestandene strekker seg vanligvis ikke opp på land. Der det likevel skjer, vokser de stort sett lengre nede i strandsonen enn takrør.

Rhizomet vokser svært grunt i sedimentet, på eksponerte steder kan jordstenglene ligge oppå marka (Luther). De er likevel godt festet til substratet. I faste substrattyper når ikke røttene særlig dypt. På stein- og sandbunn har Seidel målt rot-trådlengder fra 3.5 til 9.3 cm (siste måling i løs sand). På slike steder har arten derfor liten mulighet til å sørge for vanntilførsel når grunnvannspeilet synker.

Frosttoleranse

Både Seidel og Luther har funnet at arten til en viss grad tåler frost. Seidel har registrert overlevende rhizom ved ca. -4°C , mens det av Luthers arbeid går fram at sjøsivaksbestander kan overleve perioder med isen frosset fast til marka.

6.1.3. Elvesnelle - Equisetum fluviatile

Vekst, sesongutvikling

Luftskuddene dannes mot slutten av foregående vekstsesong (Solander). De blir liggende i hvile i sedimentet gjennom vinterperioden. I løpet av mai måned vokser de opp fra bunnen (Sarvala et al.) og ved utgangen av juni har de fleste brutt vannoverflaten (Kairesalo). I Hammervatnet, Nord-Trøndelag, hadde luftskuddene ifølge Fjørtoft strukket seg godt over vannflaten allerede første uke av juni. Hun registrerte sterkest tilvekst i første del av vekstsesongen, fram til juli.

Lengdeveksten stanser når sporestander utvikles, normalt i første halvdel av august. Da er også skuddbiomassen, standing crop, på sitt høyeste (Fjørtoft, Sarvala et al.). Skuddtettheten holder seg tilnærmet konstant gjennom vekstsesongen. De få skuddene som utgjør "sommergenerasjonen" dannes i løpet av juli.

Fra september brytes luftskuddene gradvis ned. Solander har registrert at en del av stråstubbene overlever vinteren under isen. De gjenopptar **ikke** veksten, men går langsomt til grunne i løpet av neste sommer. Disse skuddene har trolig liten betydning for bestanden, Kairesalo har påvist at elvesnelle har liten evne til å fotosyntetisere i vann.

Fjertofts produksjonsmålinger viser at rhizom- og rotbiomassen avtar sterkt i første halvdel av vekstsesongen. Tilveksten begynner i juli og den er sterkest mot slutten av sesongen.

Beite-effekt

Elvesnelle tåler ifølge Luther beiting bedre enn takrør og sjøsivaks pga. rask gjenvekst. Den er imidlertid svak for tråkk, spesielt på løs bunn. Der rhizomet finner beskyttelse, kan den dominere vegetasjonen (f.eks. i beita blandingsbestander med de to andre artene).

Vanddyb

Det foreligger forskjellige opplysninger om hvordan veksten påvirkes av dyp. Sjøberg & Danell registrerte en signifikant økning i strå-lengden etter vannstandsheving i to nordsvenske innsjøer. Kairesalo fant imidlertid omtrent jevnlange strå, 1.10 m \pm 0.10 m, i sitt område uansett dyp. Dette til tross for en dybdeforskjell på mer enn en halv meter i ulike deler av området.

Elvesnelle går grunnere enn takrør og sjøsivaks. Ifølge Luther er arten "biotisk underlegen" disse to, og konkurreres ut der nisjene overlapper (dvs. presses opp i strandsonen). Han fant de fleste bestandene ned til 0.20 m og observerte avtakende stråtetthet med økende dyp. Samme fenomen er beskrevet av Kairesalo og Sarvala et al. Førstnevnte registrerte jevnt tette bestander ned til ca. 0.50 m (under medianen for 21-ukersperioden 7.5.-30.9.), med spredte individer til ca. 1.20 m dyp.

Tørketoleranse

Ifølge Luther fins elvesnelle-bestandene i Ekenäs-området vanligvis som våte enger på nydannet land innenfor det høye helofyttbeltet. Han klassifiserte i de fleste tilfeller slike bestander helt eller delvis som "landvegetasjon". Også i Hammervatnet holder arten seg høyere oppe i littoralen enn takrør og sjøsivaks. Utbredelsen kan tyde på at arten har relativt god evne til å tåle tørkestress. Fjertoft fant rhizom og røtter ca. 0.25 m ned i sedimentet, fordelt med rothår og normalt rhizom øverst, og spesielt grovt rhizom nederst. Prøvene er trolig hentet fra et permanent oversvømt område og gir derfor ikke inntrykk av hvor dypt rhizomet kan gå. Vi har ikke funnet opplysninger om hvor lavt grunnvannspeil arten tolererer.

Frosttoleranse

Bare hos Solander har vi funnet opplysninger om artens evne til å tåle frost. Vannforekomstene i hennes undersøkelse ligger over tregrensen i Nord-Sverige, 550 m.o.h. Ekstreme vinterforhold 1979-80 førte til høy dødlighet hos flaskestarr, mens elvesnelle var upåvirket. Utbredelsen i Skandinavia (Hultén 1971) viser at arten er betydelig sterkere mot frost enn takrør og sjøsivaks.

6.2. Tilpasning til andre miljøfaktorer

6.2.1. Substrat

Sjøsivaks og takrør har små krav til substrat så lenge tilgangen på vann og næring er tilstrekkelig god. Takrør klarer seg dårligere på steinete steder og grov grus enn sjøsivaks (se Seidel og Bjørndahl & Egnéus). For takrør antas slambunn å gi de beste vekstbetingelsene, for sjøsivaks leirbunn. Elvesnelle foretrekker ifølge Luther løs, organisk bunn.

6.2.2. Næring

Takrør skiller seg fra de fleste (alle?) helofytter ved evnen til å ta opp næring direkte fra vannet (gjennom røtter som utvikles ved stråleddene). Vi har ikke funnet opplysninger som kan tyde på at sjøsivaks har denne evnen, men Luther hevder at forholdene i vannet har større betydning for denne arten enn for de andre storvokste sivartene.

De tre artene har relativt små næringskrav, sjøsivaks størst (flere forf., se Seidel), elvesnelle minst (Hutchinson 1975, s 442). Sjøsivaks tåler likevel ikke så store saltkonsentrasjoner som takrør. Produksjonen hos takrør er nitrogenavhengig, bare i næringsfattige innsjøer kan fosfor være en begrensende faktor (Bjørndahl & Egnéus). Sjøsivaks kan bygge opp store mengder torv/slam som etter hvert hindrer røttene i å nå ned til den næringsrike grunnen. Under slike forhold vil bestanden tynges kraftig ut dersom næring ikke tilføres.

6.2.3. Sediment-transport, strøm, slitasje

De tre artene tåler godt påleiring av tilført materiale. Sjøsivaks er antakelig sterkest mot bølgeslag og utvasking, og mest strømtolerant. Den elastiske, bladløse stengelen tåler godt slitasje, og arten fins ofte som en beskyttende brem i kanten av takrørbestander (Luther, Seidel, Hutchinson 1975). Det er ikke uvanlig å finne den som eneste art langs utsatte strandpartier, der den kan spille en viktig rolle som pionerplante for annen siv-vegetasjon.

Elvesnelle er ømfintlig for bølgeslag og vokser mer vindbeskyttet enn takrør og sjøsivaks (Luther). Strået ser imidlertid ut til å være sterkere enn takrør mot andre former for slitasje. I Finland er arten funnet utenfor takrørsonen i kanaler med stor båt-trafikk. Som nevnt tidligere, tåler arten trakk dårlig (pga. sine skjøre jordstengler), men den er sterk mot beiting. I beita blandingsbestander kan den derfor hevde seg godt.

Takrør kan, ifølge Rodewald-Rudescu, overleve en fullstendig ødeleggelse av de øverste jordstengelsjiktene. Dersom de dør, vil det dypere-liggende lager-rhizomet aktiveres, utvikle luft-skudd og etter hvert erstatte det døde rhizomet.

6.3. Artenes virkning på miljøet

6.3.1. Produksjon, nydanning av land

Langs beskyttede strender vil artene etter hvert forandre miljøet og endre sine vekstvilkår (Sculthorpe 1967). Felles er evnen til å bygge opp sediment og på den måten vinne nytt land ("Verlandung"). Dette

skjer både fordi bestander virker som feller for tilført materiale, og pga. bestandenes egenproduksjon. Dessuten er artene i stand til å bremse/forhindre utvasking av sediment i strandsonen (pga. sine omfattende jordstengel- og rotsystem). Hvilke av disse faktorene som er viktigst for landdannings-evnen, er avhengig av art og voksested. Forskjellige faktorer framheves som viktige av ulike forfattere (se bl.a. Hegi 1936 og Seidel).

Som substratfelle er takrør den mest effektive pga. de stive stubbene som står igjen etter brukne strå. Dessuten blir en god del av de visne stråene stående igjen i bestanden til langt inn i neste vekstsesong.

Ved sin egen produksjon bidrar takrør til land-danningsprosessen både gjennom overvanns- og jordstengelskudd. Westlake (1982) anslår undergrunns-biomassen til å være ca. 2.5 ganger så stor som den overjordiske og produksjonen til å være vel 1.5 ganger så stor. Han har beregnet årsproduksjonen (tørrvekt) i Vejlerne naturreservat, Nord-Jylland, til minimum 2.1 kg per m² (se også Schierup 1978). De fleste forfattere regner takrør som den mest produktive av de tre artene.

Nedbrytning av luftskuddene skjer langsomt hos takrør. Stenglene som brekkes ned i løpet av vintersesongen, løftes langt opp i strandsonen i form av store belter, driftvoller, under vårflommen. Fra de eldste delene av slike voller kan flommen vaske ut strø (delvis nedbrutte strårester) og frakte det ut på dypere vann. Utenfor takrørbestander fant Luther ofte et strøsjikt som strakte seg fra to til fem, seks meters dyp. Driftvollene har altså betydning for sedimenteringshastigheten i en stor del av strandsonen. De stråene som blir stående igjen i bestanden over vinteren, brekkes gradvis ned av bølgeslag i løpet av den neste vekstsesongen og bidrar sammen med rhizomet til avsetningene i selve takrørbeltet.

Hos sjøsivaks er det først og fremst rotsystemet som har betydning for land-danningsprosessen. Westlake (1982) mener at underjordisk biomasse grovt regnet er 3.5 ganger større enn den overjordiske. Forholdet under-/overjordisk produksjon er ifølge Květ & Husák (1978) inntil halvannen gang så stor hos sjøsivaks som hos takrør. Ondok & Květ (1978) oppgir forholdet mellom produksjon under marknivå og den maksimale overjordiske biomassen til 1-1.5 hos sjøsivaks og 0.5-1.0 hos takrør. Seidel har påvist at rotbiomassen og -produksjonen er avhengig av substratforholdene og dermed også av dypet. Rhizomets produktivitet er relativt lav. Schulthorpe (1967) anslår den årlige tilveksten til ca. 10 cm. Rotsystemets betydning som land-danner er bestemt av to egenskaper: den høye produksjonen (røttene er ettårige) og rottrådenes store evne til å holde på det strølaget som etter hvert bygges opp.

Stråmassen har i første rekke betydning for sedimentet i øvre del av strandsonen, og strøet blir i større grad enn hos takrør trukket ut av innsjøsystemet. Skuddene brytes raskt ned, i løpet av ca. ett år er de omdannet til strø. De brekkes ned om høsten, slås i stykker av bølgene og føres høyt opp i strandsonen under vårflommen, hvor restene omdannes til torv. I den ytterste delen av bestanden overlever ofte en del stråstubber vinteren under isen. De rives ikke løs fra rhizomet, men råtner på stedet, synker, og inngår som en del av løsavsetningen der.

Også elvesnelle har en stor del av sin totale produksjon bundet i undergrunnsorganer. Fjortofts målinger viser at forholdet under-/overjordisk biomasse var større enn 8/5 da skuddbiomassen var på topp i Hammervatnet, august 1975. Arten hadde da vel 20 % lavere biomasse enn de to andre artene. Som før nevnt, anser Luther elvesnelle for å være

takrør og sjøsivaks "biotisk underlegen".

Både Luther og Fjørtoft plasserer elvesnellas tyngdepunkt høyere opp i strandsonen enn sjøsivaks og takrør (se også Lillieroth 1950). Ifølge flere forfattere foretrekker den gytjebunn, og gjør seg dermed gjeldende først etter at andre arter har avsatt tilstrekkelig store mengder organisk slam (se Meriläinen & Toivonen 1979). Stråene brytes ned i løpet av et års tid (Fjørtoft). De gjennomgår den samme prosessen som beskrevet for sjøsivaks.

6.3.2. Reaksjonstid

Strandvegetasjonen reagerer langsomt på endringer i miljøet. Den tiden det tar fra en større miljøendring forstyrrer likevekten mellom artene til vegetasjonen igjen er stabil, må regnes i tiår (Schierup 1978). Endringene skjer hurtigst den første tiden etter miljøforstyrrelsen. Hejný & Husák (1978) har studert suksisjon i sør-bøhmiske fiskedammer etter at alt levende plantemateriale er blitt fjernet (med bulldoser). I dammer der vannstanden varierte, fant de **størst diversitet** (mangfold) etter to til tre år. De flerårige helofyttene dukket opp igjen fire til sju år etter "økokatastrofen", og etter ca. ti år var vegetasjonen omtrent like tett som før. Den var imidlertid ennå ikke i likevekt: helofyttbestandene var lite dominerende og fremdeles i utvikling.

6.3.3. Næringstransport

Helofyttbeltets betydning for næringsforholdene i innsjøsystemet er behandlet av en rekke forfattere. Flere mener at nedbrytningsproduktene forsterker eutrofieringen (se bl.a. Szczepański 1977 og Dykyjová 1978), andre har understreket vegetasjonens evne til å ta opp og lagre forurensningstilførsler og dermed bremse eutrofieringen (se f.eks. Mason & Bryant 1975 og Sarvala et al.). Mason & Bryant påpeker at sivvegetasjonen kan dempe algeoppblomstring i innsjøer med hurtig gjennomstrømning, fordi den tar opp næringssalter som tilføres innsjøen i løpet av vekstsesongen og frigir dem om vinteren når algepopulasjonene ikke kan utnytte næringstilskuddet.

Fjørtoft har sammenliknet innholdet av PO_4^{2-} og NO_3^- i de fri vannmasser og i vann fra bestander av kjempe-piggknopp, elvesnelle, sjøsivaks og takrør. Fosfatinnholdet var betydelig høyere i bestandene enn utenfor. Forskjellene i nitratinnhold var langt mindre. Nitratkonsentrasjonen i elvesnelle-bestanden skilte seg fra de øvrige ved at den var **lavere** enn i de fri vannmasser.

I en undersøkelse av elvesnelle-beltet langs en oligotrof innsjø i Sør-Finland har Sarvala et al. sammenliknet næringstilstanden i helofyttsonen med forholdene i den øvrige delen av innsjøen. Det viste seg at denne sonen dannet sitt eget subsystem så snart skuddene av elvesnelle hadde vokst over vannoverflaten. Næringsutvekslingen med de fri vannmasser sank raskt etter dette. Sarvala et al. fant atskillig større konsentrasjon av næringssalter og karbon i elvesnelle-bestanden enn utenfor. Dette overskuddet var imidlertid stort sett bundet i levende organismer. Ifølge forfatterne er næringstransporten mellom sedimentet, vannet og makrofyttene i helofyttsonen fremdeles dårlig forstått.

7. LITTERATUR

- Andresen, L. 1979. Monthly and annual frequencies of concurrent wind forces and wind directions in southeastern Norway for the period 1961-75. - Det norske meteorologiske institutt, Oslo, 214 s.
- Bernatowicz, S. 1966. The effect of shading on the growth of macrophytes in lakes. - *Ekol. pol.* 31: 607-616.
- Björk, S. 1967. Ecologic investigations of Phragmites communis. - *Folia limnol. scand.* 14: 1-248.
- Bjørndahl, G. & Egnéus, H. 1980. Rapport om vassens ekologi och fysiologi. - St. NatVårdsverk PM 1321, Solna, 159 s.
- Bjørndalen, K. & Warendorph, H. 1981. Arsrapport 1980, Vansjø. - Samarbeidsutvalget Vansjø-Hobølvassdraget, Østfold Fylkeskommune, 64 s.
- - 1982. Vansjø, hydrografi og plankton i en innsjø med kompleks bassengform. - Cand. real.-oppgave Univ. Oslo, unpubl., 221 s.
- Brettum, P. 1977. En undersøkelse av Vansjø, 1976-77. - Norsk Inst. Vannforsk. O-87/75, Oslo, 64 s.
- 1978. Planteplanktonutviklingen i Vansjø 1978. - Norsk Inst. Vannforsk., Oslo, 12 s. (Notat.)
- Du Rietz, G. E. 1921. Zur methodologischen Grundlage der modernen Pflanzensoziologie. - Adolf Holzhausen, Wien, 272 s. (Ikke sett - sitert etter Rørslett 1983a.)
- 1930. Vegetationsforschung auf soziationsanalytischer Grundlage. - I: Aberhalden, E. (red.), Handbuch der biologischen Arbeitsmethoden, Abt. XI, Teil 5, von Urban & Schwarzenberg, Berlin, s. 293-480. (Ikke sett - sitert etter Rørslett 1983a.)
- Dykyjová, D. 1978. Nutrient uptake by littoral communities of helophytes. - I: Dykyjová, D. & Kvet, J. (red.), Pond littoral ecosystems, *Ecol. Stud.* 28: 257-277, 285-291.
- Erlandsen, A. H. 1981. Rutineundersøkelse i Vansjø 1980. - Norsk Inst. Vannforsk. O-80002-21, Oslo, 20 s.
- 1982. Rutineovervåking i Vansjø 1981. - Norsk Inst. Vannforsk. O-80002-21 II, Oslo, 15 s.
- 1983. Rutineovervåking i Vansjø 1982. - Norsk Inst. Vannforsk. O-80002-21 III, Oslo, 18 s.
- Fiala, K. 1978. Seasonal development of helophyte polycormones and relationship between underground and aboveground organs. - I: Dykyjová, D. & Kvet, J. (red.), Pond littoral ecosystems, *Ecol. Stud.* 28: 174-181, 285-291.
- Fjørtoft, I. 1977. Makrofyttenes rolle i Hammervatnet som økosystem. - Cand. real.-oppgave Univ. Trondheim, unpubl., 173 s.

- Greig-Smith, P. 1964. Quantitative plant ecology, ed. 2. - Butterworths, London, xii + 256 s.
- Hagström, J. O. 1916. Critical researches on the Potamogetons. - K. svenska VetenskAkad. Handl. 55 (5): 1-281.
- Hegi, G. 1936. Illustrierte Flora von Mittel-Europa, Band 1, 2. utgave. - Carl Hanser Verlag, München, 528 s.
- 1939. Illustrierte Flora von Mittel-Europa, Band 2, 2. utgave. - Carl Hanser Verlag, München, 532 s.
- Hejný, S. & Husák, Š. 1978. Ecological effects of fishpond amelioration. - I: Dykyjová, D. & Kvet, J. (red.), Pond littoral ecosystems, Ecol. Stud. 28: 409-415, 424-425.
- Holtan, H. 1966. Vansjø. En limnologisk undersøkelse. - Norsk Inst. Vannforsk. O-5/64, Oslo, 37 s.
- Hultén, E. 1971. Atlas över växternas utbredning i Norden, 2. utgave. - Generalstabens litografiska anstalts förlag, Stockholm, 56 + 531 s.
- Hutchinson, G. E. 1975. A treatise on limnology, vol. 3. Limnological botany. - John Wiley & Sons, London, xi + 660 s.
- Hylander, N. 1966. Nordisk kärlväxtflora 2. - Almqvist & Wiksell, Stockholm, xi + 456 s.
- Kairesalo, T. 1983. Photosynthesis and respiration within an Equisetum fluviatile L. stand in Lake Pääjärvi, southern Finland. - Arch. Hydrobiol. 96: 317-328.
- Kvet, J. & Husák, Š. 1978. Primary data on biomass and production estimates. - I: Dykyjová, D. & Kvet, J. (red.), Pond littoral ecosystems, Ecol. Stud. 28: 211-216, 285-291.
- Lid, G. 1974. Norsk og svensk flora, 2. utgave. - Det Norske Samlaget, Oslo, 808 s.
- Lillieroth, S. 1950. Über Folgen kulturbedingter Wasserstandsenkungen. - Acta limnol. 3: 1-288.
- Luther, H. 1951. Verbreitung und Ökologie der höheren Wasserpflanzen 2, spezieller Teil. - Acta bot. fenn. 50: 1-370.
- Martinsen, T. 1982. Vansjø, hydrografi og sedimenter. - Cand. real.-oppgave Univ. Oslo, unpubl., 87 s.
- Mason, C. F. & Bryant, R. J. 1975. Production, nutrient and decomposition of Phragmites communis Trin. and Typha angustifolia L. - J. Ecol. 63: 71-95.
- Meriläinen, J. & Toivonen, H. 1979. Lake Keskimäinen, dynamics of vegetation in a small shallow lake. - Ann. bot. fenn. 16: 123-139.
- Mjelde, M. & Rørslett, B. 1981. Undersøkelse av høyere vegetasjon i Goksjø, Vestfold. - Norsk Inst. Vannforsk. O-78081, Oslo, 34 s.

- Odum, E. P. 1971. Fundamentals of ecology, 3. utgave. - W. B. Saunders Company, London, xiv + 574 s.
- Ondok, J. P. & Květ, J. 1978. Selection of sampling areas in assessment of production. - I: Dykyjová, D. & Kvet, J. (red.), Pond littoral ecosystem, Ecol. Stud. 28: 163-174, 285-291.
- Otnes, J. 1978. Varighetskurven. - I: Otnes, J. & Ræstad, E. (red.), Hydrologi i praksis, 2. utgave, Ingeniørforlaget, Oslo, s. 224-227.
- Rodewald-Rudescu, L. 1974. Das Schilfrohr. - Binnengewässer 27: 1-302, i-ix.
- Rørslett, B. 1983a. Tyrifjord og Steinsfjord. Undersøkelse av vannvegetasjon 1977-1982. - Norsk Inst. Vannforsk. O-78006, Oslo, x + 288 s.
- 1983b. Environmental factors and aquatic macrophyte response in regulated lakes - a statistical approach. - Norsk Inst. Vannforsk. OF-81620-03, Oslo, 25 s.
- Rørslett, B. & Lydersen, E. 1980. Vegetasjonskartlegging av Vansjø. - Norsk Inst. Vannforsk. O-78053, Oslo, 17 s.
- Sarvala, J., Kairesalo, T., Koskimies, I., Lehtovaara, A., Ruuhijärvi, J. & Vähä-Piikkiö, I. 1982. Carbon, phosphorus and nitrogen budgets of the littoral Equisetum belt in an oligotrophic lake. - Hydrobiologia 86: 41-53.
- Schierup, H.-H. 1978. Biomass and primary production in a Phragmites communis Trin. swamp in North Jutland, Denmark. - Verh. int. Verein. theor. angew. Limnol. 20: 94-99.
- Schulthorpe, C. D. 1967. The biology of aquatic vascular plants. - Edward Arnold, London, xviii + 610 s.
- Seidel, K. 1955. Die Flechtbinse, Scirpus lacustris L. - Binnengewässer 21: 1-216, i-xv.
- Sjöberg, K. & Danell, K. 1983. Effects of permanent flooding on Carex-Equisetum wetlands in northern Sweden. - Aquatic Bot. 15: 275-286.
- Skogheim, O. K. 1979. Reguleringsens betydning for forurensningssituasjonen i Vansjø. (Notat utarbeidet på oppdrag fra Østfold Fylkeskommune.)
- Solander, D. 1983. Biomass and shoot production of Carex rostrata and Equisetum fluviatile in unfertilized and fertilized subarctic lakes. - Aquatic Bot. 15: 349-366.
- Szczepański, A. 1977. Limiting factors and productivity of macrophytes. - Folia geobot. & phytotax. 12: 1-7.
- Westlake, D. F. 1982. The primary productivity of water plants. - I: Symoens, J. J., Hooper, S. S. & Compère, P. (red.), Studies on aquatic vascular plants, Royal Botanical Society of Belgium, Brussels, s. 165-180.

VEDLEGG A

hydrologidata

Tab. A1. Oversikt over persentilverdier for sommersesongen.

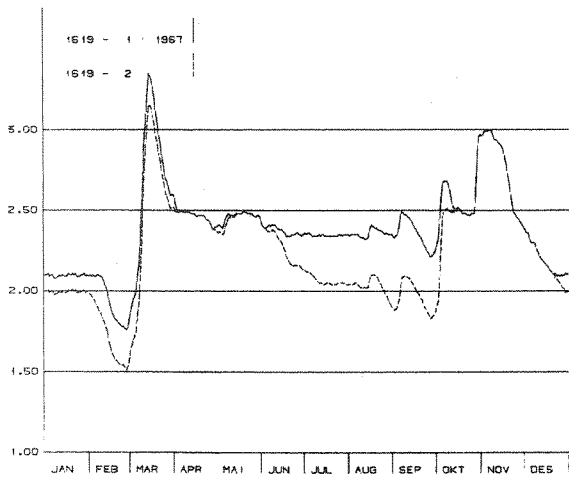
MANØVRERINGS- ALTERNATIV	0 %	10 %	50 %	90 %	100%
perioden 1976-76	3.10	2.42	2.02	1.45	1.13
perioden 1977-82	3.15	2.45	2.30	2.00	1.80
Hovedstyrets forslag	2.90	2.46	2.34	1.91	1.45
Moss Bruks- eierforening	2.85	2.39	2.03	1.49	1.23

Tallene angir høyde i meter på VM Rødsund bru.

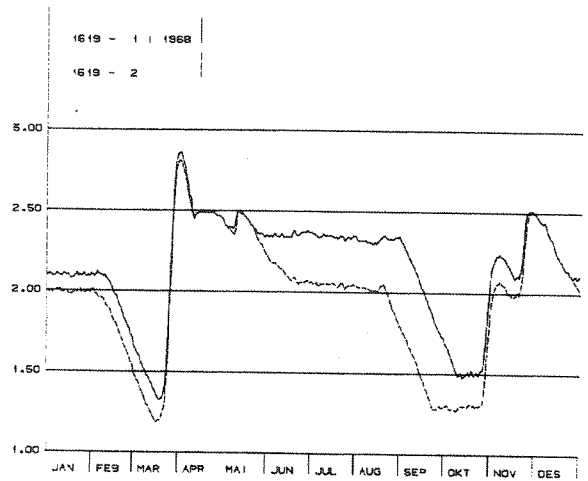
Tab. A2. En del persentilers beliggenhet (oppgitt i meter) langs referanse-transektet. Persentilverdier til høyre for 0-punktet er gitt negativt fortegn.

MANØVRERINGS- ALTERNATIV	0 %	10 %	50 %	90 %	100 %
perioden 1967-76	+55.5	+10.0	-11.0	-23.5	-31.0
perioden 1977-82	+59.0	+12.0	+2.0	-11.5	-16.0
Hovedstyrets forslag	+42.0	+13.0	+4.5	-13.5	-25.0
Moss Bruks- eierforenings forslag	+39.0	+8.0	-11.0	-22.0	-28.5

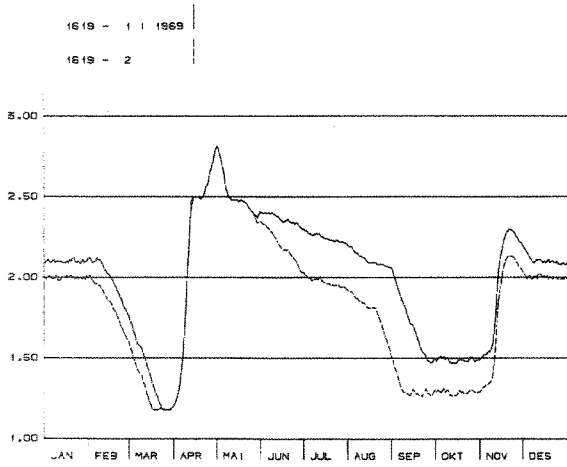
Transektet har sitt 0-punkt der medianen for perioden 1977-82 skjærer profilen.



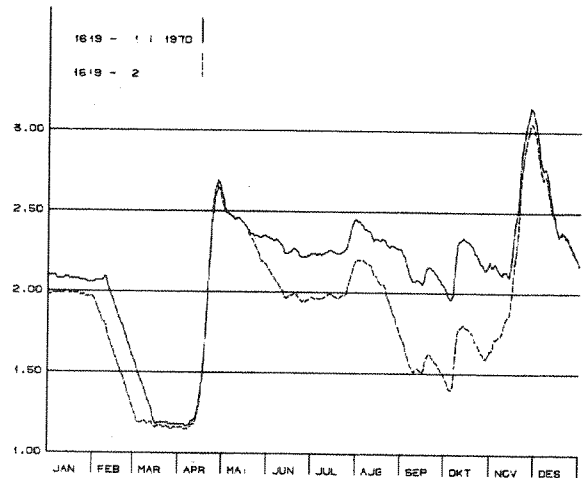
a



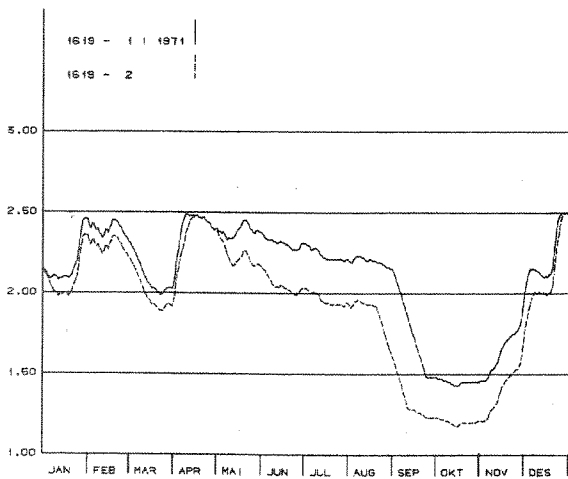
b



c

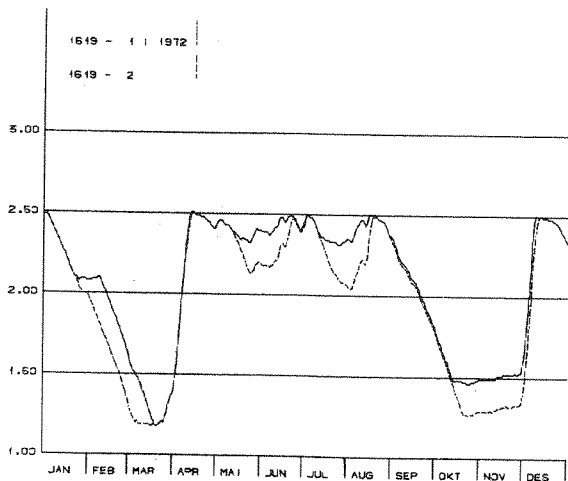


d

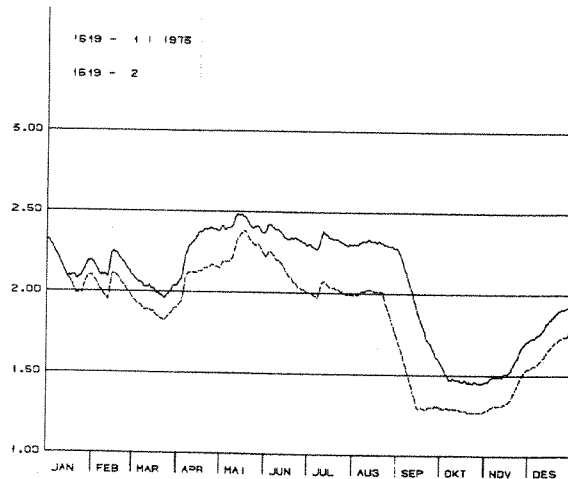


e

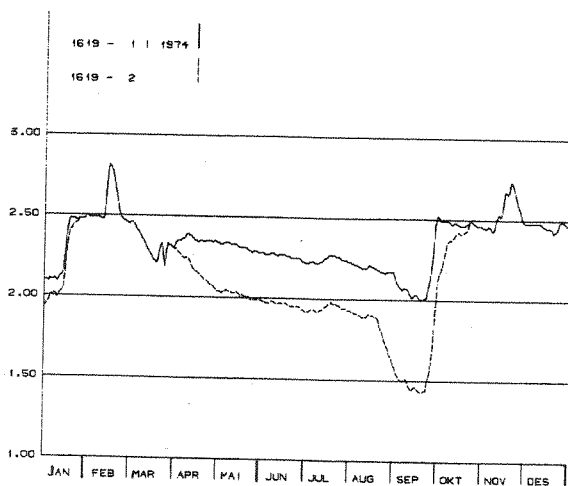
Fig. A1. Beregnede vannstandsvekslinger for årene 1967 (a), 1968 (b), 1969 (c), 1970 (d) og 1971 (e) basert på Hovedstyrets (heltrukken linje) og Moss Bruks-eierforenings manøvreringsforslag.



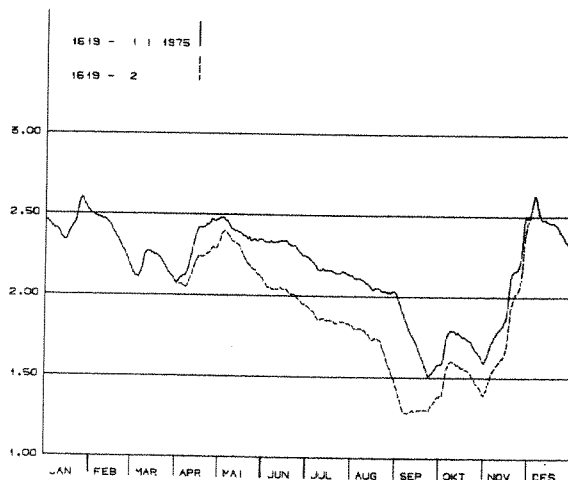
f



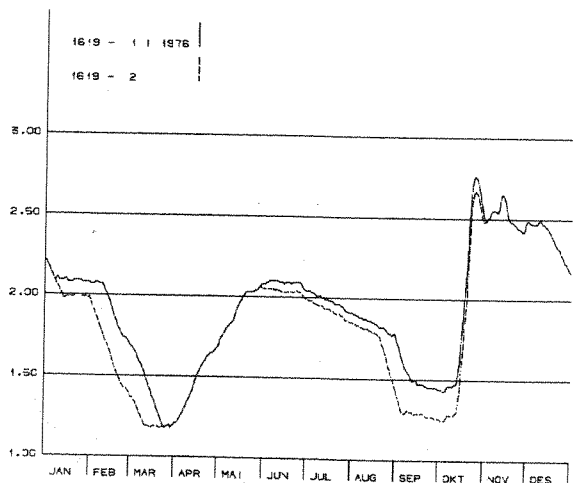
g



h

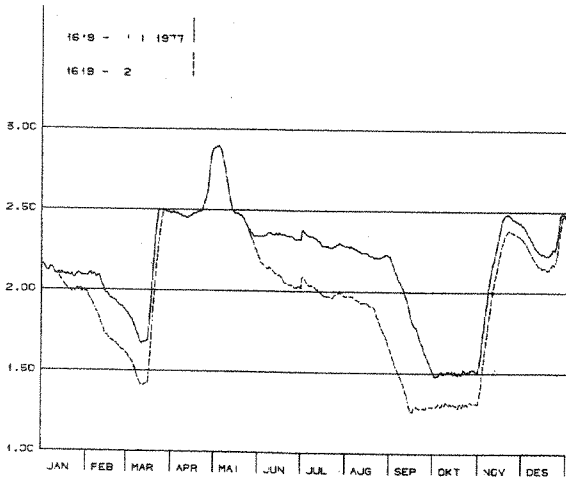


i

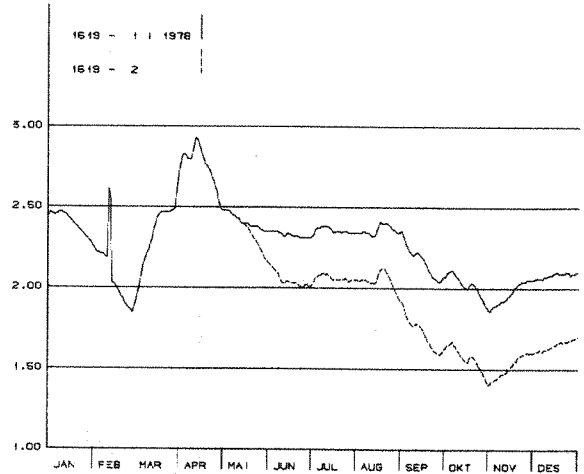


k

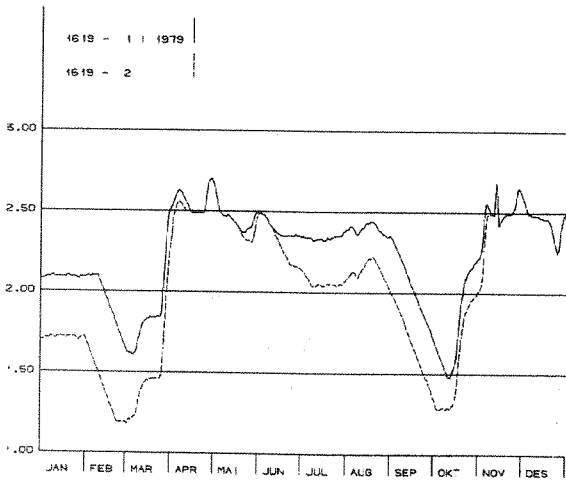
Fig. A1.(forts.) Beregnede vannstandsvekslinger for årene 1972 (f), 1973 (g), 1974 (h), 1975 (i) og 1976 (k).



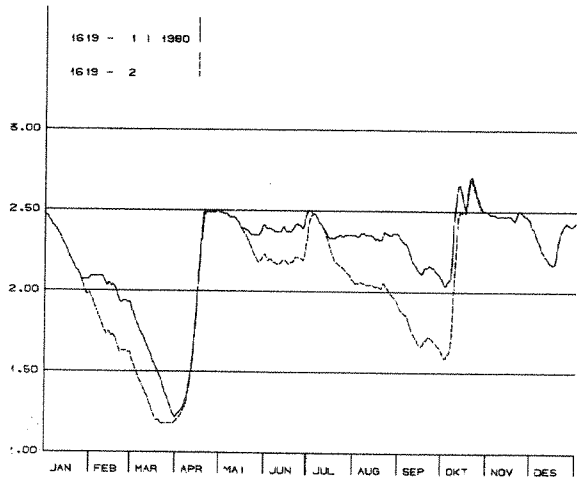
l



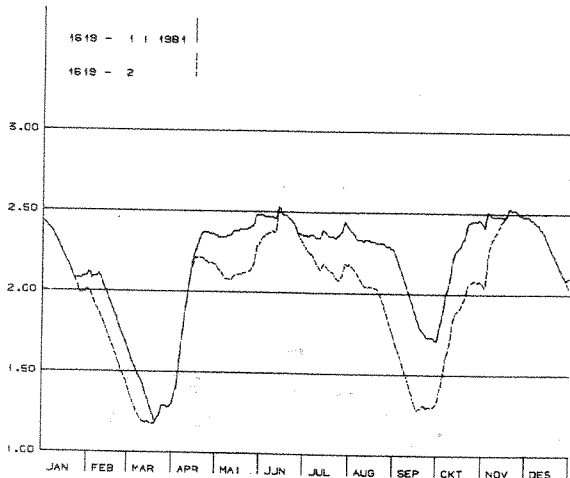
m



n



o



p

Fig. A1. (forts.) Beregnede vannstandsvekslinger for årene 1977 (l), 1978 (m), 1979 (n), 1980 (o) og 1981 (p).

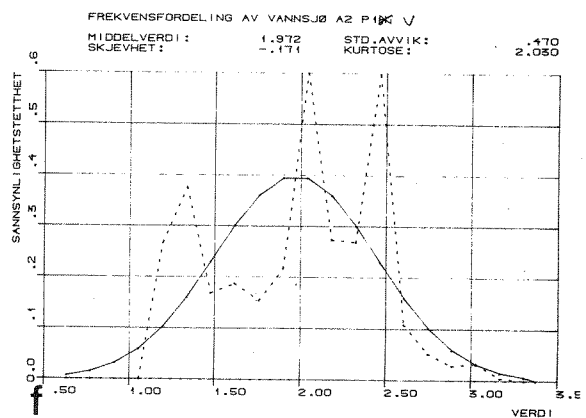
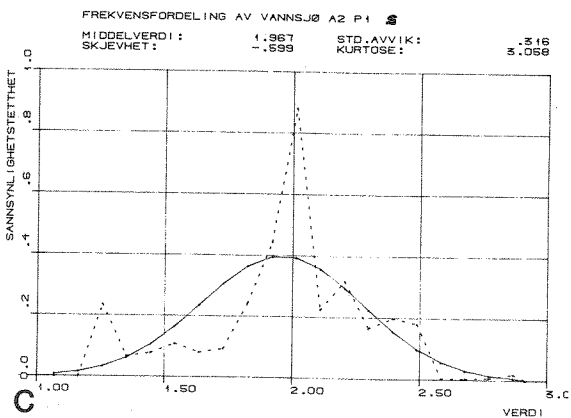
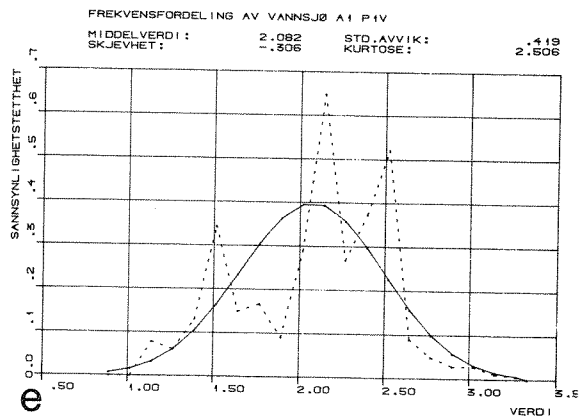
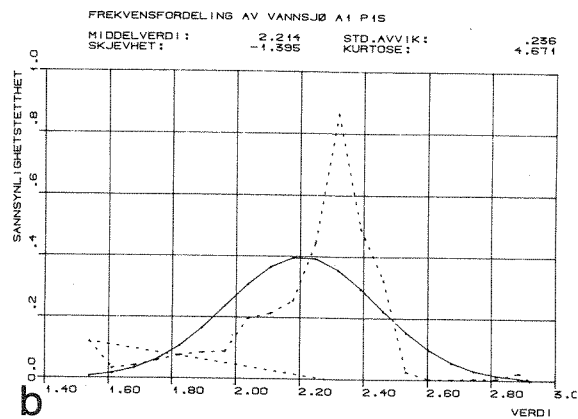
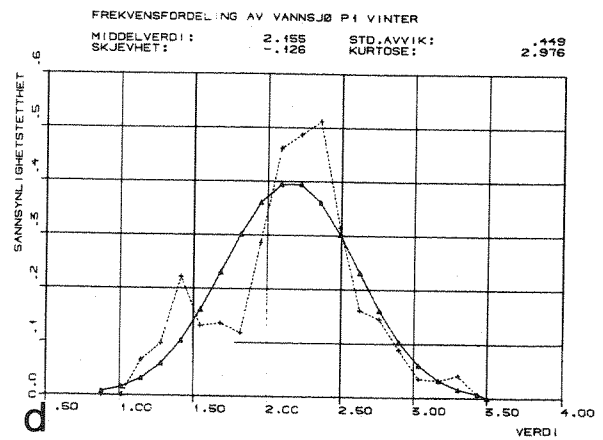
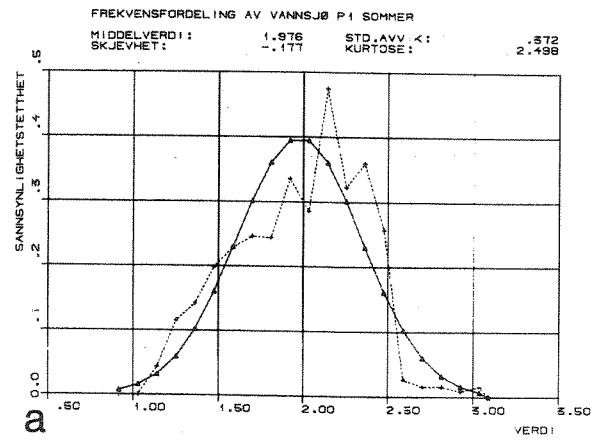


Fig. A2. Frekvensfordelingskurver for tidsrommet 1976-76 (stiplet kurve).

(a) Sommersesongen (1.5.-30.9.) 1967-76.

(b) Simulering av sommersesongen basert på Hovedstyrets reglementforslag.

(c) Samme, basert på Moss Brukseierforenings forslag.

(d) Vintersesongen (1.10.-30.4.) 1967-76.

(e) Simulering av vintersesongen, Hovedstyrets forslag.

(f) Samme, basert på Moss Brukseierforenings forslag.

X-aksen angir vertikalnivåer (i meter) på VM Rød-sund bru.

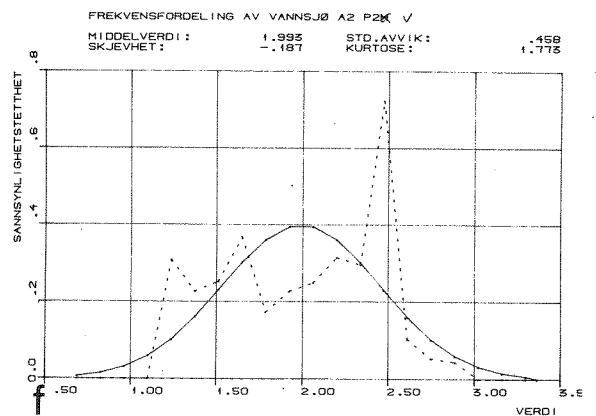
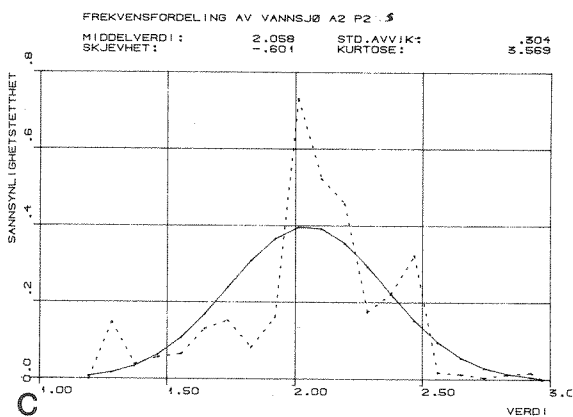
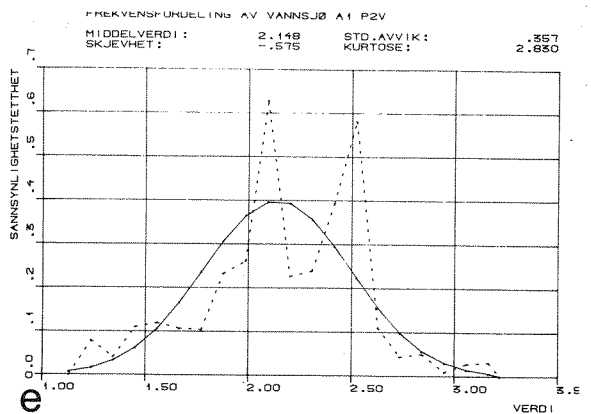
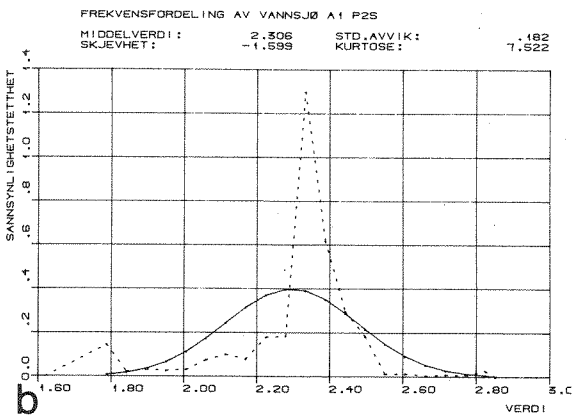
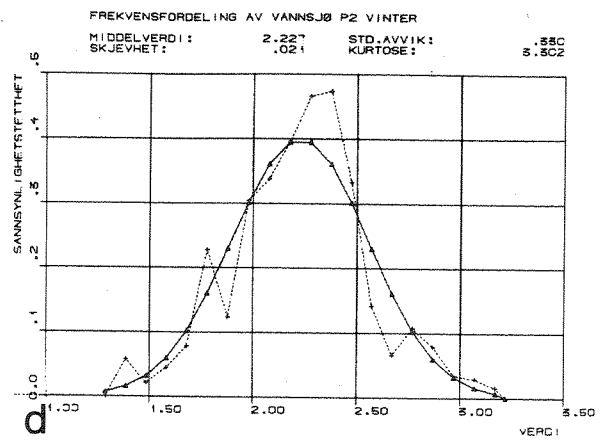
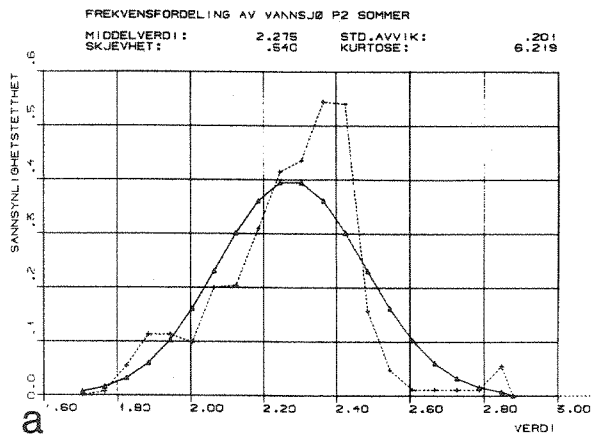
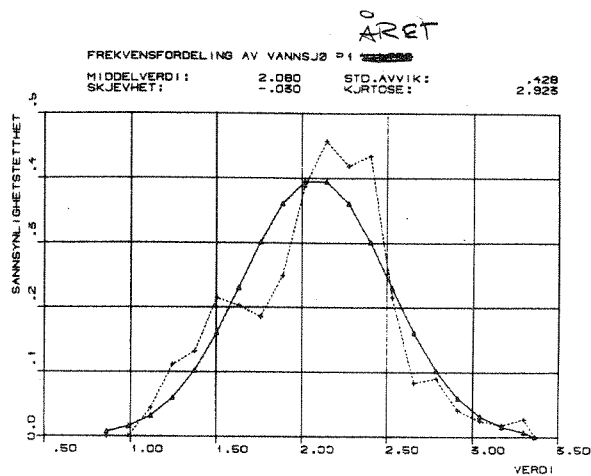


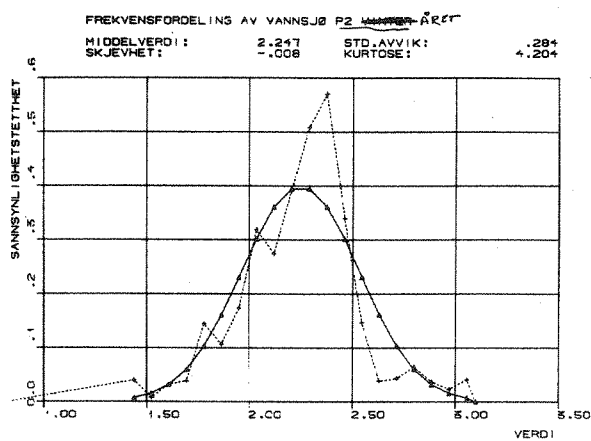
Fig. A3. Frekvensfordelingskurver for tidsrommet 1977-82 (stiplet kurve).

- (a) Sommersesongen (1.5.-30.9.) 1977-82.
 (b) Simulering av sommersesongen basert på Hovedstyrets reglementforslag.
 (c) Samme, basert på Moss Brukseierforenings forslag.
 (d) Vintersesongen (1.10.-30.4.) 1977-82.
 (e) Simulering av vintersesongen, Hovedstyrets forslag.
 (f) Samme, basert på Moss Brukseierforenings forslag.

X-aksen angir vertikalnivåer (i meter) på VM Rød-sund bru.



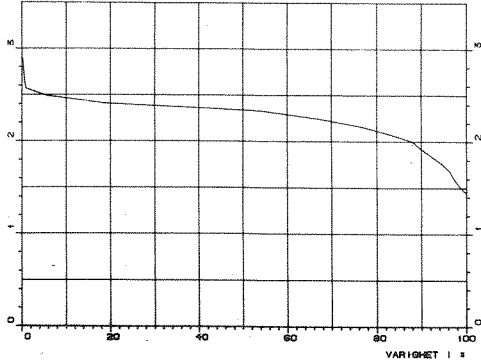
a



b

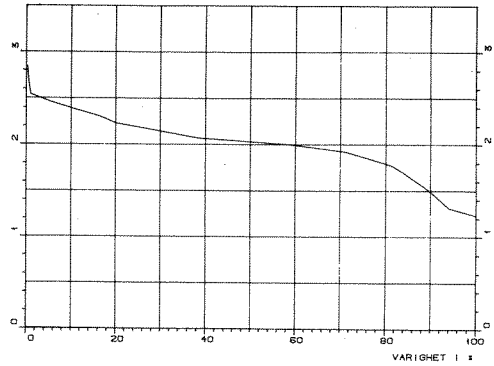
Fig. A4. Frekvensfordelingskurver (stiplet kurve) for hele året (a) 1967-76 (b) 1977-82. X-aksen angir vertikalnivåer (i meter) på VM Rødsund bru.

VNNR 1619 - 1 ÅRSNIDDEL Q= 2.16 MS/S
 VARIGHETSKURVER FOR PERIODEN 1967 - 1981
 MIDDELVERDI: 2.24 MS/S FOR INTERVALLET (6-50 g)



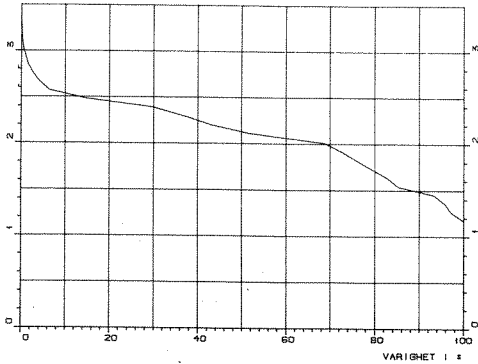
a

VNNR 1619 - 2 ÅRSNIDDEL Q= 1.99 MS/S
 VARIGHETSKURVER FOR PERIODEN 1967 - 1981
 MIDDELVERDI: 2.00 MS/S FOR INTERVALLET (6-50 g)



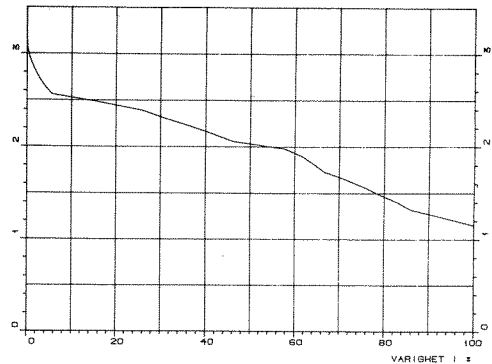
d

VNNR 1619 - 1 ÅRSNIDDEL Q= 2.16 MS/S
 VARIGHETSKURVER FOR PERIODEN 1967 - 1981
 MIDDELVERDI: 2.11 MS/S FOR INTERVALLET (110-50 g)



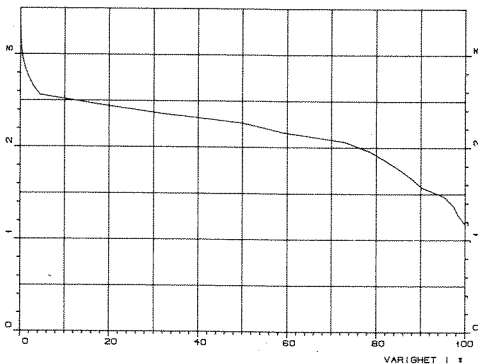
b

VNNR 1619 - 2 ÅRSNIDDEL Q= 1.99 MS/S
 VARIGHETSKURVER FOR PERIODEN 1967 - 1981
 MIDDELVERDI: 1.98 MS/S FOR INTERVALLET (110-50 g)



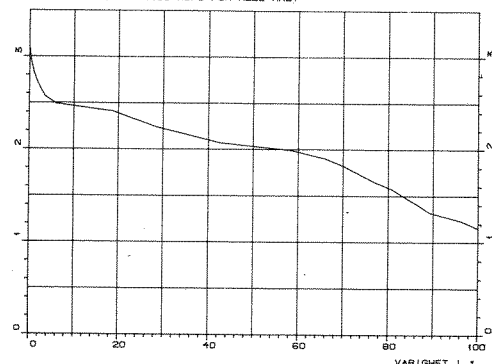
e

VNNR 1619 - 1 ÅRSNIDDEL Q= 2.16 MS/S
 VARIGHETSKURVER FOR PERIODEN 1967 - 1981
 MIDDELVERDI: 2.16 MS/S FOR HELE ÅRET



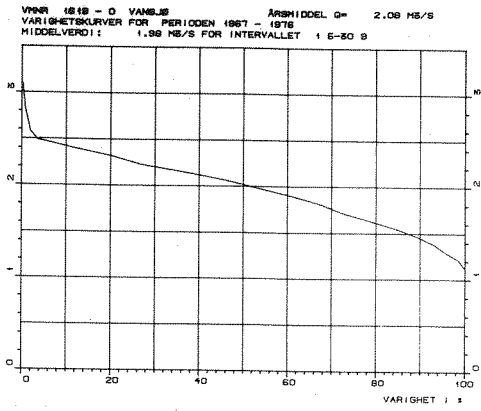
c

VNNR 1619 - 2 ÅRSNIDDEL Q= 1.99 MS/S
 VARIGHETSKURVER FOR PERIODEN 1967 - 1981
 MIDDELVERDI: 1.99 MS/S FOR HELE ÅRET

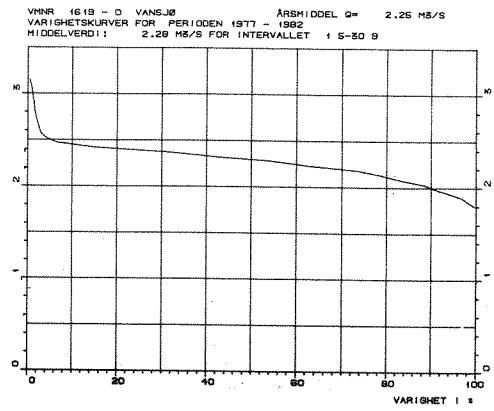


f

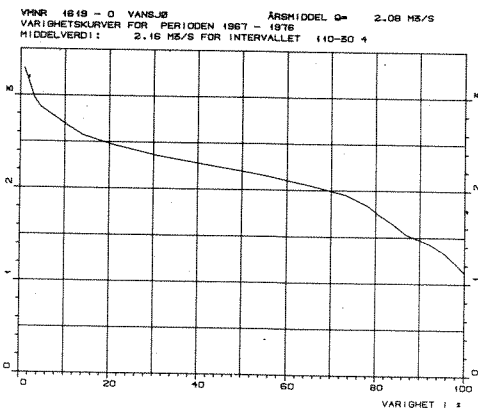
Fig. A5. Varighetskurver beregnet på grunnlag av forslagene fra Hovedstyret (a,b,c) og Moss Bruks-eierforening (d,e,f) for sommerseongen (a) og (d), vinterseongen (b) og (e) og hele året (c) og (f). Langs X-aksen varighet (i prosent), langs Y-aksen vannstand (i meter). Vannstandsdata fra 1967 til 1981 ligger til grunn for beregningene.



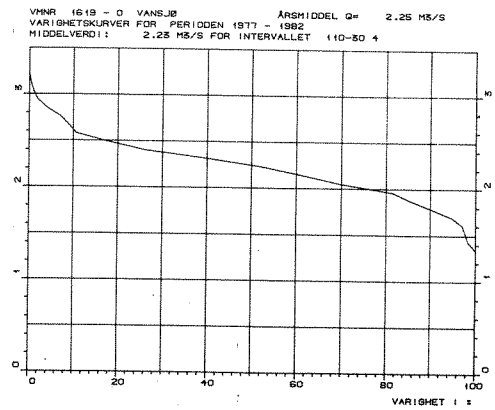
a



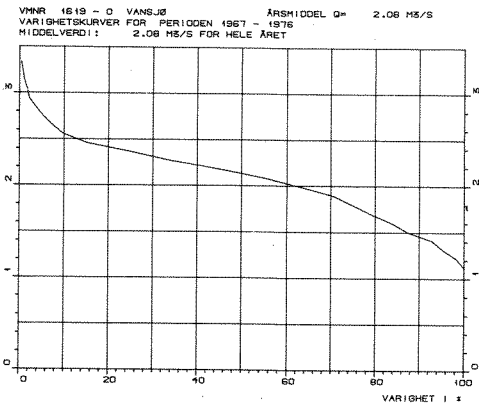
d



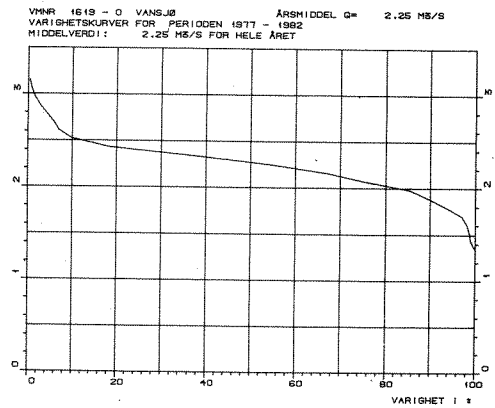
b



e



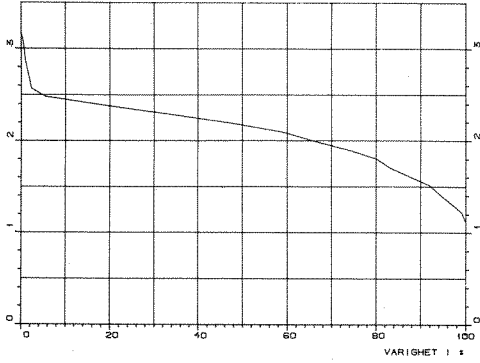
c



f

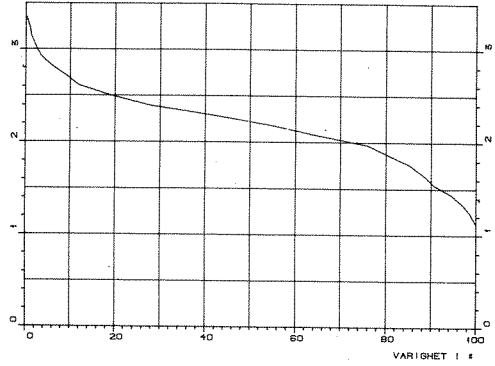
Fig. A6. Varighetskurver for de to tidsrommene 1967-76 (a,b,c) og 1977-81 (d,e,f). (a) og (d) viser sommersesongen, (b) og (e) vintersesongen og (c) og (f) viser årskurven. Langs X-aksen varighet (%), langs Y-aksen vannstand (meter).

VNDR 1619 - O VANSJØ ÅRSNIDDEL Q= 2.14 MS/S
 VARIGHETSKURVER FOR PERIODEN 1967 - 1982
 MIDDELVERDI: 2.09 MS/S FOR INTERVALLET 1 S-30 S



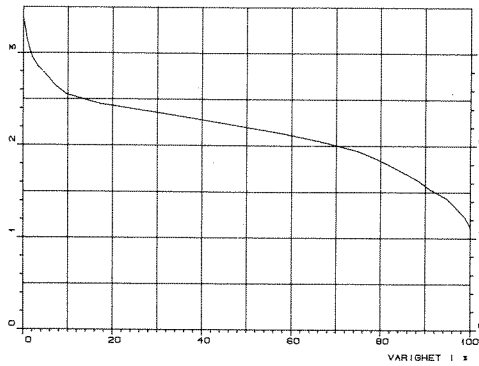
a

VNDR 1619 - O VANSJØ ÅRSNIDDEL Q= 2.14 MS/S
 VARIGHETSKURVER FOR PERIODEN 1967 - 1982
 MIDDELVERDI: 2.18 MS/S FOR INTERVALLET 110-304



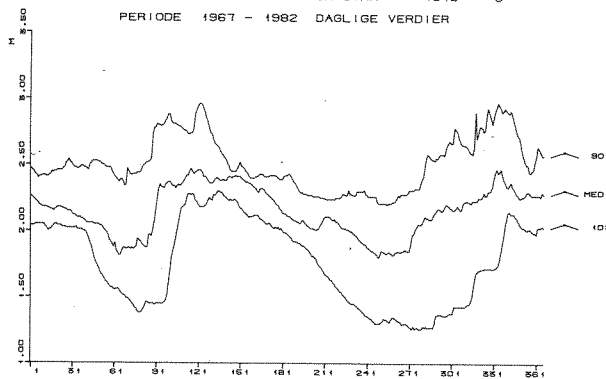
b

VNDR 1619 - O VANSJØ ÅRSNIDDEL Q= 2.14 MS/S
 VARIGHETSKURVER FOR PERIODEN 1967 - 1982
 MIDDELVERDI: 2.14 MS/S FOR HELE ÅRET



c

KARAKTERISTISKE DATA FOR STNR 1619 - O
 PERIODE 1967 - 1982 DAGLIGE VERDIER



d

Fig. A7. Varighetskurver for perioden 1967-82. (a) sommersesong, (b) vintersesong og (c) kurven for året. Langs X-aksen varighet (%), langs Y-aksen vannstand (meter). (d) viser varighetsfordeling over året. Fordelingen av 10-, 50- og 90-persentilene er framstilt på figuren.

Tab. Bl. Makrovegetasjon i vestre basseng og Sunna-området (med Kilebukta) 1978 og 1982.

ART	1978	1982
<u>Kantvegetasjon:</u>		
<i>Alopecurus geniculatus</i>		X
<i>Bidens cernua</i>	X	
<i>Bidens tripartita</i>	X	X
<i>Calamagrostis canescens</i>		X
<i>Caltha palustris</i>	X	X
<i>Cardamine pratensis</i>		X
<i>Comarum palustre</i>	X	X
<i>Epilobium palustre</i>		X
<i>Epilobium roseum</i>		X
<i>Filipendula ulmaria</i>		X
<i>Juncus filiformis</i>	X	X
<i>Lycopus europaeus</i>		X
<i>Lysimachia thyrsoiflora</i>	X	X
<i>Lysimachia vulgaris</i>		X
<i>Lythrum salicaria</i>	X	X
<i>Mentha arvensis</i>	X	X
<i>Myosotis laxa</i>	X	X
<i>Peucedanum palustre</i>		X
<i>Poa palustris</i>		X
<i>Ranunculus flammula</i>		X
<i>Ranunculus repens</i>		X
<i>Ranunculus sceleratus</i>		X
<i>Rorippa palustris</i>		X
<i>Scirpus sylvaticus</i>		X
<i>Scutellaria galericulata</i>		X
<i>Stellaria palustris</i>	X	X
<i>Veronica scutellata</i>		X
<u>Helofytter:</u>		
<i>Agrostis stolonifera</i>	X	X
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	X	X
<i>Carex acuta</i>	X	X
<i>Carex lasiocarpa</i>		X
<i>Carex nigra</i>		X
<i>Carex vesicaria</i>	X	X
<i>Cicuta virosa</i>	X	X
<i>Eleocharis palustre</i>		X
<i>Eleocharis uniglumis</i>		X
<i>Equisetum fluviatile</i>		X
<i>Galium palustre</i>		X
<i>Galium uliginosum</i>		X
<i>Glyceria fluitans</i>	X	X
<i>Glyceria maxima</i>	X	
<i>Iris pseudacorus</i>	X	X
<i>Phragmites australis</i>	X	X
<i>Polygonum amphibium</i>	X	X
<i>Schoenoplectus lacustris</i>	X	X
<i>Sparganium ramosum</i>	X	
<i>Typha</i> sp.		X
<u>Elodeider:</u>		
<i>Callitriche hamulata</i>	X	X
<i>Callitriche verna</i>	X	X
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	X	X
<i>Nitella</i> sp.		X
<i>Potamogeton alpinus</i>	X	
<i>Potamogeton berchtoldii</i>	X	
<i>Potamogeton crispus</i>	X	
<i>Potamogeton gramineus</i>	X	
<i>Potamogeton obtusifolius</i>	X	X
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	X	X
<i>Ranunculus peltatus</i>	X	X
<i>Ranunculus</i> cf. <i>trichophyllum</i>	X	
<i>Utricularia vulgaris</i>	X	X
<u>Isoetider:</u>		
<i>Alopecurus aequalis</i>	X	
<i>Elatine hexandra</i>	X	
<i>Elatine hydropiper</i>	X	X
<i>Elatine triandra</i>	X	X
<i>Eleocharis acicularis</i>	X	X
<i>Juncus bulbosus</i>	X	X
<i>Limosella aquatica</i>	X	X
<i>Littorella uniflora</i>	X	X
<i>Peplis portula</i>	X	X
<i>Ranunculus reptans</i>	X	X
<i>Subularia aquatica</i>	X	X
<u>Nymphaeider:</u>		
<i>Glyceria fluitans</i>	X	X
<i>Nuphar lutea</i>	X	X
<i>Nymphaea alba</i>		X
<i>Polygonum amphibium</i>	X	X
<i>Potamogeton natans</i>	X	X
<i>Sparganium angustifolium</i>		X
<i>Sparganium simplex</i>	X	
<u>Lemner:</u>		
<i>Lemna minor</i>	X	X
<u>Annet:</u>		
<i>Spongilla</i>		X

Tab. B2. Vertikalutbredelse (med tyngdenivåer) for en del arter i undersøkellesområdet (i meter). Negative verdier angir nivåer lavere enn medianen 1977-82 (2.27 m på VM Rødsund bru). Verdier større enn -0.14 m er beregnet ut fra en stigning i terrenget på 1.5 cm per m.

VERTIKAL- GRENSER	KVASS- STARR	SVERD- LILJE	TAKRØR	ELVE- SNELLE	SJØ- SIVAKS	FLYTEBLADS- VEGETASJON
OMRADE 1:						
øvre (absolutt)	+0.46	mangler	-0.24	-0.29	-0.59	-0.44
øvre (tyngde)	samme	-	-0.44	samme	-0.74	-0.59
nedre (tyngde)	-0.14	-	-0.79	-0.59	-1.69	-1.64
nedre (absolutt)	samme	-	samme	samme	-1.84	-1.89
OMRADE 2:						
øvre (absolutt)	+0.46	-0.08*	+0.46	-0.14	-0.19	-0.44
øvre (tyngde)	+0.16	samme	+0.01	-0.44	-0.49	-0.69
nedre (tyngde)	-0.39	-0.14*	-1.28	-1.24	-1.26	-1.34
nedre (absolutt)	-0.49	samme	-1.44	-1.39	-1.34	-1.74
OMRADE 3:						
øvre (absolutt)	+0.16	-0.06	+0.06	-0.14	-0.29	-0.54
øvre (tyngde)	-0.03	-0.14	-0.06	-0.59	-0.59	-0.69
nedre (tyngde)	-0.16	-0.59	-1.09	-1.39	-1.54	-1.64
nedre (absolutt)	-0.24	-0.69	-1.44	-1.44	-1.69	-1.79

* Usikre verdier.

Tallene angir høyder i forhold til mediavannstanden for perioden 1977-82 (2.27 m på VM Rødsund bru).

Tab. B3. En del arters utbredelse langs referanse-transektet. Beregnet utbredelse i 1982 (a), ved gjennomføring av Hovedstyrets forslag til manøvreringsreglement (b) og etter Moss Brukseierforenings forslag. De tre undersøkelsesområdene er behandlet hver for seg. Negative verdier ligger til høyre for transektets 0-punkt. Enheten er meter.

OMRÅDE, ALTERNATIV	TAKRØR		ELVESNELLE		SJØSIVAKS		FLYTEBLADSVeGETASJON		
	inner-/ytterkant		inner-/ytterkant		inner-/ytterkant		inner-/ytterkant		
1	a	-15.5	-22.5	-13.5	-18.5	-21.5	-59.0(-57.0)*	-18.5	-55.5
	b	-15.5	-23.0	-13.5	-18.5	-22.0	-60.5(-57.5)	-18.5	-56.0
	c	-20.0	-28.0	-18.0	-23.5	-27.0	-88.0(-61.0)	-23.5	-82.0(-60.5)
2	a	+ 1.0	-37.0	-15.5	-34.5	-16.5	-36.0	-20.5	-40.0
	b	+ 0.5	-37.5	-15.5	-35.5	-17.0	-36.5	-21.0	-40.0
	c	- 3.5	-49.5	-20.5	-47.0	-21.0	-48.5	-25.5	-52.0
3	a	- 4.0	-29.5	-18.5	-42.5	-18.5	-50.5	-20.5	-55.5
	b	- 4.5	-30.0	-18.5	-43.5	-18.5	-51.0	-21.0	-56.0
	c	-12.5	-39.5	-23.5	-55.0	-23.5	-70.0(-59.0)	-25.5	-82.0(-60.5)

*Tallene i parentes gjelder den stiplede delen av referansetranssektet.

Transektet har sitt 0-punkt der medianen for perioden 1977-82 skjærer profilen.

Tab. B4. En del arters horisontal-utbredelse i C 3 (oppgitt i meter). Beregnet utbredelse i 1982 (a), ved gjennomføring av Hovedstyrets forslag til manøvreringsreglement (b) og etter Moss Brukseierforenings forslag. Negative tallverdier viser forekomst utenfor strandkanten (i feltperioden).

ALTERNATIV	TAKRØR		ELVESNELLE		SJØSIVAKS		FLYTEBLADSVegetasjon	
	inner-/ytterkant		inner-/ytterkant		inner-/ytterkant		inner-/ytterkant	
MALINGER 5.8.1982	- 4.0	-10.0	mangler		-10.0	-37.0	-16.0	-27.0
BERG- a	- 5.0	-10.0	- 3.5	- 7.5	- 9.5	-37.0	- 7.5	-34.5
NEDE b	- 5.0	-10.0	- 3.5	- 8.0	- 9.5	-37.5	- 8.0	-35.0
VERDIER c	- 9.0	-15.5	- 7.5	-12.0	-14.5	-54.0*	-12.0	-46.5
					-70.5*	-94.0*		-118.5**
						-110.0**		

*Bestand ute i vannet.

**Bestandens ytterkant på motsatt bredd.

Transektets 0-punkt er skjæringspunktet land-vann i feltperioden.

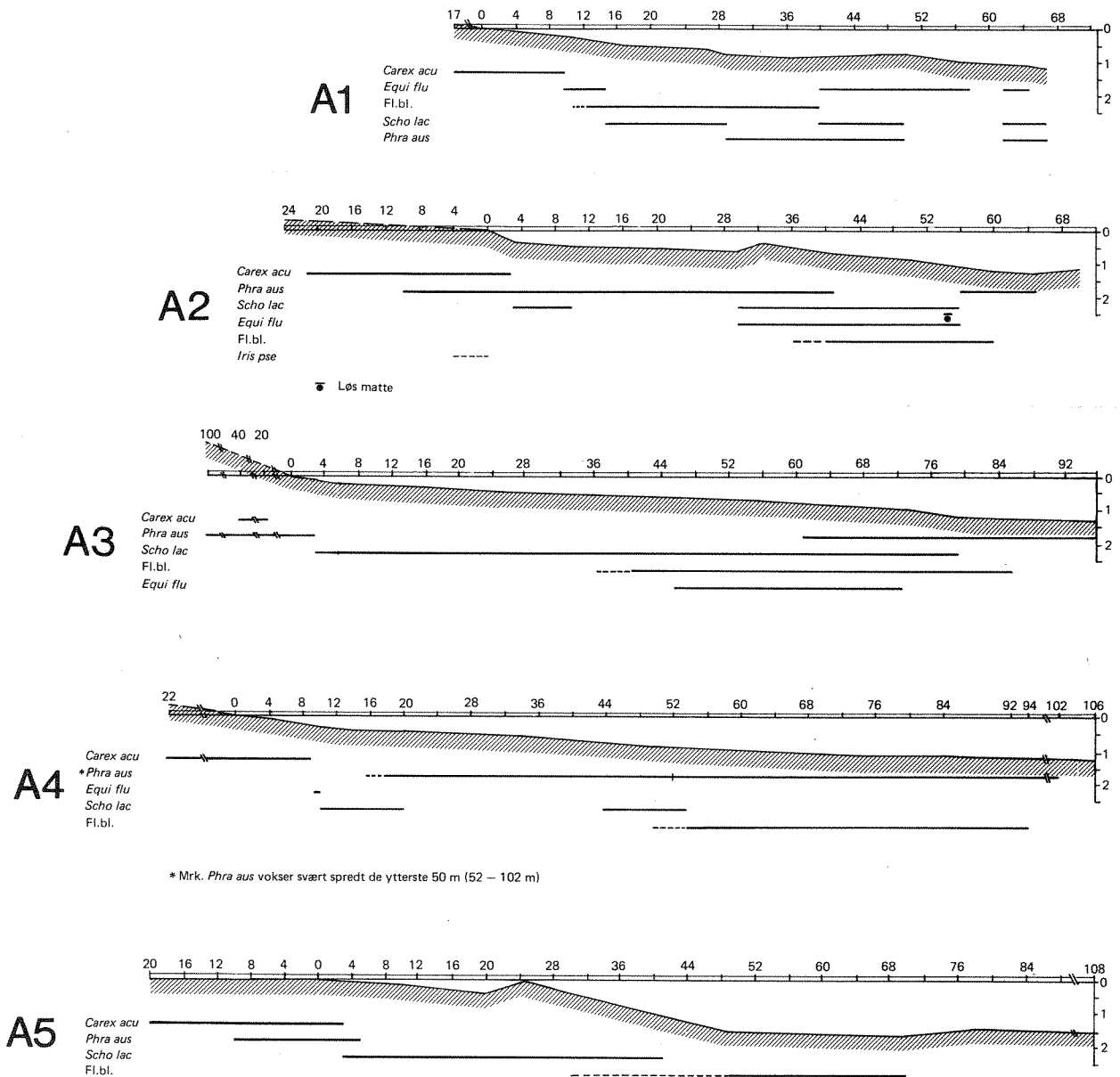


Fig. B1. Artsutbredelse i transektene (A 1 - A 5) i Fiulstadsundet. De heltrukne linjene viser utbredelsen i det området arten er bestandsdannende (spredt forekomst er ikke angitt). Usikre registreringer er stiplet. Vertikal-aksen refererer til profilen. Null-punktet angir vannstanden i feltperioden (2.13 m på VM Rødsund bru). Begge aksene har meter som enhet. Artsnavnene er forkortet, se fig. B2.

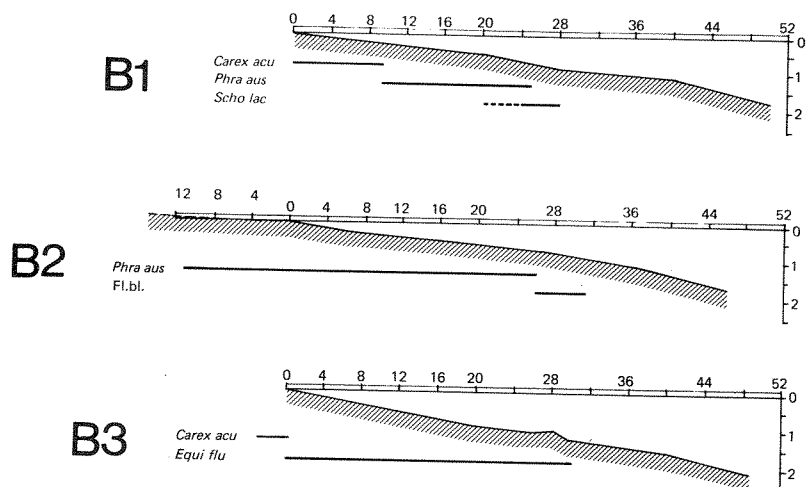


Fig. B2. Artsutbredelse i transektene (B 1 - B 3) fra Støabukta. (Se fig. B3 for nærmere forklaring.)

Artsnavnene er forkortet som følger:

Carex acu = Carex acuta, kvass-starr

Equi flu = Equisetum fluviatile, elvesnelle

Fl.bl. = flytebladsvegetasjon (flere arter)

Iris pse = Iris pseudacorus, sverdlilje

Phra aus = Phragmites australis, takrør

Scho lac = Schoenoplectus lacustris, sjøsivaks

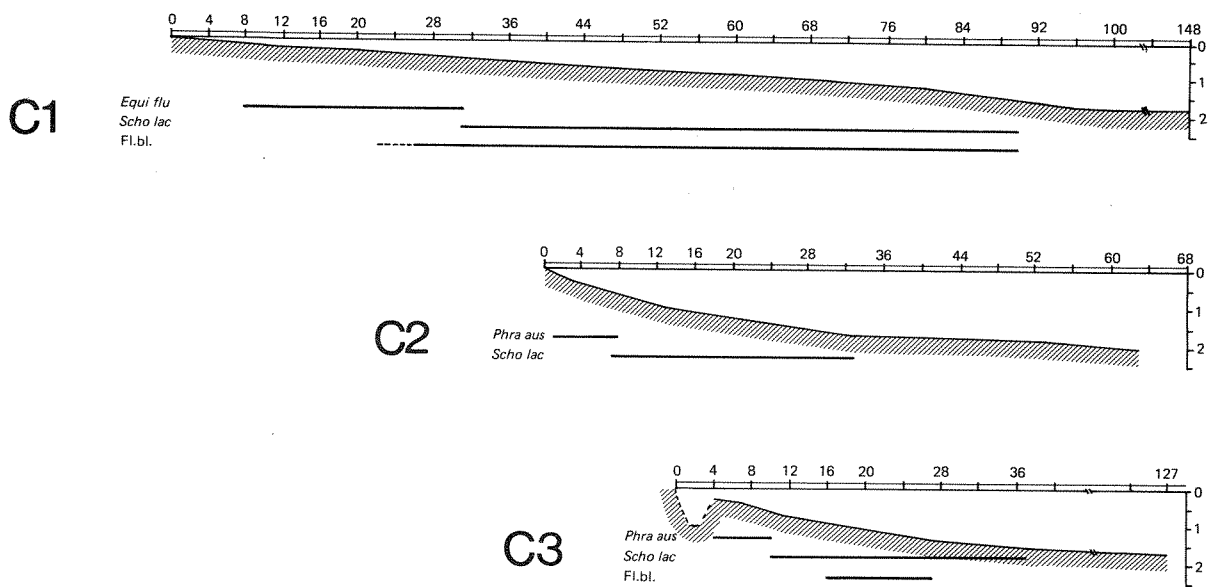


Fig. B3. Artsutbredelse i transektene (C 1 - C 3) fra Sperbundbukta. Se forgående figurtekster for nærmere forklaring.

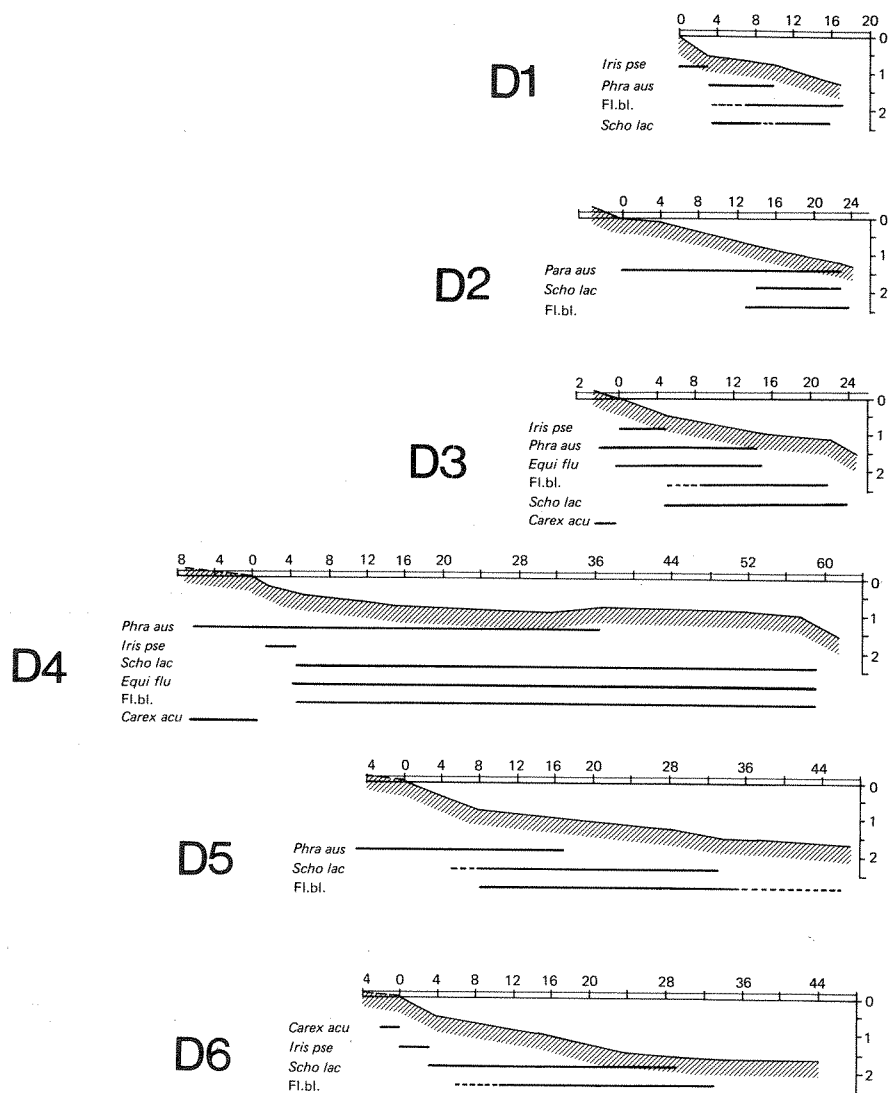


Fig. B4. Artsutbredelse i transektene (D 1 - D 6) fra området NØ for Bliksoya. Se fig. B1 og B2 for nærmere forklaring.

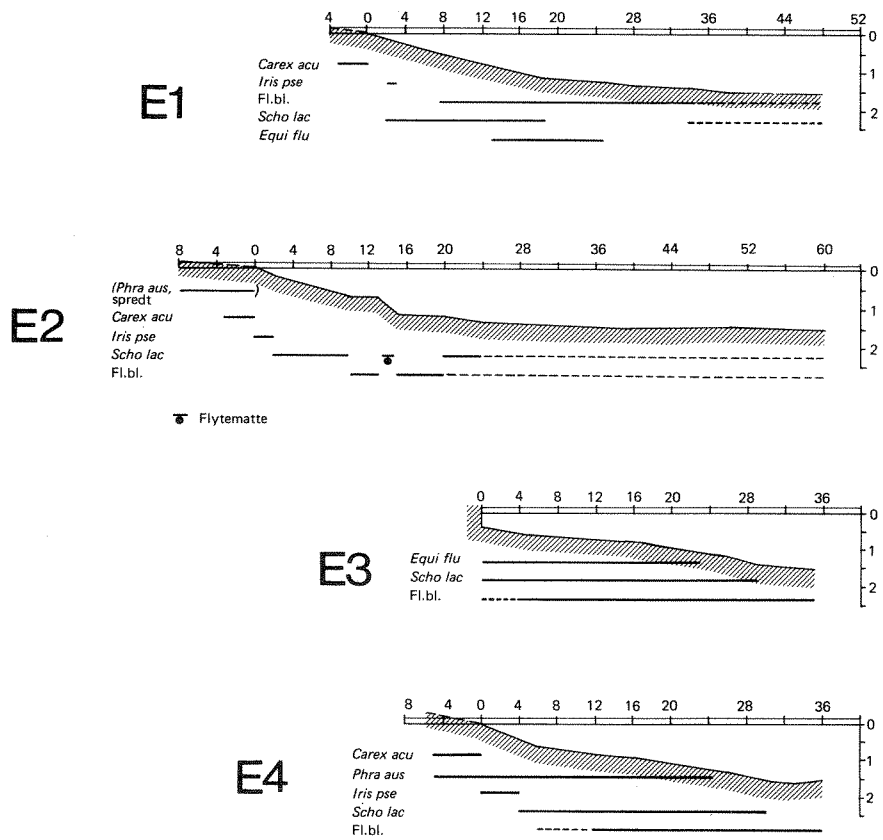


Fig. B5. Artsutbredelse i transektene (E 1 - E 4) fra Rødsengkilen. Se fig. B1 og B2 for nærmere forklaring.



Statlig program for forurensningsovervåking

Det statlige programmet omfatter overvåking av forurensningsforholdene i

**luft og nedbør
grunnvann
vassdrag og fjorder
havområder**

Overvåkingen består i langsiktige undersøkelser av de fysiske, kjemiske og biologiske forhold.

Hovedmålsettingen med overvåkingsprogrammet er å dekke myndighetenes behov for informasjon om forurensningsforholdene med sikte på best mulig forvaltning av naturressursene.

Hovedmålet spenner over en rekke delmål der overvåkingen bl.a. skal:

gi informasjon om tilstand og utvikling av forurensningssituasjonen på kort og lang sikt.

registrere virkningen av iverksatte tiltak og danne grunnlag for vurdering av nye forurensningsbegrensende tiltak.

påvise eventuell uheldig utvikling i resipienten på et tidlig tidspunkt.

over tid gi bedre kunnskaper om de enkelte vannforekomsters naturlige forhold.

Sammen med overvåkingen vil det føres kontroll med forurensende utslipp og andre aktiviteter.

For å sikre den praktiske koordineringen av overvåkingen av luft, nedbør, grunnvann, vassdrag, fjorder og havområder og for å få en helhetlig tolkning av måleresultatene er det opprettet et arbeidsutvalg.

Følgende institusjoner deltar i arbeidsutvalget:

**Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk (DVF)
Fiskeridirektoratets Havforskningsinstitutt (FHI)
Norges Geologiske Undersøkelser (NGU)
Norsk institutt for luftforskning (NILU)
Norsk institutt for vannforskning (NIVA)
Statens forurensningstilsyn (SFT)**

Overvåkingsprogrammet finansieres i hovedsak over statsbudsjettet. Statens forurensningstilsyn er ansvarlig for gjennomføring av programmet.

Resultater fra de enkelte overvåkingsprosjekter blir publisert i årlige rapporter.

Henvendelser vedrørende programmet kan i tillegg til de aktuelle institutter rettes til Statens forurensningstilsyn, Postboks 8100, Dep. Oslo 1, tlf. 02 - 22 98 10.