

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd

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

Rapportnummer: 0-82132
Undernummer:
Løpenummer: 1582
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel: VASSPEST I STEINSFJORDEN, RINGERIKE Innvirkning på vannkvalitet 1978-83 og behov for tiltak	Dato: 30.1. 1984
	Prosjektnummer: 0-82132
Forfatter(e): Bjørn Rørslett Dag Berge Arne H. Erlandsen Stein W. Johansen Pål Brettum	Faggruppe: HYDROØKOLOGI
	Geografisk område: Buskerud
	Antall sider (inkl. bilag): 52

Oppdragsgiver: Miljøverndepartementet	Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.):
--	----------------------------------

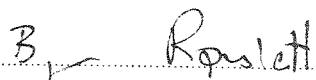
Ekstrakt:
Vannplanten *Elodea canadensis*, på norsk kjent som vasspest, har i løpet av få år (1978-83) etablert enorme bestander i Steinsfjorden på Ringerike. Forekomstene skaper en rekke problemer mht. bruk av innsjøen, f.eks. fiske, bading, båtsport, etc. Vasspesten tar det aller meste av fosforet den trenger fra sedimentet (bunnslammet). Deler av dette fosforet frigjøres til vannet når bestandene dør, og kommer planteplanktonet til gode. Vasspesten ser derfor ut til å kunne bidra med betydelig indre gjødsling som på sikt kan drive Steinsfjorden inn i en uheldig eutrofieringsfase. Ved å høste plantene vil man for det første kunne bli kvitt plantene på de mest generende stedene, men også samtidig fjerne så mye fosfor (bundet i vasspestbiomassen) at faren for uheldig eutrofiering vil reduseres.

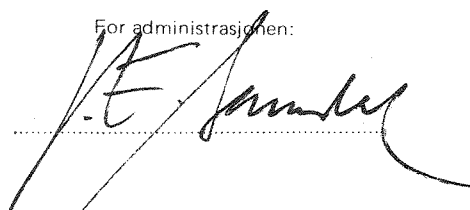
4 emneord, norske:
1. Gjengroing
2. Vasspest (<i>Elodea canadensis</i>)
3. Innvirkning på vannkvalitet
4. Behov for tiltak
Steinsfjorden 1978-1983.

4 emneord, engelske:
1. Aquatic weed
2. <i>Elodea canadensis</i>
3. Effect on water quality
4. Need for control measures
Lake Steinsfjord, SE-Norway

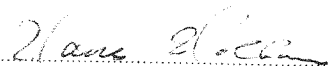
Prosjektleder:

For administrasjonen:





Divisjonssjef:



ISBN 82-577-0733-3

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Oslo

0-82132

VASSPEST I STEINSFJORDEN, RINGERIKE

Innvirkning på vannkvalitet 1978-83 og behov for tiltak

30. januar 1984

Saksbehandler: Bjørn Rørslett

Medarbeidere: Dag Berge

Arne H. Erlandsen

Stein W. Johansen (UiO)

Pål Brettum

Steinar Sanni (UiO)

For administrasjonen:

J.E. Samdal

Lars N. Overrein

INNHOOLD SFORTEGNELSE

<u>Seksjon</u>	<u>Side</u>
SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER	1
1. INNLEDNING	5
1.1. Bakgrunn for undersøkelsen	5
1.2. Prosjektgjennomføring	6
2. VASSPEST : EGENSKAPER OG SPREDNINGSHISTORIE	7
2.1. Om planten	7
2.2. Spredningshistorie	7
3. VASSPEST I STEINSEFJORD	9
3.1. Innvandring- og spredningsforløp	9
3.2. Vasspestens kvalitative og kvantitative utbredelse i Steinsfjord	12
3.2.1. Tidsutvikling av begrodde områder	12
3.2.2. Dybdefordeling	13
3.2.3. Kolonistruktur, veksthastighet og biomasse	14
3.2.4. Næringsopptak og dynamikk basert på feltdata	16
4. STEINSEFJORDENS FRIE VANNMASSER	18
4.1. Fysiske forhold	18
4.1.1. Siktedyp	18
4.1.2. Lysklime under vann 1981-83	19
4.2. Vannkjemi	21
4.2.1. pH	21
4.2.2. Oksygen	22
4.2.3. Fosfor	25
4.3. Planteplankton	26
4.3.1. Primærproduksjon	26
4.3.2. Klorofyll a	27
4.3.3. Algevolum og artssammensetning	29

<u>Seksjon</u>	<u>Side</u>
5. EKSPERIMENTELLE UNDERSØKELSER	40
5.1. Kolbeforsøk uten sediment	40
5.2. Vekstforsøk med sediment	42
5.2.1. Karforsøk	42
5.2.2. Sylinderforsøk	43
5.3. Fosforlekkasje-forsøk	45
5.3.1. Bakgrunn og innledende forsøk	45
5.3.2. Tre-kammer forsøk	45
5.4. Nedbrytningsforsøk	48
6. DISKUSJON	49
7. LITTERATUR	51

SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

Norsk institutt for vannforskning (NIVA) har undersøkt sambandet mellom vasspest (Elodea canadensis Michx.) og vannkvalitet i Steinsfjorden på Ringerike. Miljøverndepartementet har sammen med SFT, NINF og NIVA finansiert undersøkelsen.

Formålet med NIVAs undersøkelse er flersidig, og sikter å svare på to adskilte problemstillinger:

- a) Vasspestens betydning for en indre gjødsling av Steinsfjorden. I denne sammenheng står plantens rolle for omsetning av fosfor sentralt.
- b) Tiltak for å redusere omfanget av vasspest-overgrodde arealer i Steinsfjorden.

Den foreliggende rapporten vil konsentrere seg om pkt. (a), siden eventuelle tiltak blir en følge av faren for indre gjødsling.

Data om Steinsfjorden er samlet inn for åra 1978-1983. Feltstudier av vasspestens utbredelse og mengdemessige fordeling er foretatt i 1979-1983. Eksperimentelle undersøkelser av plantens vekst og næringsopptak ble foretatt i 1983.

Resultatene er dokumentert i fem fagkapitler, med en sammenfattende diskusjon. Disse kapitlene kan leses særskilt, og det henvises til dette stoffet dersom man ønsker detaljerte opplysninger. Som et mer "populært" sammendrag av den foreliggende rapporten, har vi laget en situasjonsbeskrivelse av Steinsfjorden og en prognose for 1984, sammen med hovedkonklusjoner (side 2 til 4).

VASSPEST-SITUASJON 1983

I følge NIVAs beregninger har vasspest-dekket areal økt fra nær null (1977-78) til 3.8km^2 i 1983. Biomassen utgjorde 1983 vel 1200 tonn på tørrvektbasis i Steinsfjorden. Som friskvekt er dette omlag 12000 tonn plantemateriale ! Størst økning i såvel biomasse som koloniserte arealer var fra 1980 til 1981.

Biomassen (plantemengde pr. arealenhet, målt som askefri tørrvekt) varierte 1983 fra $<1\text{g m}^{-2}$ til over 1100g m^{-2} i de tettest bevokste områdene. Gjennomsnittlig biomasse over alle koloniserte områder lå omkring 350g m^{-2} . Dette er svært høye verdier både i norsk og internasjonal målestokk, noe som klart viser at vasspesten har nær optimale vekstvilkår i Steinsfjorden.

Steinsfjorden har en fri vannoverflate på 13.9km^2 . Vasspest forekommer over 26% av innsjøens areal, og dekker nå 76% av bunnarealene med dyp mindre enn 6m. Massebestandene dekker alene over 40% av bunnen i det samme dybdeintervallet.

Høsten 1983 hadde vasspest-koloniene lagret anslagsvis 5-6 tonn P, hvorav det meste (nær 100%) er tatt opp fra sedimentene. Indre gjødsling av innsjøen skjer ved utlekking av P fra levende planter, og frigjøring av P fra døde planter. Størrelsesorden av indre gjødsling er 10-50% av årlig ekstern tilførsel. Imidlertid vil en betydelig del av det mobiliserte P gå til sedimentene og "inaktiveres" for annen biologisk produksjon.

PROGNOSE FOR 1984

Etter en "dårlig" vekststart i 1983, grunnet ekstrem vårflom, tok vasspest-koloniene seg kraftig opp mot høsten. Det er nå svært store mengder av planten som vil overvintre og vokse videre i 1984. Biomassen totalt i Steinsfjorden vil antakelig stige også i 1984.

Vi forventer at vasspesten ekspanderer til et maksimalt største kolonisert areal i 1984, men dette vil ikke bli særlig større enn i 1983. Samlet overgrodd areal i 1984 kan bli 3.9km^2 . På enkelte lokaliteter, f.eks. i Viksvik, venter vi at vasspesten igjen vil danne massebestand i overflaten, slik tilfelle var i 1982.

KONKLUSJONERVasspest-mengde i Steinsfjorden

Vasspest koloniserer 3.8 km^2 i dybdeintervallet 0-6m, eller 76% av bunnarealet i dette området. Gjennomsnittsbiomasse er 350 g m^{-2} som tørrvekt, eller omkring 1200 tonn i hele innsjøen. Samlet våtvekt er i størrelsesorden 12000 tonn planter. Det er anslagsvis 5-6 tonn P lagret i biomassen.

Vannkvalitet i Steinsfjorden

Steinsfjorden er i en ustabil situasjon. Det er hurtige vekslinger i vannkvalitet og planktonsamfunnene, spesielt etter at vasspesten etablerte seg. I åra 1978-79 og 1982 var innsjøens vannmasser eutrofe, mens 1983-situasjonen var preget av mer mesotrofe forhold. Dypvannets oksygen-metning viser en synkende tendens, noe som klart bekrefter at innsjøen er blitt mer produktiv enn den var før 1970. Total-fosfor økte 1981-83 med omlag 1 mg P m^{-3} pr. år, eller en relativ økning på 25-30%. pH er steget omkring 0.5 pH-enheter til rundt 8.5, grunnet økt primærproduksjon. Siktedypet var sterkt redusert i 1982, men økte til mer normal verdi i 1983.

Vasspestens innflytelse på vannkvalitet

Vasspest tar opp nær 100% av sitt fosfor direkte fra sedimentet. Under aktiv vekst kan noe av dette fosforet lekke ut i vannmassene. Det er for lite næringssalter i Steinsfjordens vannmasser til å underholde vekst, dersom plantene ikke kan slå rot. Ved laboratorie-betingelser var fluks av sediment-P inn i vasspest-biomassen omkring 40 ug P g^{-1} tørrvekt d^{-1} . Under samme vilkår var netto fluks av P fra vasspest til vannfasen omkring 0.4 ug P g^{-1} tørrvekt d^{-1} , eller ca. 1% av sediment-P fluks.

Vi antar at vasspest alene står for den observerte P-økning i Steinsfjorden. Nedbrytning av døde planter synes å skje hurtig, og store deler av biomasse-bundet P tilføres sedimentet på voksestedet. En betydelig andel, muligens ca. 30%, vil imidlertid komme ut i vannmassene. På sikt kan dette gi en stor indre gjødsling av Steinsfjorden. Vi kan ikke nå gi noe sikkert anslag på størrelsen av denne belastningen, siden det har vist seg vanskelig å få et sikkert P-budsjett for innsjøen. På årsbasis kan det dreie seg om flere hundre kg P.

Tiltak 1984: høsting

Våre resultater så langt tilsier at

- Høsting av vasspest kan ha en positiv virkning på vannkvaliteten i Steinsfjorden.
- Vi kan ikke med sikkerhet si om effekten i vannmassene vil være stor nok til å rettferdiggjøre kostnadene ved et slikt inngrep. Denne vurderingen er basert på økologiske kriterier, ikke på bruksmessige og praktiske ulemper. Det antas videre at høsting i hele innsjøen vil koste et flertalls millioner kr.

Vi vet heller ikke nok om sidevirkningene ved høstingen. Derfor bør høsting av vasspest bare prøves ut på områder hvor planten er til sjenanse for almenhetens bruk av innsjøen. Viksvik peker seg ut som det mest aktuelle området. I alt er det ønskelig å høste planter over ca. 0.3km². Høsting vil gi praktisk erfaring med arbeidsmengde og kostnader, dessuten vise hvor stor tilveksten er innenfor høstede områder.

Samtidig med høsting må det gjennomføres et fysisk-kjemisk måleprogram innenfor de høstede feltene, slik at de økologiske konsekvensene av inngrepet kan dokumenteres. Uten et slikt måleprogram er prøvehøsting helt bortkastet.

Forskning på vasspest 1984

Det bør satses på forsøk med dyrking av planten i selve Steinsfjorden under kontrollerbare betingelser, f.eks. i mindre innhegninger. Her bør plantens innvirkning på fosfor-omsetning studeres. Parallelt med feltforsøk bør man ha en lab.virksomhet som belyser vekstrespons på andre faktorer enn P alene. Måleprogrammet på hovedstasjonen midtfjords må føres videre, og innsjøens trofigrad overvåkes nøye.

Kostnader ved tiltak og forskning i 1984

På det nåværende tidspunkt kan kostnader 1984 bare gis som rammetall. Noe detaljert program er heller ikke utarbeidet. Vi anslår kostnadene total til ca. 900.000,- kr., fordelt som følger

- Måleprogram på hovedstasjon midtfjords: ca. 150-200.000,- kr. (SFT).
- Forskningsdel (felt- og lab.studier): ca. 450.000,- kr. (NIVA interne forskn.midler ca. 100.000,- kr. , NINF ca. 200.000,- kr., MD ca. 150.000,- kr.).
- Utrekning om metoder for prøvehøsting: ca. 50.000,- kr. (MD).
- Prøvehøsting og praktiske tiltak : ca. 200.000,- kr. (?).

1. INNLEDNING

1.1. Bakgrunn for undersøkelsen

I samband med NIVAs programforslag for Tyrifjord-undersøkelsen i 1977 ble faren for vasspest-etablering i Steinsfjorden påpekt. På dette tidspunktet var vasspest observert på én lokalitet i Tyrifjorden, i Onsakervika ved Storelvas utløp (RØRSLETT 1977). NIVA foreslo at en eventuell spredning av vasspest i Tyrifjorden og Steinsfjorden burde undersøkes i samband med Tyrifjord-prosjektet. Dette aspektet ble så innarbeidet i programmet for undersøkelse av makrovegetasjonen i de to innsjøene.

Almenhetens oppmerksomhet ble rettet mot vasspest-problemet sommeren 1979. På dette tidspunktet var det begynnende masseforekomster av vasspest to steder i Steinsfjorden, ved Vik og nordøst for Sundvollen.

Høsten 1979 ble vasspest-problemet tatt opp i Tyrifjord-utvalgets faggruppe. Det ble laget en beskrivelse av problemet med ønske om å sette i gang en teoretisk "i verste fall"-analyse av vasspest-problemet i Tyrifjord og Steinsfjord, som så ble oversendt Tyrifjord-utvalget.

Våren 1980 bevilget Tyrifjord-utvalget midler til denne teoretiske utredningen, og til en skisse for et undersøkelsesprogram som faggruppen mente burde gjennomføres i samband med problemet. På dette tidspunktet ble det også tatt kontakt med MD og SFT.

Den teoretiske utredningen (BERGE & RØRSLETT 1980) forelå høsten 1980, og konkluderte med at vasspesten kunne forårsake en indre gjødsling av Steinsfjorden. Det ble også sannsynliggjort at omfanget av den indre gjødslingen kunne komme opp på et nivå som betød en forverring av vannkvaliteten i Steinsfjorden. Nødvendige undersøkelser i 1981 ble kostnadsberegnet til kr. 130.000 - 170.000 (to alternativer). Tyrifjord-utvalget tok kontakt med SFT som så bevilget midler til de skisserte undersøkelsene i innsjøens sentrale deler. Samtidig bevilget NIVA forskningsmidler til å følge med vasspestens videre etablering i Steinsfjorden.

I løpet av 1980-81 spredte vasspesten seg hurtig i Steinsfjorden, og bestandene fikk et slikt omfang at man på lokalt hold ble alvorlig bekymret over utviklingen. Tallrike avisartikler redegjorde for praktiske vansker som vasspest-etableringen skapte for fritidsinteresser i fjorden. NIVA begynte det limnologiske måleprogrammet våren 1981, og foretok en kartlegging av vasspestens utbredelse i innsjøen.

Våren 1982 satte MD i gang en informasjonskampanje med sikte på å opplyse almenheten om faren for spredning av vasspest inn i nye vassdrag. Vasspest-problemet i Steinsfjorden nådde 1982 et slikt omfang at det ble et politisk press mot sentrale myndigheter om tiltak for å fjerne den uønskede planten. MD holdt et møte høsten 1982 med representanter fra en rekke sentrale vannfaglige institusjoner og berørte kommuner, hvor mulige tiltak ble diskutert. NIVA presenterte en foreløpig analyse av vasspestens konsekvenser for vannkvaliteten i Steinsfjorden på dette møtet, og antydte at mekanisk høsting pekte seg ut som en realistisk løsning på problemet. Det var imidlertid klart at videre undersøkelser var påkrevet, med en betydelig forsknings- og utrednings-innsats for et slikt arbeid ble satt i gang. Bl.a. mente

NIVA at vasspestens innvirkning på fosfor-omsetningen i Steinsfjorden var uklar og dermed kunne man vanskelig vurdere effekten av en eventuell høsting på vannkvaliteten i Steinsfjorden. NIVA ble så bedt om å lage et programforslag for undersøkelser i 1983 av MD; dette forslaget forelå desember 1982 og midler til undersøkelsen ble bevilget våren 1983.

1.2. Prosjektgjennomføring

NIVAs undersøkelse i Steinsfjorden 1983 har i store trekk fulgt programforslaget av des. 1982, med hovedvekt på fysisk/kjemiske og biologiske undersøkelser i Steinsfjorden og eksperimentelle studier i klimarom. Eldre data som kan belyse vannkvaliteten i fjorden er bearbeidet for å gi holdepunkter om innsjøens tidsutvikling.

Administrativt har prosjektet bestått av fire enkeltprosjekter med finansiering fra henholdsvis MD, SFT, NINF og NIVA innen en totalramme på drøyt kr. 890.000.

Ved gjennomføringen av prosjektet har følgende personer bidratt :

Bjørn Rørslett (NIVA) har vært prosjektleder med ansvar for sammenstilling og redigering av den foreliggende rapporten. Han har også gjennomført målingene av vasspestens kvalitative og kvantitative forekomst i Steinsfjorden, og bearbeidet data om lysklima og hydrologi. Dag Berge (NIVA) har ledet de limnologiske undersøkelsene i Steinsfjorden, og sammenstilt NIVAs data og eldre tilgjengelige data på dette området. Arne Erlandsen (NIVA) og Stein W. Johansen (Uio) har stått for de eksperimentelle undersøkelsene av vasspestens næringskrav, fosforopptak og nedbrytning. Steinar Sanni (Uio) har eksperimentelt undersøkt pH-betinget fosforlekkasje fra Steinsfjord-sedimenter. Dykking i samband med feltarbeidet er utført av Norman W. Green (NIVA), Knut Kvalvågnes (NIVA) og Stig Hvoslef (Uio). Analyser av planteplankton er gjort av Pål Brettum (NIVA), som også har sammenfattet resultatene. Marit Mjelde (NIVA) har assistert ved fototolkning og databearbeiding.

Kontaktgruppen for undersøkelsen har bestått av Odd K. Skogheim (DVF/As), Tor Brustugun (MD), Tor Johannessen (SFT) og Jan Riise (Buskerud fylkeskommune).

2. VASSPEST : EGENSKAPER OG SPREDNINGSHISTORIE

2.1. Om planten

Vasspest (*Elodea canadensis* Michx., fam. Hydrocharitaceae) er en fler-årig undervannsplante, som egentlig er hjemmehørende i Nord-Amerika (nordlige deler av USA og Kanada, ST.JOHN 1964). I løpet av de siste 150 år er planten spredt til nye verdensdeler, bl.a. Europa og Australia (SCULTHORPE 1967). Denne spredningen er skjedd direkte eller indirekte ved mennesket. Vasspest er en sårbar plante med adskilte hun- og hanplanter, og i Europa er det nesten utelukkende kjent hunplanter. All formering i de nye etableringsområdene skjer derfor rent vegetativt.

Vasspest har lange, skjøre undervannsstengler som greiner seg rikt dersom planten kommer opp til vannoverflaten. Stenglene bryr seg lett av ved bølgeaktivitet, båttrafikk m.v. Selv små deler av en stengel kan slå rot og gi opphav til nye kolonier. Senhøstes og om vinteren dannes spesielle vinterskudd (turioner) ved basis av stenglene. Vinterskuddene består av korte, omdannede sideskudd som er fylt med opplagsnæring. De bryr seg svært lett av og sprer planten effektivt.

Innenfor et vassdragssystem (elv, innsjø) er strøm og bølgeaktivitet viktige for spredningen av vasspest. For nye vassdrag ser det ut til at (u)frivillig spredning med menneskelig hjelp er viktig. Dette skjer f.eks. ved flytting av båter, fiskeredskap o.l.

2.2. Spredningshistorie

Planten kom til Europa tidlig i forrige århundre, ca. 1840 til de britiske øyer og spredte seg senere hurtig nord- og østover i Europa. Vasspest ble første gang registrert i Norge omkring 1925. Den første sikre norske lokaliteten var Østensjøvatnet ved Oslo, der planten stadig forekommer. Vi vet at vasspest ble innplantet i denne innsjøen.

Den norske utbredelsen av vasspest er konsentrert i Østlandsområdet (fig. 2.1). Vi kan skille ut tre hovedområder med ulik spredningshistorie:

- a) Oslo-Bærum, med spredning fra den opprinnelige forekomsten i Østensjøvatnet (ca. 15 lokaliteter etter 1925, de fleste etter 1965).
- b) Hadeland og Drammensvassdraget (Randsfjord, Tyrifjord og Steinsfjord). Utgangspunktet for spredning i dette området var Jarenavatn ved Gran på Hadeland, hvor planten kom inn på 1950-tallet (RØRSLETT 1977). I alt 60-70 lokaliteter, de aller fleste stammer fra tidlig i 1970-åra eller senere.
- c) Nitelv-vassdraget, med spredning nedstrøms fra Harestuvatnet. Forekomsten i Harestuvatn stammer fra slutten av 1970-åra. Vasspest finnes ned til Lillestrøm (ca. 10 lokaliteter).

I tillegg finnes det tre mindre områder med vasspest utenom hovedområdene. Det er gjort et funn ved Sarpsborg (1939), hvor planten senere har gått ut (gjenfylling av dam?). I nedre Telemark (Norsjø) og tilgrensende del av Vestfold (Brunlanes) er det to lokaliteter med et mulig samband. Begge funn er gjort nær steder med båttrafikk (marina o.l.). Et funn i Aust-Agder (Evje) faller helt utenfor det kjente spredningsmønsteret, og mye tyder på en bevisst innplantering her (BLOMDAL & EGERHEI 1983).

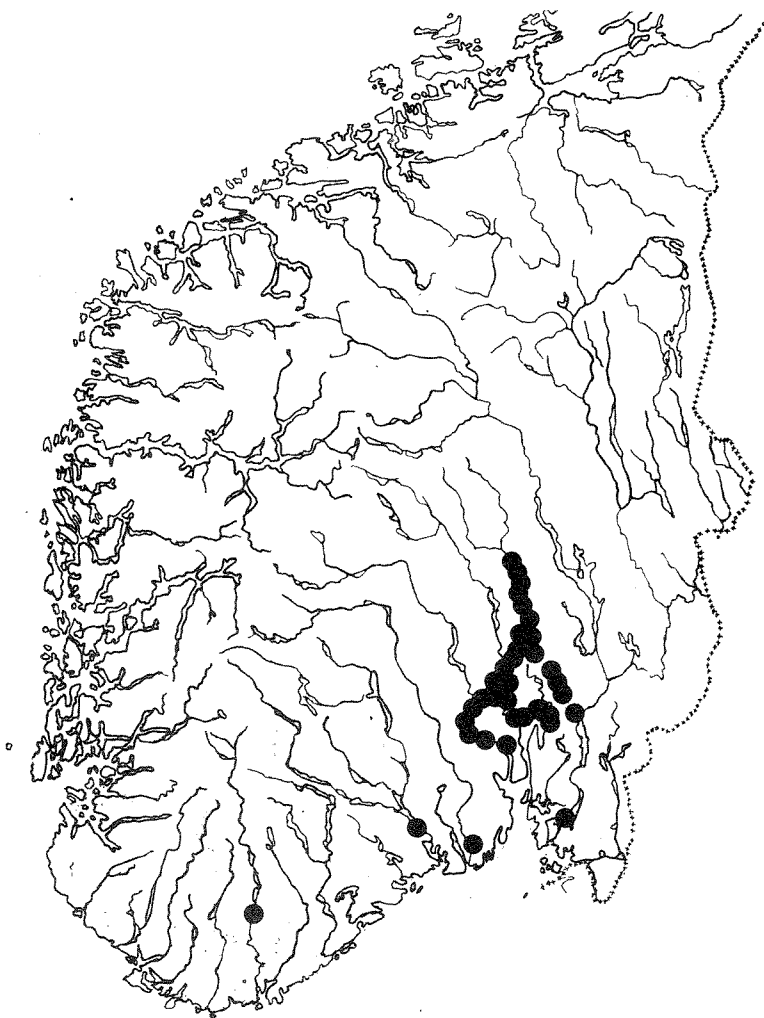


Fig. 2.1. Den norske utbredelsen av vasspest (Elodea canadensis). Ajourført til og med 1983.

3. VASSPEST I STEINSEFJORD

3.1. Innvandring- og spredningsforløp

Tidspunktet for vasspestens innvandring i Steinsfjord er ikke eksakt kjent. De første registreringene av planten i Tyrifjord ble gjort 1976, men vasspest hadde antakelig kommet inn ett-to år før dette (RØRSLETT 1977, 1983). Forekomstene i Tyrifjord stammer fra planter i Storelva-Randselva. Spredning av vasspest innen Tyrifjord-komplekset har gjennomgående fulgt dominerende strømningsmønstre (RØRSLETT 1983). Vasspest har dels fulgt en hovedstrøm ned mot Vikersund, dels en sidestrøm rundt Bønsnestangen og inn mot Sundvollen (se fig. 3.1). Funnene på Tyrifjord-sida av Kroksund stammer fra 1978-81.

I 1976 fant vi ikke vasspest i Steinsfjorden, etter relativt grundige undersøkelser på driftmateriale i strandsonen. Ved dykking 1977 nordvest for Sundvollen ble vasspest ikke registrert. På feltkurs arrangert av Universitetet i Oslo 1978 mener flere av deltakerene at de så vasspest-planter nær Vik. I 1979 forekom til dels tette vasspest-kolonier inne i Viksvik, Steinsvik og i Bjørnsrudvik, nordøst for Sundvollen. Spredningen i Steinsfjord foregikk nærmest eksplosivt etter dette (se fig. 3.2).

Basert på tilgjengelige data og kjennskap om plantens spredningshastighet, synes det nokså klart at vasspest har kommet til Steinsfjord langs to helt ulike spredningsveier :

- Inn til Vik (Marina) via båttrafikk e.l. Opphavet til denne lokaliteten kan være planter fra meandrene langs Storelva (Juvern, Synnørn) hvor vasspest dannet massebestand omkring 1975. Planter kan også ha kommet direkte fra Randsfjorden, eller andre lokaliteter på Hadeland ved flytting av båter m.v. Det er rimelig å datere Vik-lokaliteten til ca. 1976-77.
- Strømspredning inn fra Tyrifjord-forekomstene, som la grunnlag for vasspest-koloniseringen nord-nordøst for Sundvollen. Dette kan rimeligvis neppe ha skjedd før ca. 1977, altså noe senere enn i Vik.

I overensstemmelse med dette ser vi at vasspesten koloniserer vestsida av Steinsfjorden noe tidligere enn østsida (jfr. fig. 3.2).

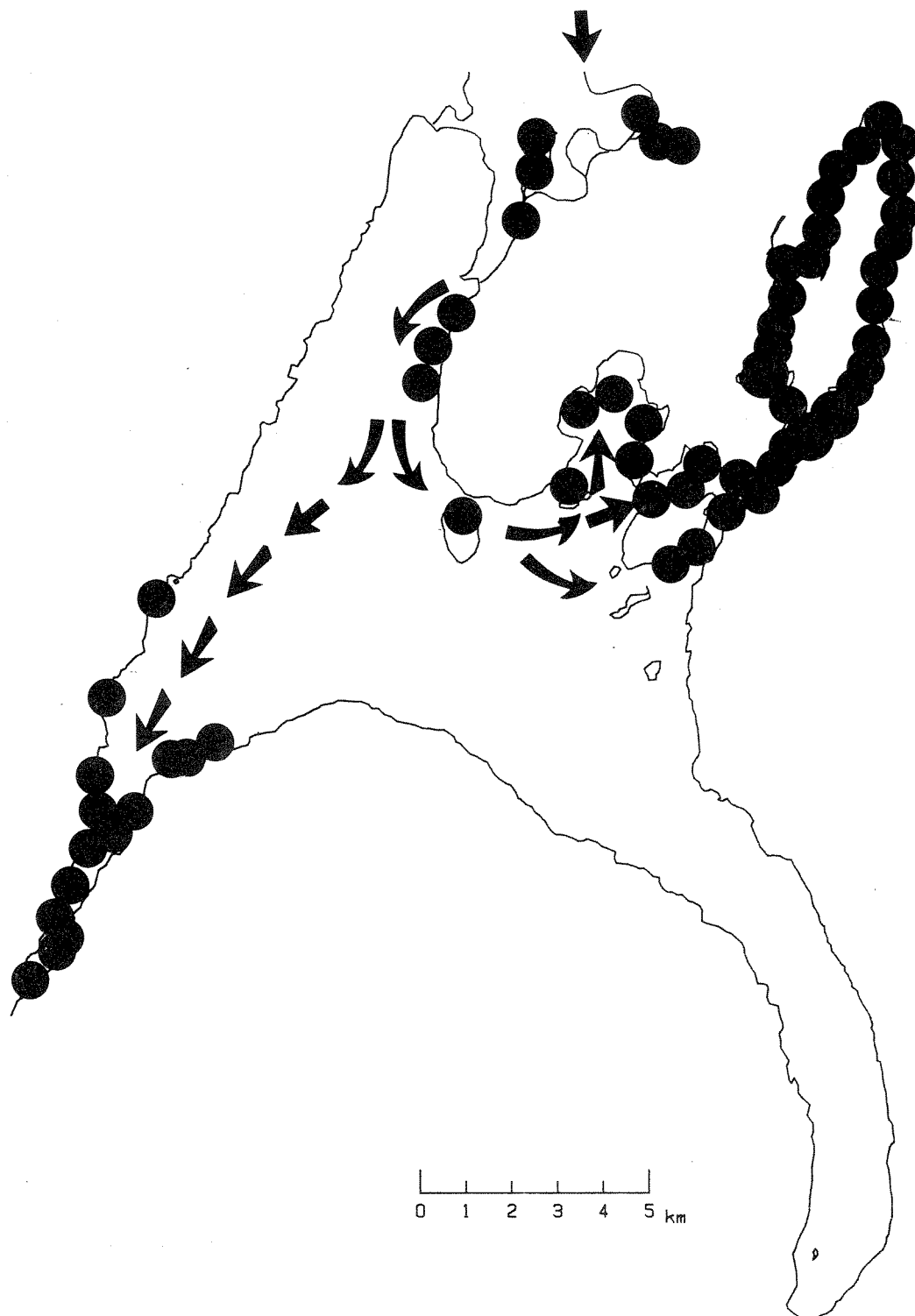


Fig. 3.1. Registrerte observasjoner 1976-83 av vasspest i Tyrifjord og Steinsfjord. Pilene markerer de observerte spredningsveiene.

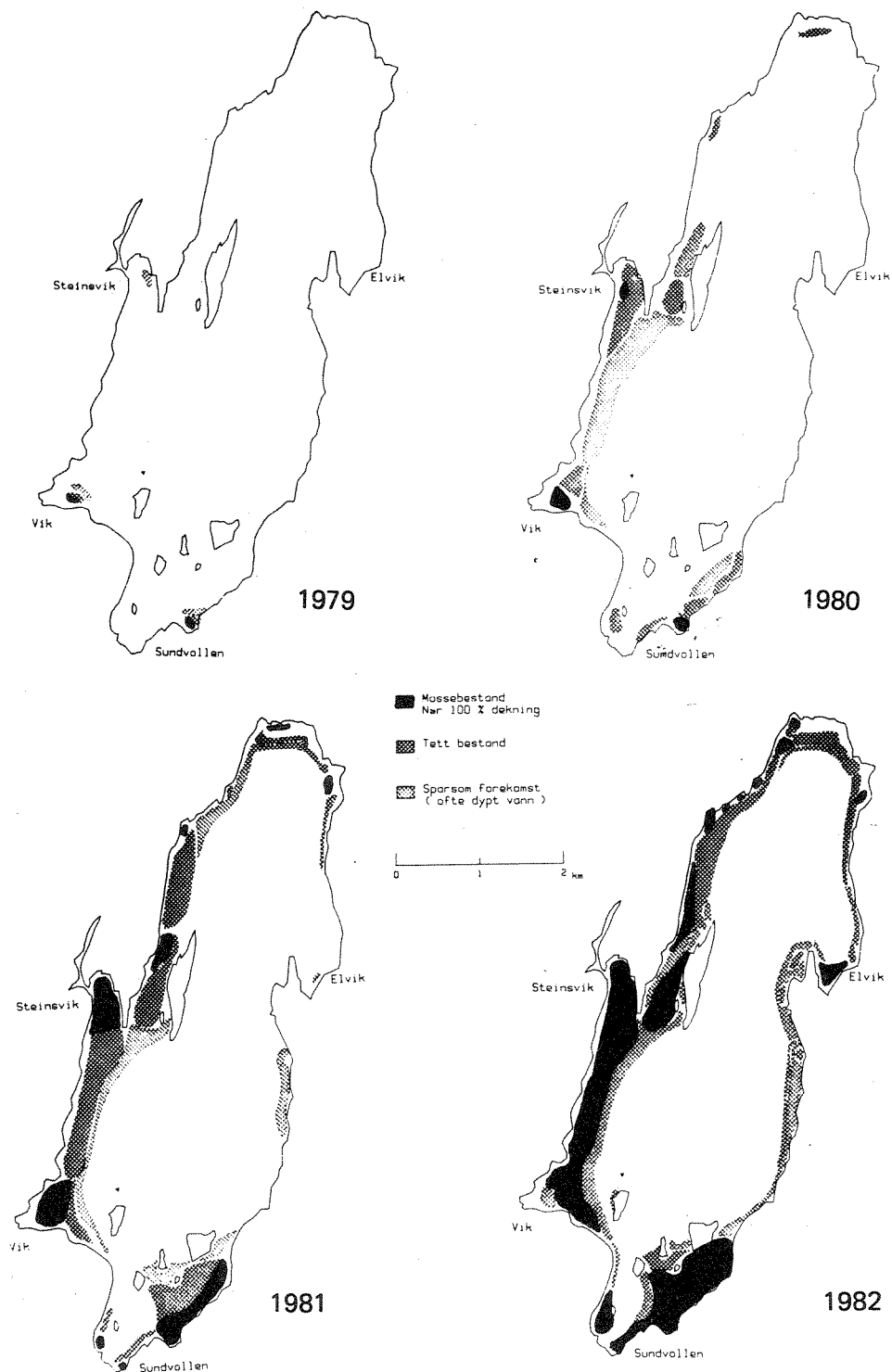


Fig. 3.2. Vasspestens tidsutvikling i Steinsfjorden.
Situasjonen 1983 var omtrent lik 1982.

3.2. Vasspestens kvalitative og kvantitative utbredelse i Steinsfjord

3.2.1. Tidsutvikling av begrodde områder

Tidsutviklingen av vasspest i Steinsfjord ble fulgt med stereofotografering under vann i 1979-80, kartlegging fra båt (1979-83) og undervanns-TV (1983). Høsten 1983 (august og oktober) ble det også foretatt omfattende målinger av plantebiomasse (tørrvekt av høstede planter), dels innenfor små prøveflater (1m^2), dels i større områder (ca. 100m^2). Våre visuelle observasjoner av vasspest-bestandene er gruppert i tre bestandstyper:

- i) Massebestand : dekning nær 100%, biomasse 400-1000 g tørrvekt m^{-2} . På noe grunnere vann (dyp 1-2.5m) greiner plantene seg sterkt idet de når opp mot vannoverflaten, og danner da nær ugjennomtrengelige kolonier.
- ii) Middels-tett bestand : dekning 10-ca. 30%, biomasse 100-300 g tørrvekt m^{-2} . Tette bestander danner et overgangsstadium til massebestandene, og ble mest observert på noe dypere vann (3-4m dyp).
- iii) Tynn bestand : dekning <10%, biomasse <100 g tørrvekt m^{-2} . Slike bestander finnes dels på svært dypt vann (>4m dyp), dels på grunt vann (<1m dyp), og også flekkvis inne i områder med høy tetthet av vasspest. Dypvannsbestandene vil neppe utvikles særlig videre, mens tynne bestander på grunnere vann nok kan øke sin biomasse.

Tab. 3.1. Steinsfjord. Arealdekning og beregnet biomasse (tørrvekt) av vasspest.

Ar	Data-grunnlag	Bestandstype km^2			Total-areal km^2	Total biomasse tonn tørrv.
		Tynn	Middels-tett	Massebestand		
1977	prognose				< 0.01	< 0.01
1978	prognose				< 0.05	< 0.5
1979*	obs.1+2	0.06	0.03	< 0.01	0.10	9.3
1980	obs.1+2	0.75	0.52	0.06	1.33	125
1981	obs. 2	0.73	1.34	0.51	2.59	450
1982	obs. 2	0.66	1.08	1.90	3.64	1000
1983	obs.2+3	0.60	1.00	2.20	3.80	1200
1984	prognose	0.60	0.90	2.40	3.90	1300

*) : Antakelig for lavt anslåtte verdier dette år
 obs.1: Stereofotografering
 obs.2: registreringer fra båt
 obs.3: undervanns-TV

Basert på observerte/beregnete arealer med vasspest og midlere biomasseverdier innen de ulike bestandstypene kan totalmengde vasspest i Steinsfjorden beregnes (tab. 3.1, forrige side). I følge NIVAs beregninger har vasspest-dekket areal økt fra nær null (1977-78) til 3.8km^2 i 1983. Biomassen utgjorde 1983 vel 1200 tonn på tørrvektsbasis i Steinsfjorden. Som friskvekt er dette omlag 12000 tonn plantemateriale! Størst økning i såvel biomasse som koloniserte arealer var fra 1980 til 1981.

Steinsfjorden har en fri vannoverflate på 13.9km^2 . Vasspest forekommer over 26% av innsjøens areal, og dekker nå 76% av bunnarealene med dyp under 6m. Massebestandene dekker alene over 40% av bunnen i det samme dybdeintervallet.

3.2.2. Dybdefordeling

Dybdefordelingen av vasspest i Steinsfjorden 1979-83 er vist i fig. 3.3. Tidsveid dyp (RØRSLETT 1984) er anvendt for å få sammenliknbare data for alle år. Vasspest koloniserer i hovedsak dybdeintervallet 0-6m, med et veid dybdetyngdepunkt ved 2.7m. Planten har ubetydelig forekomst dypere enn 6m, og de funn som er gjort i 7-18m dyp (1983) stammer antakelig fra plantefragmenter som er transportert ut på dypt vann og sunket der. Fordelingskurven for vasspest er noe uregelmessig fram til ca. 1980, noe som viser at planten da ikke hadde ekspandert sin dybdeutbredelse over hele den tilgjengelige dybdenisjen. Denne prosess var først ferdig i 1982-83.

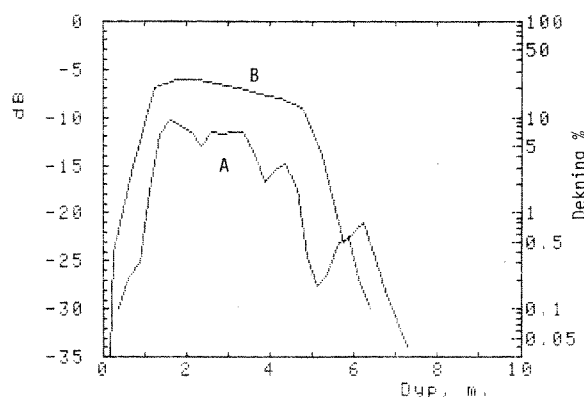


Fig. 3.3. Steinsfjord. Dybdefordeling av vasspest (A):1979-80, basert på stereofotodata, (B):1982-83, estimert fra kartlegging med båt og undervanns-TV.

3.2.3. Kolonistruktur, veksthastighet og biomasse

Vasspest opptrer som en flerårig plante i Steinsfjorden, med en kolonilevetid fra 3 til 5 år. Vi kan skille ut tre vekstfaser i en vasspest-koloni:

- i) Initial-stadiet: her danner planten en krypende "matte" på bunnen, og forankrer seg selv ved tallrike adventivrøtter fra bladhjørnene. Etter noe tid skyter det opp ugreinede skudd, og vi får overgang til det neste stadium,
- ii) Rankevekst-stadiet: plantene står med tettstilte, ugreinede skudd som vokser "i takt" oppover mot vannoverflaten. Vasspest-koloniene kan holde seg i dette stadiet gjennom flere vekstsesonger, noe varierende etter dybdeforholdene på voksestedet. Når skuddene kommer nær overflaten får vi overgang til neste utviklingstrinn,
- iii) Slutt-stadiet: planteskuddene greiner seg sterkt nær vannoverflaten, og skuddene danner en tettpakket, flytende matte. Lystilgangen under den flytende matten blir meget liten, og vi har målt tilnærmet null lysintensitet allerede 0.5m nede i slike bestander. I velutviklede massebestand ligger mer enn 3/4 av biomassen i dette øvre, "grøtaktige" laget. Våre feltobservasjoner indikerer at sluttstadiet oftest bare varer én, eller høyst to, vekstsesonger. I sluttfasen blir koloniene overgrodd av trådformede alger og vitaliteten reduseres. Etter noe tid bryter kolonien sammen og går til grunne.

Veksthastigheten varierer alt etter kolonistadium, dyp- og lysforhold. Våre feltmålinger viser at vasspest-plantenes gjennomsnittshøyde er signifikant korrelert med biomasse over det meste av koloniens vekststadier (fig. 3.4A). Spredningen i skuddhøyde, målt som variasjonskoeffisient (dvs. standardavvik/middel for 5-15 replikater innen 1m^2 -flater) er stor i initial-stadiet, men avtar hurtig når gjennomsnittshøyden₂ er mer enn ca. 60cm eller biomassen større enn ca. 200 g tørrvekt m^2 (fig. 3.4B og C). Dette viser bl.a. den heterogene alderssammensetning som de tidligste vekstfasene har, og i tillegg at plantedekket undergår selvtynning tidlig i rankevekst-fasen. Våre feltobservasjoner viser at plantene kan vokse omkring 1m i høyde på ett år, og dette tilsvarer nær fordobling av biomassen i samme tidsrom.

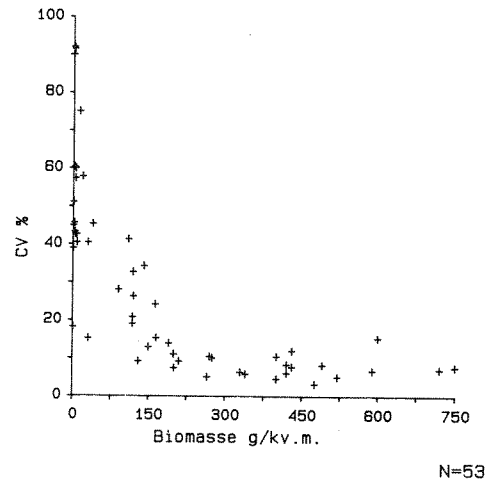
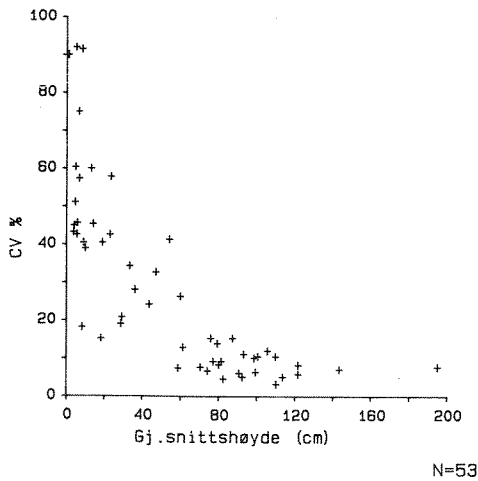
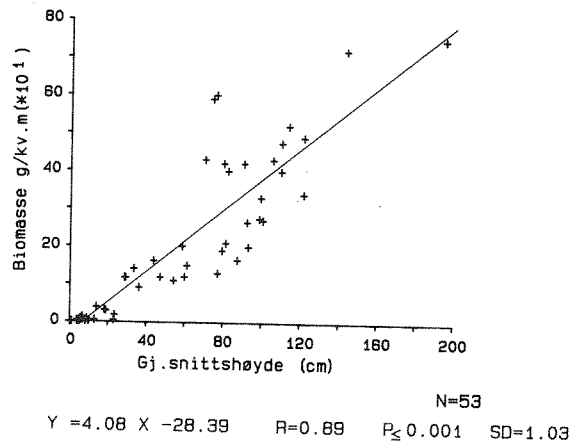


Fig. 3.4. Målinger av vasspest-planter i 1m^2 -flater august-oktober 1983. Aktuelle dyp fra 6.1 opp til 1.2m (tidsveid), og koloni-stadier fra initial til rankevekst og begynnende slutt-stadium.

A: Gjennomsnittshøyde cm (5-15 replikater pr. verdi) mot målt biomasse som g tørrvekt m^2 .

B: Variasjonskoeffisient (CV %) mot gjennomsnittshøyde cm.

C: Variasjonskoeffisient (CV %) mot biomasse

Variasjonskoeffisient er gitt ved

$$CV = 100 \frac{SD}{X}$$

3.2.4. Næringsopptak og dynamikk basert på feltdata

Vasspest-bestandene akkumulerer betydelige mengder av næringsstoffer i løpet av en vekstsesong. RØRSLETT *et al.* (1984) rapporterte verdier på 48-50% C, 5.6% N, 5% K og opp til 0.7% P på askefri tørrvektsbasis. Eldre bestand lagret betydelig mindre N og P. Om høsten falt N og P til 4.1% og 0.4% respektive. Vinterstid ble biomasse-P verdier under 0.3% P målt. Hoveddel av næringsstoffene, særlig P, er lagret i de aktivt voksende skuddtoppene. Det ser ut til at utlekking av næringsstoffer til vannmassene mest finner sted i skuddspissene.

Størst interesse er knyttet til plantenes innvirkning på innsjøens P-omsetning. Biomasse-bundet P viser en økning fram til 1982, deretter synes bundet P å avta noe (fig. 3.5).

Vi har gjort forsøk på å sette opp et totalbudsjett for P, hvor effekt av vasspest på stoffkretsløpet er tatt med. Basis er data om biomasse ulike år, anslag for gjennomsnittlig kolonilevetid og P-konsentrasjon. Ved estimering av P-budsjett for innsjøen er det regnet med at minst 80% av biomasse-bundet P stammer fra sedimentene. Det har vist seg svært vanskelig å få et brukbart P-budsjett, siden vannutskiftning med Tyrifjorden er dårlig kjent. Vi har heller ikke biomasse-data med tidsoppløsning bedre enn ca. ett år. RØRSLETT *et al.* dokumenterte at P-opptak/frigjøring vekslet betydelig gjennom én vekstsesong. Samlet bidrar disse forhold til et budsjett med stor innebygget usikkerhet (fig. 3.6). Det kan i alle fall trekkes den konklusjon at vasspest har potensial til å gi indre gjødsling av Steinsfjorden i så stort omfang at innsjøen merkbart påvirkes.

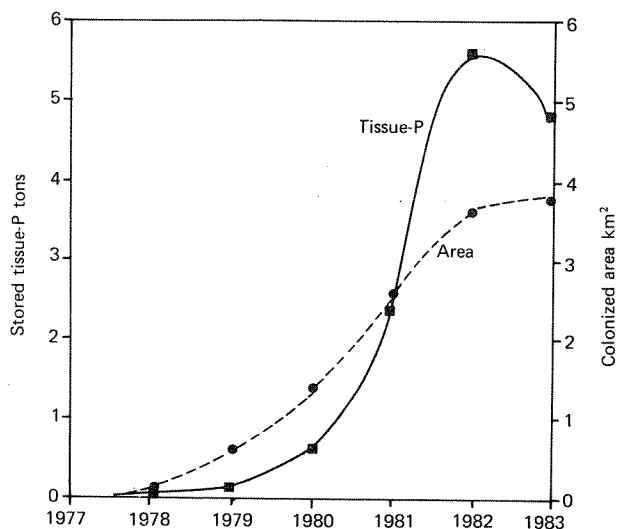


Fig. 3.5. Kolonisert areal (kv.km) og biomasse-bundet P i vasspest for åra 1977-83. Etter RØRSLETT *et al.* (1984).

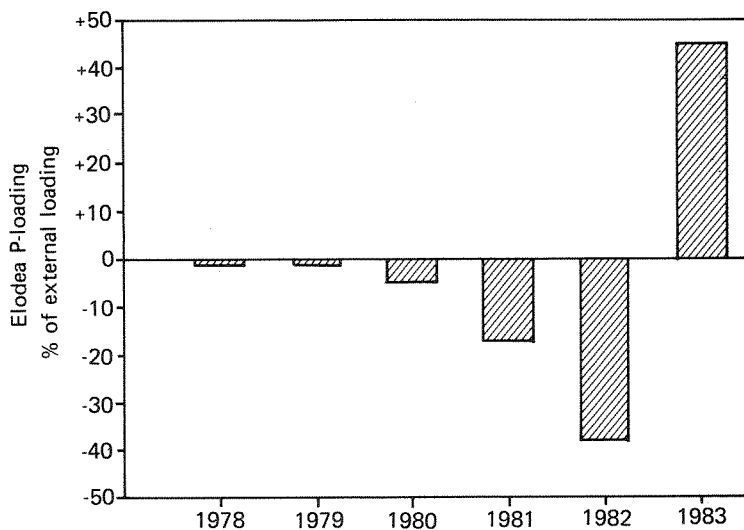


Fig. 3.6. Estimert intern gjødsling forårsaket av vasspest i Steinsfjorden. Tallene er forbundet med betydelig usikkerhet, siden vannutskiftning med Tyrifjorden er dårlig kjent. Etter RØRSLETT *et al.* (1984).

4. STEINSEFJORDENS FRIE VANNVASSER

4.1. Fysiske forhold

4.1.1. Siktedyp

Siktedypet i en innsjø varierer med partikkelinnhold og løste fargede forbindelser i vannmassene. I Steinsfjorden er det lite av det siste, slik at siktedypet her mest styres av partikkelmengden (oppvirvlet bunnmateriale og planteplankton).

Midlere siktedyp i Steinsfjorden fram til og med 1983 er vist på fig. 4.1. Siktedypet har blitt redusert noe fra 1979 av. Spesielt lav verdi hadde vi i 1982, da det var stor oppblomstring av blågrønnalger i Steinsfjorden om høsten. Enkeltverdier lå høsten 1982 helt ned til 2.1m siktedyp. Siktedypet viste en viss økning i 1983.

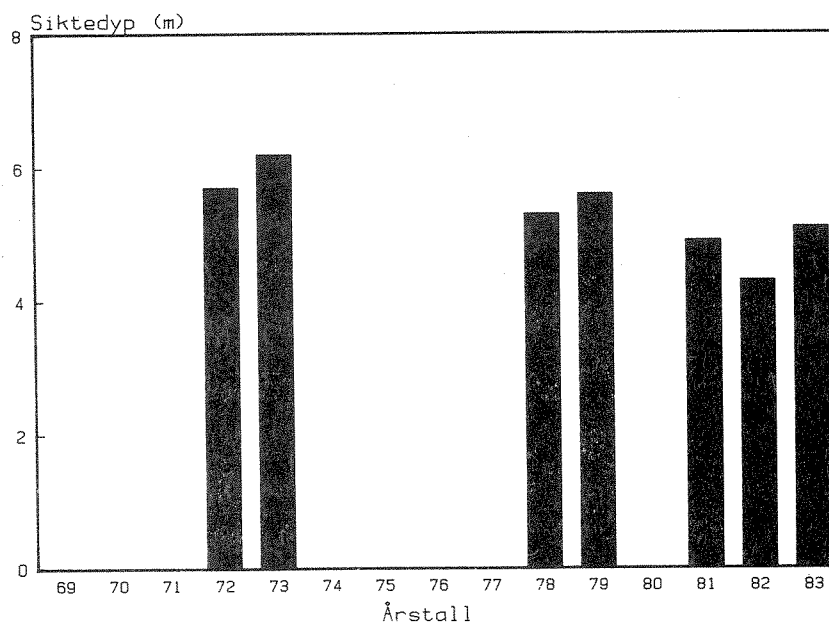


Fig. 4.1. Steinsfjorden. Siktedyp 1969-83. Veid middel over vekstsesongen (mai-november).

4.1.2. Lysklima under vann 1981-83

Undervannsvegetasjonens vekstvilkår bestemmes bl.a. av tilgang på fotosyntetisk aktiv stråling ("PAR", 400-700 nm bølgelengde). Under vann avtar lysintensiteten tilnærmet eksponensielt mot dypet. Lysfeltet under vann (relativt til overflate-intensiteten) kan med god tilnærming skrives (RØRSLETT 1984)

$$i(z) = \exp(-K/z)$$

hvor K = vertikal svekningskoeffisient, normalfordelt (k, s^2)
 k =midlere svekningskoeffisient
 s =standardavvik

z = z -skala nivå, relatert til median-vannstand og regnet negativ nedover

Denne modellen sier at lysfeltet er lognormal-fordelt med parametre $-k/z/$ og $s^2 z^2$. Modellen beskriver godt lysfeltet i Steinsfjorden (fig. 4.2).

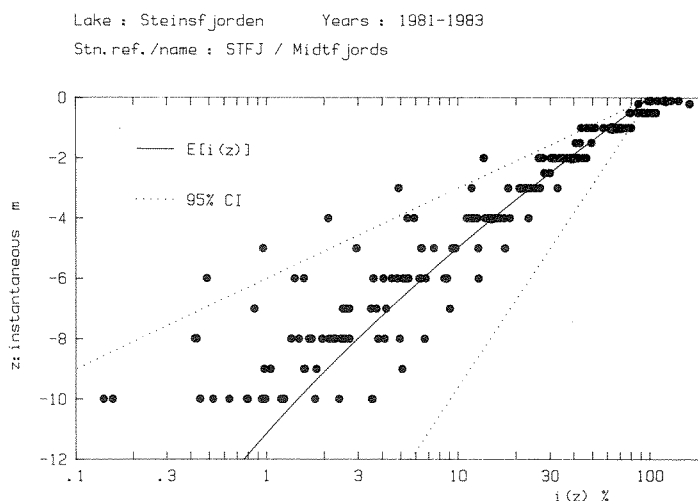


Fig. 4.2. Steinsfjorden 1981 og 1983. Fordeling av relativ lysintensitet $i(z)$ i prosent av overflateverdier, gjennomsnittsintensitet og 95% konfidensintervaller. ($N=21$ måleserier). Momentan z -skala har nullpunkt ved vannoverflaten, og er orientert negativ nedover.

Tar vi hensyn til vannstandsvariasjonene 1981-83, er lysfeltet som vist på fig. 4.3. Vi ser at det under vårflommen 1983 var bare 10-40% av normal energistrøm til vasspestens vekstområder. Dette forklarer den svake veksten av vasspest vår og forsommer i 1983.

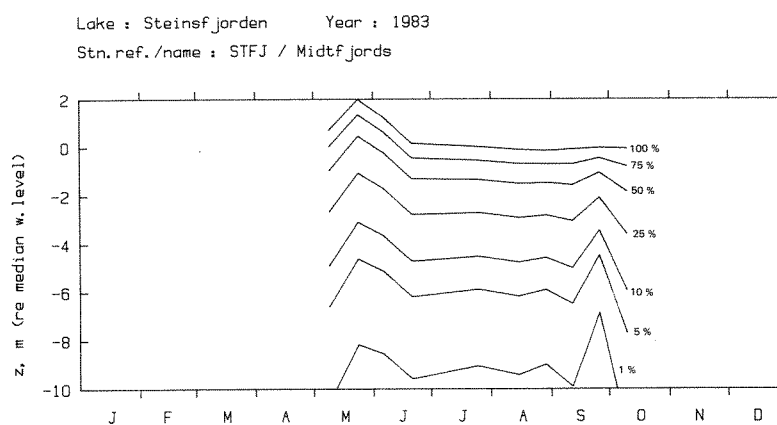
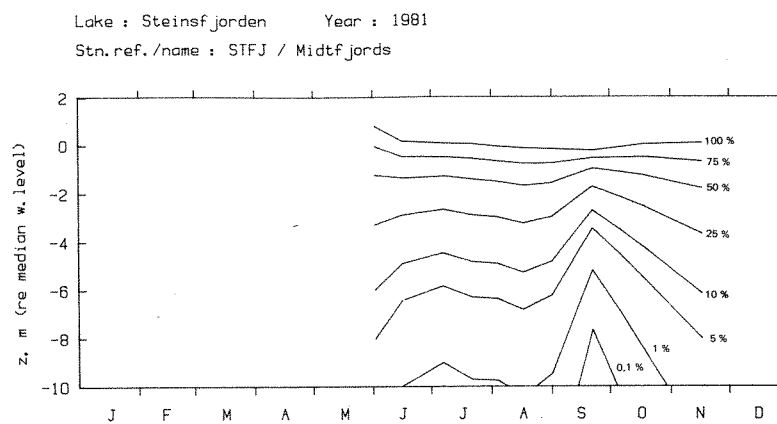


Fig. 4.3. Steinsfjorden, beregnede isobather for relativ lysintensitet $i(z)$ i prosent av overflateverdi.

(A):1981, (B):1983.

z -skala relatert til medianvannstand, regnes negativ nedover.

4.2. Vannkjemi

4.2.1. pH

Steinsfjordens vannmasser er relativt godt bufrede, og pH (surhetsgrad) ligger normalt noe over nøytralitetspunktet (pH=7). Biologisk aktivitet kan forskyve balansen i CO_2/HCO_3 -systemet og øke pH.

Fig.4.4 viser veide pH-midler (0-6m dyp) for endel år fram til og med 1983. Årsmidlene samsvarer godt med planteplanktonets primærproduksjon fram til og med 1979, men etter dette ligger verdiene høyere pga. av vasspestens egenproduksjon.

Det har funnet sted en forskyvning mot høyere pH-verdier over lengre tidsrom innen ett år fra 1979 av. Fig.4.5 gir en framstilling av årlig varighet av pH-verdier høyere enn 8.4. Denne grenseverdien er valgt fordi en tidligere undersøkelse (ERLANDSEN *et al.* 1980) viste begynnende pH-betinget fosforutlekking fra Steinsfjord-sedimenter over pH=8.4. Høyeste målte pH-verdi (i felt, midtfjords) var i 1982-83 omkring 9.2, mens pH inne i vasspest-beltene nådde minst 10.2.

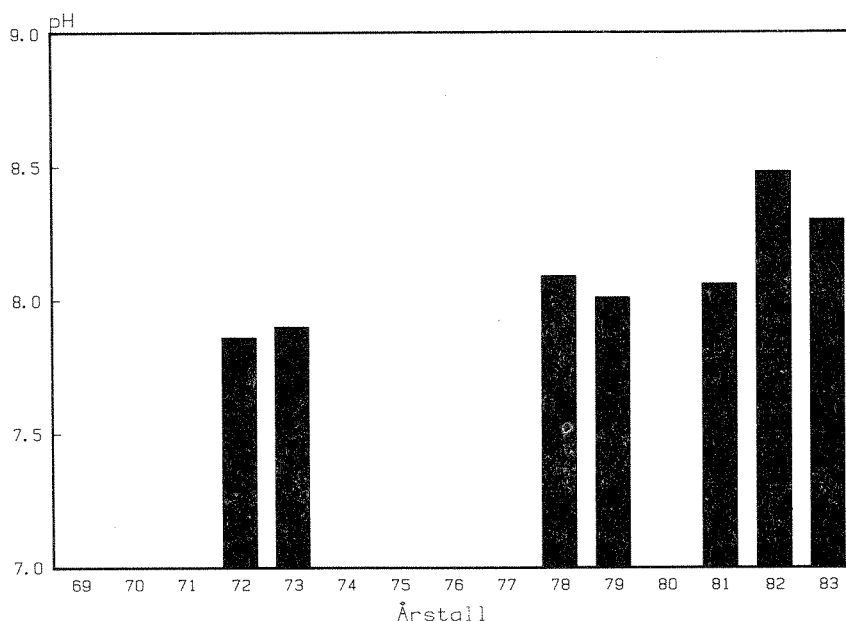


Fig. 4.4. Steinsfjorden 1969-83. Veid midlere pH (0-6m) dyp.

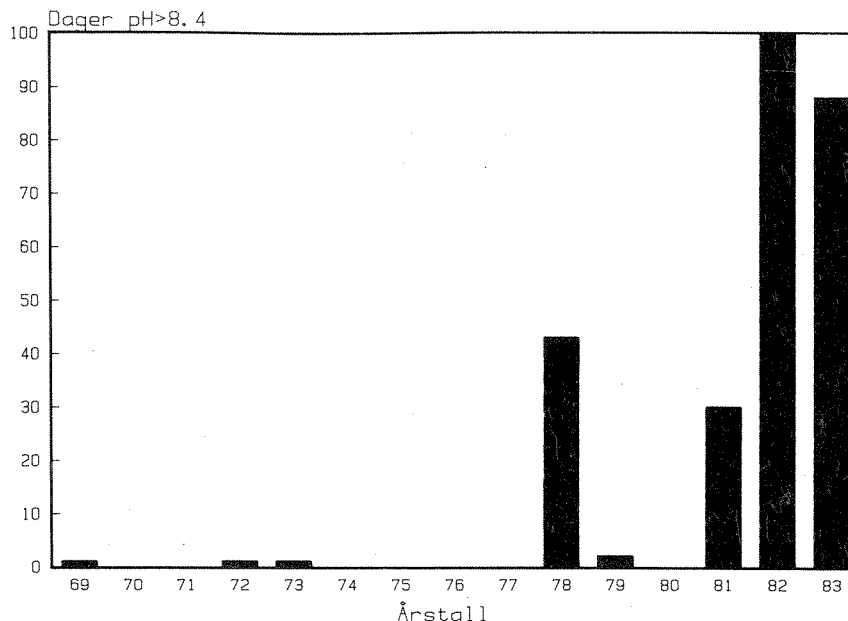


Fig. 4.5. Steinsfjorden 1969-83. Antall dager pr. år med $\text{pH} > 8.4$.

4.2.2. Oksygen

Produksjon av organisk materiale foregår mest i overflatelagene i en innsjø. Økt organisk produksjon betyr at dypvannet mottar større mengder dødt organisk materiale, som nedbrytes med et forbruk av oksygen.

Fig.4.6 viser et isoplet (dyp-tid) diagram for oksygen i Steinsfjorden 1983. Innsjøen sirkulerte i begynnelsen av mai dette året, og var lagdelt fra mai/juni til midten av september. Overflatelagene ble overmettet med oksygen pga. høy plankton- og vasspest-produksjon. I dypvannet sank oksygenkonsentrasjonen utover i vegetasjonsperioden. Ved 20m dyp var oksygen under 10% metning fra slutten av august 1983 og til innsjøen sirkulerte i midten av september. Ved høst-sirkulasjonen var oksygenmetningen omlag 80% i hele vannsøylen.

Steinsfjorden er ikke permanent stagnert i sommerhalvåret, noe som klart framgår av temperaturforløpet i dypvannet denne perioden. Når stagnasjonen begynner holder dypvannet ca. 6°C . Temperaturen øker jevnt utover sommeren og når høstsirkulasjonen begynner er dypvannet $10-12^{\circ}\text{C}$, noe varierende år om annet. Det skjer altså en viss innblanding av overflatevann også under sommerstagnasjonen, ved turbulent diffusjon. På denne måten vil dypvannet tilføres noe oksygen i sommerperioden. Det er derfor vanskelig å lage et budsjett for oksygenforbruket i hypolimnion under sommerstagnasjonen.

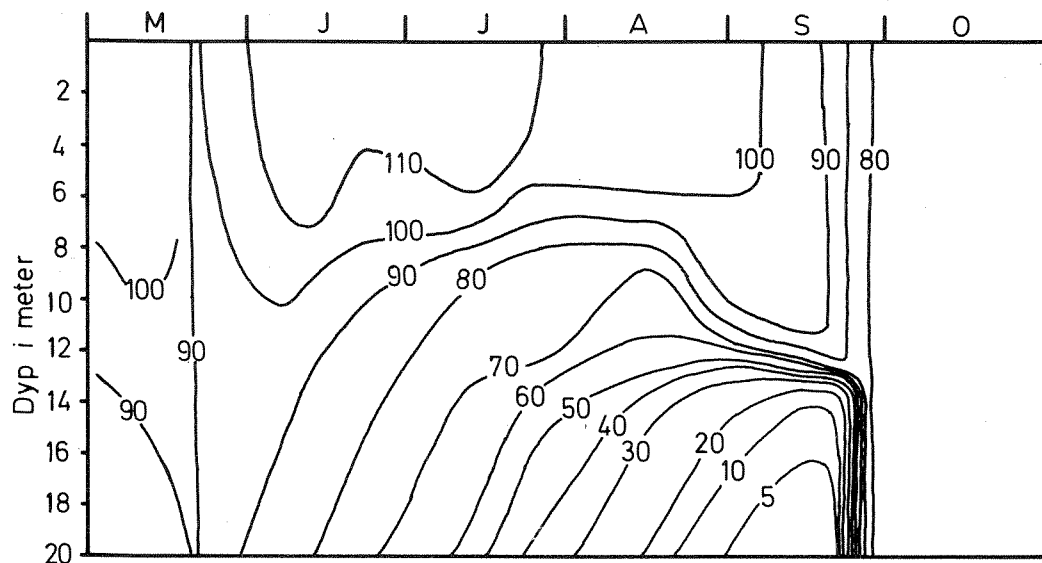


Fig. 4.6. Steinsfjorden 1983. Dyp-tid diagram for oksygenmetning.

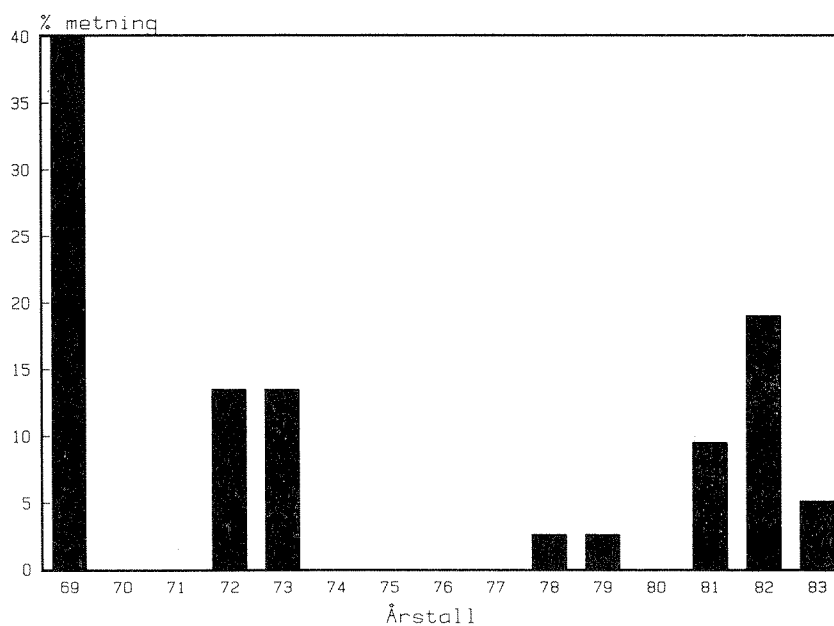


Fig. 4.7. Steinsfjorden 1969-83. Høstminimum for oksygen (% metning) i 20m dyp.

På fig. 4.7 er dypvannets oksygensituasjon i seinere år illustrert. Det er valgt å bruke årlig oksygenminimum ved 20m dyp som en indikasjon på dypvannets oksygentilstand. Data fra 1930 og fram til slutten av 1960-åra viser klart at laveste oksygenmetning holdt seg godt over 40%-nivået. Fram til 1978/79 sank minimumsverdiene merkbart, helt ned til under 3% metning i 1979. Denne nedgangen samsvarer med økning i algemengden i Steinsfjorden fra 1960-åra av. En viss forbedring kan spores etter vasspestens etablering, antakelig fordi vasspest har redusert algemengde og selv nedbrytes på voksestedet og dermed belaster dypvannet mindre med organisk stoff. I 1983 økte åpenbart dypvannets oksygenforbruk. Dette er en følge av økt algemengde (i 1982) og transport av død vasspest mot dypvannsområdet i fjorden.

4.2.3. Fosfor

I eutrofieringssammenheng er fosfor et nøkkelement, siden fosfor i langt de fleste tilfelle er begrensende for algevekst.

Fosfor-analyser har store metodiske usikkerheter ved de relativt sett lave konsentrasjoner som vi finner i Steinsfjorden. Dette sammen med ulike analysemetoder og analysesteder gjør det meget vanskelig å bedømme eventuelle endringer i fosforkonsentrasjon gjennom de siste ti-åra. Legges størst vekt på data innsamlet 1981-83 (samme metode og lab.) ser det ut til å ha vært en påviselig økning, ca. 2 mg P m⁻³ i denne perioden, eller en relativ økning på omkring 25-30% (fig. 4.8). Forutsettes denne økning å være reell blir dette på innsjøbasis omlag 350 kg P, når det tas med tap til Tyrifjorden.

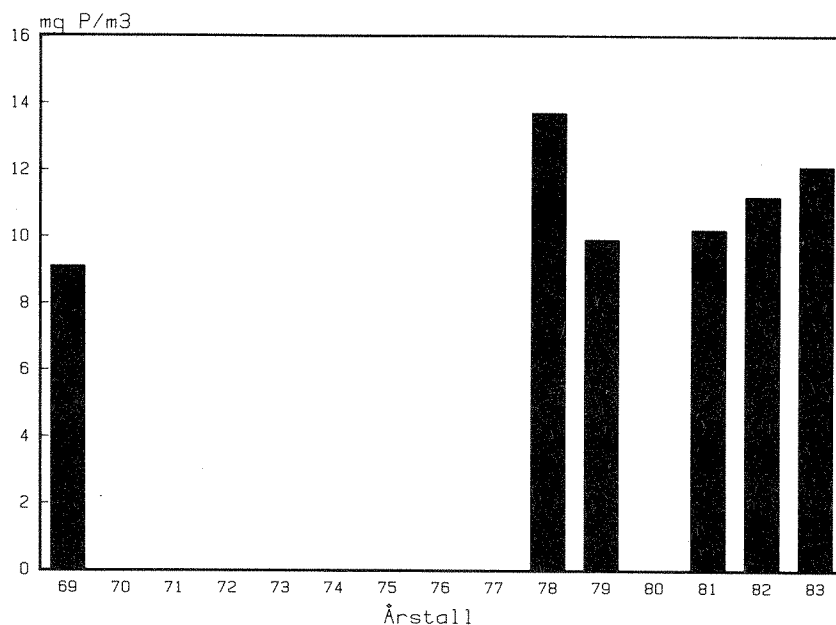


Fig. 4.8. Steinsfjorden 1969-83. Veid middel (0-6m) totalfosfor mg P m⁻³. *nb* verdier fra før 1981 er tildels usikre.

4.3. Plantep plankton

4.3.1. Primærproduksjon

Plantep planktonets primærproduksjon er målt med standard ^{14}C metodikk i dybdeintervallet 0-6m. Observasjonene er gjort med 14 dagers mellomrom fra mai og ut november i åra 1981-83. Arsproduksjonen er beregnet for perioden 1.mai - 15.november. Eldre data (1972-73 og 1978-79) er omregnet til samme dyp og tidsperiode. Resultatene er vist i fig. 4.9.

Overgang fra mesotrofe til eutrofe tilstander regnes å være ved omlag $75 \text{ g C m}^{-2} \text{ år}^{-1}$ (ROHDE 1969). Arsproduksjonen i Steinsfjorden har vært omkring dette nivået, med 1982 som klart høyeste verdi (115 g C m^{-2} dette året). Primærproduksjonen viser at Steinsfjorden er meso-eutrof, og 1982 eutrof. De første åra med vasspest (fram til 1981) viste en avtakende primærproduksjon, muligens fordi vasspest har dekket deler av sitt næringsbehov (P) ved opptak fra vannmassene. I 1982 brøt store vasspest-kolonier sammen, og kan ved P-frigjøring til vannmassene ha bidratt til økt planktonproduksjon dette året.

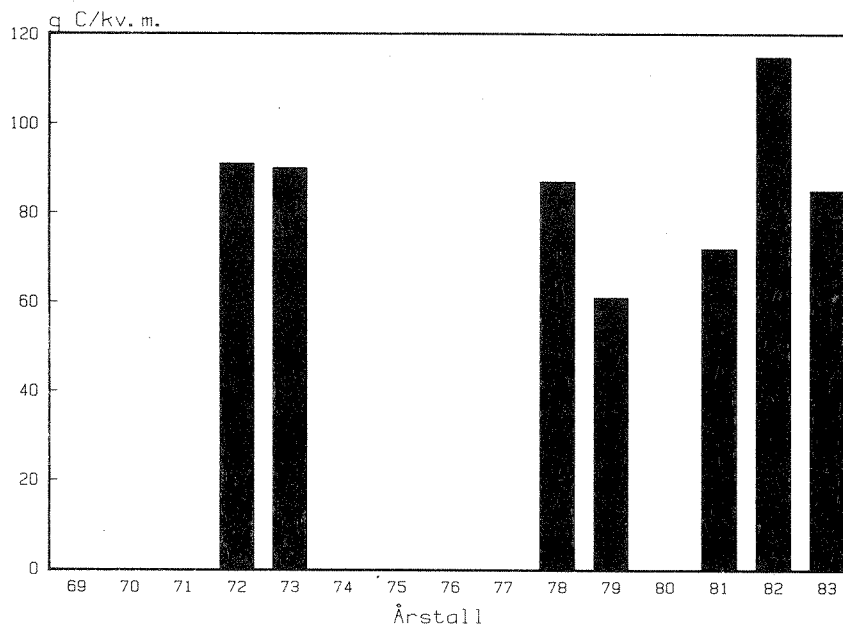


Fig. 4.9. Steinsfjorden 1972-83. Arsproduksjonen målt som samlet produksjon i sjiktet 0-12m over perioden 1. mai-15. des.

4.3.2. Klorofyll a

Klorofyll a (Chl a) gir et relativt mål for algemende i vannmassene. Vi har data for klorofyll a i Steinsfjorden for åra 1972-73, 1978-79 og 1981-83. Kvaliteten på verdiene tillater en sammenlikning mellom alle år.

Klorofyll a variasjonene i overflatelaget 1983 (0-6m dyp) er framstilt i fig. 4.10. Kurveforløpet viser at algebiomassen dette året hadde to karakteristiske topper, én på forsommeren og én i august. Sammenliknet med tidligere år er dette forløpet noe anderledes, idet høstmaksimum har pleid å være det største.

I mai 1983 hadde åpenbart planteplanktonet god tilgang på næringsstoffer, bl.a. som følge av nedbrytning av vasspestbestander som kollapset høsten 1982 og våren 1983. I slutten av mai og begynnelsen av juni 1983 steg vannstanden i Tyrifjord kraftig, og nådde over 2m over normal sommervannstand. Vannmassene i Steinsfjorden ble merkbart fortynnet med næringsfattig Tyrifjord-vann.

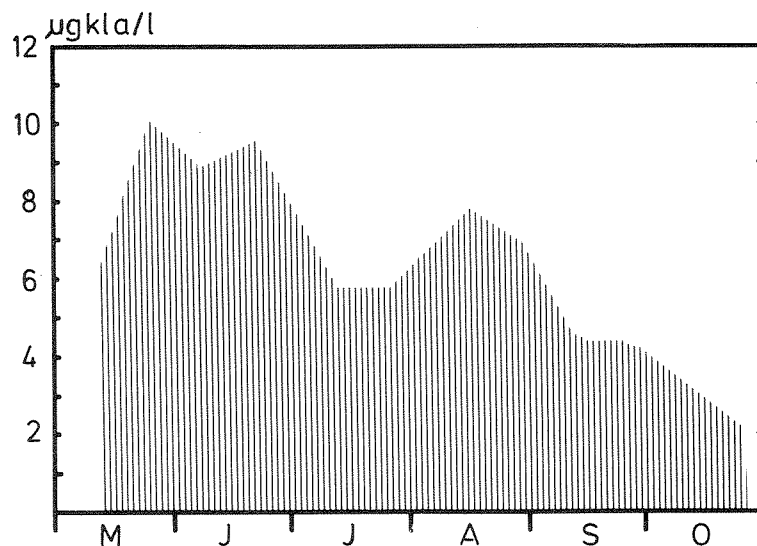


Fig. 4.10. Steinsfjorden 1983. Variasjon i klorofyll a (0-6m dyp).

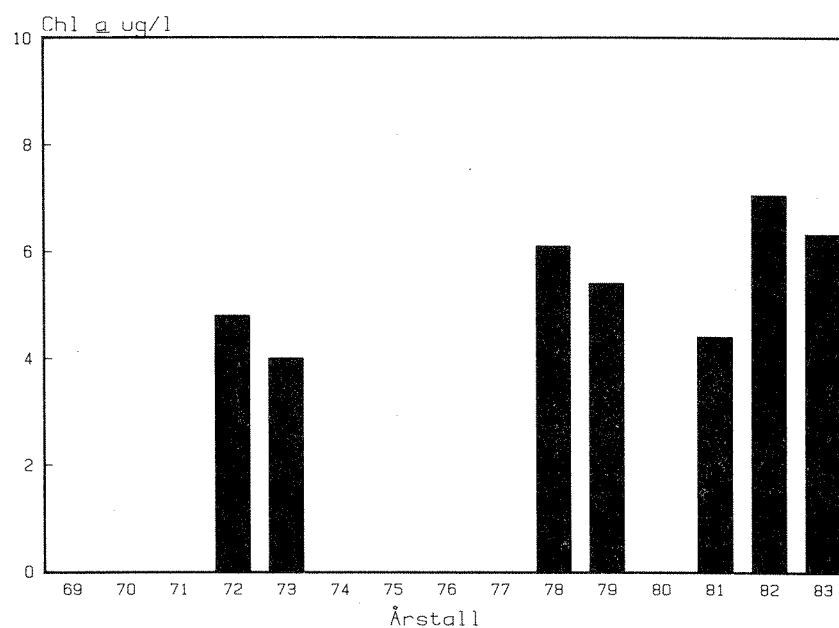


Fig. 4.11. Steinsfjorden 1969-83. Arlige gjennomsnitt av klorofyll a (veid over 0-6m dyp og vekstsesong).

4.3.3. Algevolum og artssammensetning

Data om planteplanktonet i Steinsfjorden i 1970- og 80-åra finnes for tre ulike perioder: 1972-73, analysert av Odd K. Skogheim i forbindelse med en hovedfagsoppgave i limnologi ved Universitetet i Oslo; 1978-79 fra Atle Hindar (hovedfagsoppgave ved Uio), og 1981-83 (NIVA).

I perioden 1972-73 var planteplanktonet dominert av blågrønalger (Cyanophyceae) med Oscillatoria rubescens som den mest framtrædende arten, og kiselalger (Bacillariophyceae) med de viktigste artene Fragilaria crotonensis, Melosira ambigua, Asterionella formosa og Tabellaria fenestrata. De observerte maksimumsverdier for totalvolumet 1972-73 lå omkring $2000 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$ og snittverdiene for vekstsesongen (mai-oktober) på $1000\text{--}1100 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$. Vurdert etter algemengde var vannmassene den gang i den øvre del av det mesotrofe området, på overgang mot et eutroft nivå. Artssammensetningen, med blågrønalger og kiselalger omtrent like dominerende i planktonet store deler av vekstsesongen støtter opp under dette.

I åra 1978-79 dominerte blågrønalgene i planteplanktonet gjennom store deler av vekstsesongen. Viktige arter var Anabaena flos-aquae og Oscillatoria spp. Sommeren 1979 var det riktignok et mer variert sammensatt plankton etter at de store Oscillatoria-populasjonene var brutt sammen. Hurtige skiftninger i algemengde og artssammensetning er et typisk trekk for vannmasser i en rask eutrofiering. Dominans av trådformede blågrønalger gjennom store deler av vekstsesongen, også vinterstid, og høye maksimumsverdier for algemengde (opp mot $4000 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$) viser at Steinsfjordens vannmasser 1978-79 var eutrofe.

Ara 1981-83 utmerker seg ved store skiftninger i algemengde og artssammensetning. I 1981 var det gulalgen (Chrysophyceae) som dominerte på forsommeren med Uroglena cf. americana som den viktigste arten. Gjennom sommeren 1981 var det et variert planteplankton med representanter for flere algegrupper, mens det i september-oktober ble dominans av blågrønalgen Anabaena flos-aquae før kiselalgen med Melosira italica ssp. subartica overtok senhøstes. Algemengden 1981 var imidlertid liten gjennom vekstsesongen 1981 og under blågrønalgemaksimumet, med en maksimumsverdi omkring $1100 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$ og et årssnitt på bare $590 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$. Dette indikerer mesotrofe vannmasser i 1981, selv om flere klart eutrofiindikerende arter var tilstede i planteplanktonet.

I 1982 er planteplanktonet vendt tilbake til forholdene 1978-79 med hensyn på algemengde. Maksimalt algevolum 1982 var over $3100 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$ og snittverdien for vekstsesongen lå nær $1400 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$. Bedømt etter algemengde var vannmassene 1982 klart eutrofe. I kontrast til 1978-79 var det imidlertid gulalgen (Chrysophyceae) som dominerte i planktonet forsommeren 1982, med arter som Dinobryon sociale, Dinobryon sp. og i mindre grad Uroglena cf. americana, sammen med en Synedra-art av kiselalgen. Høstmaksimumet 1982 kom i august, med oppblomstring av blågrønalgen Anabaena flos-aquae.

I 1983 er algebildet på mange måter det samme som i 1981, med relativt sett lave maksimumsverdier for totalvolum (drøyt $1400 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$ i mai) og et årssnitt omkring $700 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$. Algemengden viste en synkende tendens gjennom hele vekstsesongen til svært lave verdier i september-oktober. I enda større grad enn i 1981-82 var det 1983 dominans av gulalgene med artene Uroglena cf. americana, Dinobryon sociale og D. divergens gjennom det meste av vekstsesongen. Mot slutt av vekstsesongen blir blågrønnalgen Oscillatoria agardhii v. isothrix mer dominerende i prøvene, men mengdene er svært små. De små algevolumentene og dominans av gulalger store deler av vekstsesongen viser at Steinsfjordens vannmasser i 1983 må betegnes som mesotrofe, selv om planteplanktonet stadig framviser eutrofiindikerende arter.

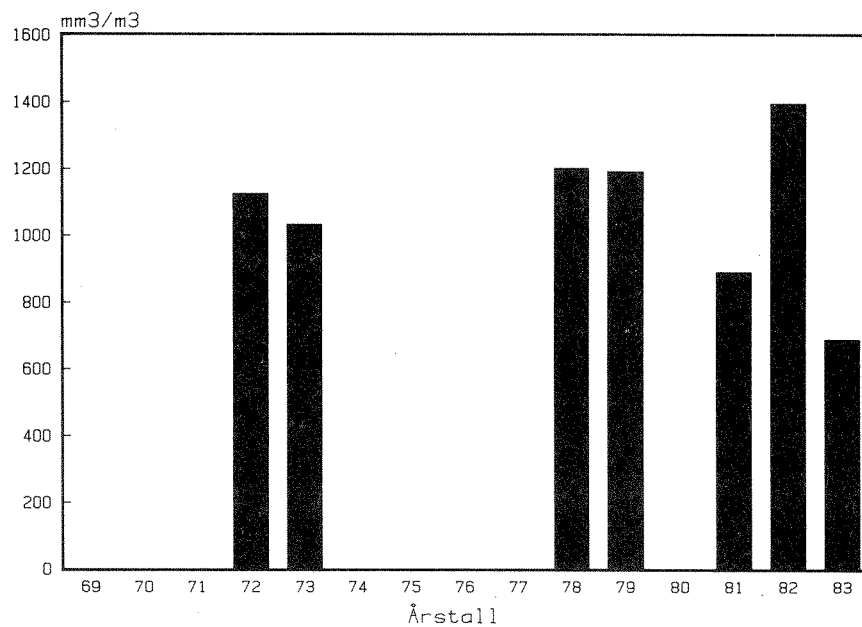


Fig. 4.12. Steinsfjorden 1969-83. Arlig gjennomsnitt av totalt algevolum (veid over 0-6m dyp og produksjonssesong).

Tab. 4.1. Steinsfjorden. Plantep plankton 1981 (0-6m).

Kvantitative plantep planktonprøver fra: Steinsfjorden (hovedst.)
Volumen 3/3

GRUPPER/ARTER	Dato=>	810520	810603	810617	810708	810723	810805	810818	810902	810923	811007	811019	811118
Cyanophyceae (Blågrønnalger)													
Anabaena circinalis	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	304.1	-	-
Anabaena flos-aquae	-	-	-	14.2	10.1	16.2	34.4	31.4	91.1	72.9	229.3	12.1	
Bomphosphaeria lacustris	-	-	-	2.3	18.7	65.4	18.7	21.0	15.6	-	4.7	7.0	
Løse akineter av Anabaena spp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40.6	8.9	
Oscillatoria rubescens	-	-	-	118.8	35.2	-	-	-	13.1	-	-	18.5	33.3
Sum	-	-	-	135.3	64.0	81.6	53.1	65.5	106.7	377.0	293.1	61.2	
Chlorophyceae (Grønnalger)													
Chlamydomonas sp. (l=10)	-	-	-	2.3	-	-	-	-	-	3.2	-	-	
Chlamydomonas sp. (l=8)	-	-	-	-	-	1.7	-	2.6	2.6	-	.9	-	
Chlorella sp. (Ubest.cocc.)	5.1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Elakatothrix gelatinosa	-	-	.2	-	-	-	.2	.1	-	-	-	-	
Byroaitus cordiformis	-	-	-	-	1.9	-	-	-	-	-	-	3.3	
Kirchneriella spp.	-	-	.5	.3	-	-	-	-	-	-	-	-	
Monomastix sp.	-	-	-	-	-	1.2	.6	-	-	-	1.4	-	
Oocystis submarina v.var.	-	-	-	-	4.1	-	-	-	-	-	-	.8	
Paulschulzia pseudovolvox	-	-	-	-	10.7	-	-	-	-	-	-	-	
Scenedesmus denticulatus	-	-	-	-	.6	-	-	-	-	-	-	-	
Scourfieldia cordiformis	-	-	-	-	-	.2	.2	.5	.9	-	-	1.8	
Tetraedron minima	-	-	-	-	-	-	-	-	-	.8	-	-	
Ubest.gr.flagellat	-	-	-	-	5.1	-	-	5.4	1.1	1.3	-	-	
Sum	5.1	-	.7	2.6	22.4	3.2	1.0	8.5	4.5	5.3	2.4	5.9	
Chrysophyceae (Gulalger)													
Aulomonas sp.	.8	-	-	-	-	-	-	-	.1	-	-	-	
Bitrichia chodatii	.3	.6	.9	3.7	-	2.5	.6	.3	-	-	-	-	
Chrysochromulina parva (?)	50.6	26.3	16.5	22.6	7.6	21.8	3.3	1.4	1.2	2.5	-	.5	
Craspedomonader	1.0	-	-	5.9	23.7	-	.8	5.5	2.7	-	1.4	-	
Cyster av Dinobryon spp.	-	-	60.5	14.0	-	-	-	-	-	-	-	-	
Cyster av chrysophyceer	4.2	1.4	-	4.2	1.9	3.9	-	.5	-	-	-	-	
Dinobryon divergens	-	-	-	9.1	-	-	-	-	-	-	-	-	
Dinobryon sociale	1.4	70.1	147.7	5.1	3.7	-	1.4	5.1	-	-	-	-	
Dinobryon suecicum	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	.2	
Kephyrion spp.	2.5	2.0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Løse celler Dinobryon spp.	-	69.1	113.1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Mallomonas fastigata (=caudata)	-	-	-	11.7	-	-	-	-	-	-	-	-	
Phaester aphanaster	-	-	5.1	-	-	-	-	.4	-	-	-	-	
Sma chrysoomonader (<7)	28.7	21.3	36.6	8.5	35.0	32.0	13.2	20.6	13.0	37.4	26.5	21.7	
Spiniferomonas sp.	.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Store chrysoomonader (>7)	32.4	7.1	15.2	4.0	27.3	15.2	18.2	7.6	5.6	18.2	11.1	17.7	
Ubest.chrys. (Synura ?)	-	-	7.0	30.5	1.5	-	-	-	-	-	-	-	
Uroglena cf.americana	326.0	72.3	142.6	516.3	30.0	2.5	1.4	4.1	-	-	-	-	
Sum	448.3	270.2	545.2	635.7	130.8	77.9	38.9	45.7	22.6	58.2	39.1	40.0	

Vasspest i Steinsfjord
Planteplanktonets endringer

(tab. 4.1 forts.)

Kvantitative planteplanktonprøver fra: Steinsfjorden (hovedst.)
Volum $ml/10^3$

GRUPPER/ARTER	Dato=>	B10520	B10603	B10617	B10708	B10723	B10805	B10818	B10902	B10923	B11007	B11019	B11118
Bacillariophyceae (Kiselalger)													
Asterionella formosa	-	1.4	12.2	25.2	117.6	5.3	4.6	33.9	1.3	5.1	7.5	4.7	-
Cyclotella sp. (d=8-12,h=5-7)	-	-	-	-	43.6	40.6	11.7	-	.5	-	6.5	6.6	-
Cyclotella sp. (l=3.5-5,b=5-8)	17.6	3.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cyclotella sp. (l=6-7,b=12-14)	59.8	43.5	68.5	42.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Fragilaria crotonensis	-	-	6.9	8.6	61.9	35.0	-	-	-	-	-	-	-
Melosira ambigua	-	-	-	4.0	-	-	-	-	-	-	-	18.7	18.7
Melosira italica ssp.subarctica	-	3.8	16.7	8.1	4.3	-	-	1.4	30.1	18.7	63.2	182.6	-
Nitzschia sp. (l=40-50)	-	-	-	1.1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Rhizosolenia eriensis	2.3	.5	-	-	-	-	-	-	-	1.4	.9	1.2	-
Rhizosolenia longiseta	-	-	-	1.4	-	-	-	-	-	-	-	-	.7
Stephanodiscus astraea	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6.2	6.2
Synedra acus v. angustissima	-	4.0	3.5	-	-	-	-	-	-	-	-	6.5	3.9
Synedra sp. (l=30-40)	-	.9	3.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Synedra sp. (l=70-100)	-	5.4	-	21.0	9.3	-	2.3	-	-	-	-	-	-
Synedra sp.1 (l=40-70)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5.4
Tabellaria fenestrata	-	2.1	1.8	-	26.0	-	-	21.8	-	-	-	-	-
Sum	79.7	64.7	113.0	111.7	262.9	80.9	18.6	57.1	31.9	25.2	109.6	230.0	-
Cryptophyceae													
Cryptaulax vulgaris	-	-	-	-	-	.9	-	-	-	-	-	-	3.4
Cryptomonas marssonii	-	-	17.1	3.4	10.3	8.9	10.3	-	3.4	-	13.7	-	-
Cryptomonas sp.2 (l=15-18)	6.1	8.1	2.8	-	-	28.3	18.2	-	-	-	7.3	-	-
Cryptomonas sp.3 (l=20-22)	-	-	-	51.4	17.1	-	-	14.7	4.9	-	-	-	-
Cryptomonas spp. (l=24-28)	31.1	6.2	18.7	18.7	43.6	6.2	-	-	-	43.6	56.1	18.7	-
Cyathomonas truncata	-	-	-	1.6	-	-	-	-	-	3.1	-	3.1	-
Katablepharis ovalis	32.0	16.5	7.0	12.3	11.8	5.0	8.1	4.2	1.4	2.0	4.5	1.0	-
Rhodomonas lacustris	65.5	25.8	39.5	57.3	33.9	29.4	14.3	27.4	19.3	29.0	33.3	35.5	-
Rhodomonas sp. (Rh.lens ?)	8.0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ubest.cryptomonade	-	-	10.1	2.0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sum	142.7	56.7	95.3	146.7	116.7	78.8	50.9	46.3	29.0	77.7	114.8	61.6	-
Dinophyceae (Fureflagellater)													
Ceratium hirundinella	-	-	-	-	48.0	90.0	42.0	54.0	30.0	-	-	-	-
Gymnodinium cf.lacustre	16.3	5.4	1.1	3.3	5.4	-	2.2	.5	-	-	-	-	-
Gymnodinium helveticum	-	10.4	10.4	20.2	-	5.2	-	4.0	4.0	-	15.0	-	-
Gymnodinium sp. (l7#15)	13.1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Gymnodinium sp.1 (l=14-15)	-	-	3.3	-	-	3.3	-	-	-	-	-	-	-
Peridinium cinctum	-	-	-	21.0	210.0	21.0	-	7.0	-	-	-	-	-
Peridinium sp. (28#24)	-	-	-	-	-	-	-	-	35.7	-	-	-	-
Peridinium sp. (l=30-35,b=28-35)	-	-	-	-	-	55.5	83.3	-	-	-	-	-	-
Ubest.dinoflagellat	5.0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sum	34.4	15.9	14.8	44.5	263.5	175.0	127.4	65.5	69.7	-	15.0	-	-
My-alger													
Sum	34.6	19.1	26.5	17.2	29.3	16.2	17.9	11.7	6.7	7.8	19.4	8.6	-
Total	744.9	426.6	795.4	1093.6	889.5	513.6	307.9	300.3	271.1	551.1	593.4	407.3	-

Tab. 4.2. Steinsfjorden. Planteplankton 1982.

Kvantitative planteplanktonprøver fra: Steinsfjorden (hovedst.)
Volum 33/3

GRUPPER/ARTER	Dato=>	820512	820526	820609	820623	820707	820721	820810	820824	820907	820921	821005	821026	821116
Cyanophyceae (Blågrønnalger)														
Anabaena flos-aquae	-	-	-	-	12.8	35.7	35.7	1484.9	2699.8	2005.1	452.6	7.9	-	-
Aphanizomenon flos-aquae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6.9	-	-	-	-
Gomphosphaeria lacustris	-	-	-	-	-	-	9.3	-	37.4	14.0	4.7	4.7	-	-
Oscillatoria agardhii	109.0	38.9	-	33.2	24.0	-	-	41.1	109.6	20.6	-	30.8	27.4	-
Oscillatoria rubescens	-	114.4	-	-	167.1	-	-	44.0	-	79.2	52.8	140.8	140.8	219.9
Sum	109.0	153.3	-	46.0	226.9	45.1	1528.9	2778.3	2214.8	530.6	153.4	171.6	247.3	-
Chlorophyceae (Grønnalger)														
Carteria sp.1 (1=6-7)	-	-	-	-	-	-	-	1.7	14.9	-	3.9	6.2	8.2	-
Chlamydomonas sp. (1=10)	-	-	6.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chlamydomonas sp. (1=8)	-	-	-	-	-	-	8.7	.3	-	-	-	1.2	-	-
Elakathrix gelatinosa	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	.2	-	.3	-
Eudorina elegans	-	-	-	-	-	-	-	.3	-	-	.2	-	-	-
Gyrodinium cordiformis	-	-	-	-	-	-	-	-	1.6	8.1	-	1.6	2.5	-
Kirchneriella spp.	.6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Oocystis subaerina v.var.	2.2	4.0	11.6	3.2	-	1.5	-	2.8	-	-	-	-	-	-
Paulschulzia pseudovolvox	4.4	9.0	11.2	-	2.2	-	.4	-	-	-	-	-	-	-
Quadrigula pfitzeri (=korschikovii)	-	-	-	-	-	-	-	-	5.8	.7	-	-	-	-
Scourfieldia cf.cordiformis	-	.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sphaerocystis Schroeteri	-	-	-	-	-	-	-	2.2	28.6	-	-	-	-	-
Tetraedron minimum v.tetralobulatum	.1	.9	1.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sum	7.3	14.4	30.2	3.2	2.2	10.2	4.9	53.9	8.7	4.3	9.1	10.9	-	-
Chrysophyceae (Gulalger)														
Bitrichia chodatii	-	-	-	-	-	-	.6	-	-	-	-	.3	-	-
Chrysochromulina parva (?)	9.9	12.8	44.2	48.2	250.3	8.8	17.6	11.6	3.8	1.2	3.4	3.5	7.1	-
Craspedomonader	-	-	-	1.0	-	3.0	1.6	2.4	1.6	-	7.5	1.5	-	-
Cyster av Dinobryon spp.	-	138.7	40.6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cyster av chrysophyceer	-	-	-	-	-	9.3	-	-	-	-	-	-	-	-
Dinobryon bavaricum	20.7	19.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dinobryon divergens	13.8	24.8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dinobryon sociale	17.3	125.3	189.6	463.4	400.8	-	-	-	.7	1.1	-	-	-	-
Dinobryon sociale v.amer.	8.4	19.8	72.4	13.9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dinobryon suecicum	-	-	-	-	-	-	-	-	-	.1	-	-	-	-
Lose celler Dinobryon spp.	55.6	346.7	303.6	327.1	379.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mallomonas fastigata (=caudata)	13.8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.6
Mallomonas sp.	-	-	-	-	-	2.1	-	-	-	-	-	-	-	-
Sma chrysoomonader (<7)	24.3	32.8	53.4	31.8	8.5	24.5	12.3	27.1	35.4	19.2	18.8	11.6	10.7	-
Spiniferomonas sp.	3.9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Store chrysoomonader (>7)	40.5	11.1	10.1	18.2	11.1	18.2	4.0	3.0	11.1	12.1	7.1	2.5	4.0	-
Synura sp. (1=9-11,b=8-9)	72.2	7.6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ubest.chrysophyce 2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	.2	-	-	-	-
Uroglena cf.americana	30.2	298.3	178.3	36.2	12.7	5.0	-	-	.8	5.7	.7	-	-	-
Sum	310.6	1037.2	892.4	939.7	1062.8	71.7	35.6	44.2	53.6	39.5	37.8	19.2	23.5	-

(tab. 4.2 forts.)

Kvantitative planteplanktonprøver fra: Steinsfjorden (hovedst.)
Volum 3/3

GRUPPER/ARTER	Dato=>	820512	820526	820609	820623	820707	820721	820810	820824	820907	820921	821005	821026	821116
Bacillariophyceae (Kiselalger)														
Asterionella formosa		4.0	-	-	-	1.2	-	2.5	2.8	14.3	11.1	.9	10.5	24.8
Cyclotella comta		14.9	56.1	47.6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4.4
Cyclotella sp. (d=8-12,h=5-7)		4.7	-	-	-	-	-	3.0	38.6	12.5	4.0	16.2	13.8	20.4
Fragilaria crotonensis		25.7	-	-	-	-	-	7.6	9.4	12.6	8.3	-	-	-
Melosira ambigua		11.5	-	-	-	2.1	-	-	-	-	2.2	-	10.3	9.5
Melosira italica ssp.subarctica		34.4	67.3	45.2	14.6	20.7	-	1.4	-	36.1	3.4	11.9	140.8	52.8
Rhizosolenia eriensis		11.7	6.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Rhizosolenia longiseta		7.0	10.3	2.8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Stephanodiscus hantzschii		-	-	-	3.6	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Synedra acus v.angustissima		13.7	24.9	12.0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4.2
Synedra sp. (l=70-100)		114.4	670.9	663.3	91.6	11.2	1.6	-	1.9	-	-	-	-	-
Synedra sp.1 (l=40-70)		14.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Tabellaria fenestrata		5.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4.8
Sum		261.7	836.0	770.9	109.7	35.2	1.6	14.5	52.6	75.5	29.0	29.0	175.2	120.9
Cryptophyceae														
Cryptaulax vulgaris		-	-	-	-	-	-	-	-	1.6	-	-	-	.6
Cryptomonas cf.pyrenoidifera		-	-	-	7.0	2.8	4.7	13.3	-	10.1	7.0	-	-	2.0
Cryptomonas marssonii		-	-	-	-	-	-	-	14.0	14.0	-	8.1	6.1	3.4
Cryptomonas sp.3 (l=20-22)		3.7	11.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cryptomonas spp. (l=24-28)		68.5	12.5	-	12.5	24.9	6.2	-	62.3	87.2	31.1	62.3	99.6	31.1
Cyathomonas truncata		-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.7	1.7	-	-
Katablepharis ovalis		2.5	5.3	5.0	6.4	12.3	7.8	2.2	8.1	.3	.9	-	-	.8
Rhodomonas lacustris		10.5	8.2	17.5	11.5	31.9	37.7	17.8	30.5	13.6	26.1	14.3	19.0	13.7
Ubest.cryptomonade		-	-	12.1	-	-	-	6.1	-	-	6.1	-	-	-
Sum		85.3	37.1	34.7	37.4	72.0	56.4	39.4	114.9	126.8	72.9	86.4	124.7	51.8
Dinophyceae (Fureflagellater)														
Ceratium hirundinella		-	5.0	-	35.0	45.0	75.0	25.0	50.0	40.0	5.0	-	-	-
Gymnodinium cf.lacustre		1.2	-	3.7	-	-	13.1	-	-	-	-	-	-	-
Gymnodinium helveticum		-	15.4	-	-	2.2	-	-	-	4.4	36.8	28.6	10.4	5.2
Gymnodinium sp.1 (l=14-15)		-	3.3	-	6.5	19.6	-	-	-	-	-	-	-	-
Peridinium cinctum		-	-	-	-	18.6	49.6	18.6	12.4	18.6	31.0	12.4	-	-
Peridinium palustre		-	-	-	13.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sum		1.2	23.7	3.7	54.7	85.4	137.7	43.6	62.4	63.0	72.8	41.0	10.4	5.2
My-alger														
Sum		15.1	14.1	30.2	21.7	14.1	14.2	11.8	23.1	16.8	14.0	9.8	12.3	12.5
Total		790.1	2115.9	1761.9	1212.4	1498.5	336.8	1678.6	3129.2	2559.2	763.2	366.4	524.4	461.1

Tab. 4.3. Steinsfjorden. Plantepilankton 1983.

Kvantitative plantepilanktonprøver fra: Steinsfjorden
Volum mm³/m³

GRUPPER/ARTER	Dato>	830510	830525	830607	830622	830712	830726	830816	830830	830913	830927	831011	831025
Cyanophyceae (Blågrønnalger)													
Anabaena flos-aquae		-	-	-	7.9	15.9	39.7	91.3	107.2	46.9	48.7	8.4	1.8
Gomphosphaeria lacustris		3.1	-	-	-	4.7	-	28.0	77.9	62.3	19.5	9.3	28.0
Gomphosphaeria naegelianae		-	-	-	-	-	3.0	9.0	1.5	-	-	-	4.5
Oscillatoria agardhii		17.2	20.6	-	-	-	-	-	-	3.7	-	-	-
Oscillatoria agardhii v. isothrix		-	-	-	-	-	-	-	-	6.7	24.2	30.8	140.6
Oscillatoria rubescens		-	-	64.1	8.1	143.9	22.2	30.5	20.3	-	-	-	-
Sum		20.3	20.6	64.1	16.0	164.4	64.9	158.9	206.9	119.5	92.4	48.6	174.9
Chlorophyceae (Grønnalger)													
Botryococcus braunii		-	-	-	-	.5	-	-	-	-	-	-	-
Carteria sp.1 (1=6-7)		-	-	-	-	-	-	2.3	3.7	1.6	4.7	-	-
Chlaetomonas sp. (1=10)		7.5	-	-	-	4.0	-	-	.6	-	5.4	-	-
Chlaetomonas sp. (1=8)		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	.6	-
Eudorina elegans		.2	-	-	-	-	-	.5	-	-	.5	-	.7
Gyrodinium cordiformis		-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.6	1.6	1.6
Monoraphidium griffithii		.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Oocystis submarina v. var.		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	.7	-
Paulschulzia pseudovolvox		-	3.7	-	-	1.9	-	-	-	5.6	-	-	-
Sphaerocystis Schroeteri		-	-	-	-	-	5.7	-	-	-	-	-	-
Spondylosium planum		-	-	-	-	-	-	-	-	-	.2	-	-
Tetraedron minimum v. tetralobulatum		.3	.1	-	-	-	-	-	-	-	.1	-	-
Ubest cocc. grønnalger (Chlorella sp.?)		-	-	-	-	-	-	6.7	-	2.8	-	-	-
Sum		8.4	3.9	-	-	6.4	5.7	9.5	4.4	10.0	12.5	2.9	2.4
Chrysophyceae (Gulalger)													
Aulomonas sp.		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	.2	-
Bitrichia chodatii		-	-	-	-	.6	-	.3	.9	.3	-	-	-
Chrysochromulina parva (?)		17.2	2.1	19.9	25.0	182.6	86.5	7.1	15.3	3.4	2.7	2.6	1.5
Craspedomonader		.2	-	1.2	2.2	2.0	4.0	4.7	.8	1.6	1.4	.8	.4
Cyster av chrysophyceer		1.0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dinobryon bavaricum		-	37.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dinobryon divergens		43.6	452.1	93.7	4.1	-	-	-	-	-	-	-	-
Dinobryon sociale		13.9	203.0	26.1	100.2	-	-	-	-	-	-	-	-
Kephyrion spp.		.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lose celler Dinobryon spp.		47.8	117.7	137.7	105.8	-	-	-	-	-	-	-	-
Mallomonas fastigata (=caudata)		-	-	-	-	59.8	24.9	12.0	-	-	-	-	-
Phaeaster aphanaster		.4	.7	.9	-	-	-	-	.4	-	-	-	-
Sua chrysoomonader (<7)		39.7	39.3	31.2	20.0	17.4	22.9	17.4	23.7	14.4	11.3	8.5	6.5
Spiniferomonas sp.		-	2.1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Store chrysoomonader (>7)		31.4	9.1	18.2	12.1	8.1	15.2	4.0	17.2	6.1	5.1	3.0	5.1
Synura sp. (1=9-11, b=8-9)		12.0	31.1	10.9	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ubest.chrysoomon.1		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	.3	-
Ubest.chrysofyce 2		-	-	-	-	.4	.8	-	-	-	.8	-	-
Uroglena cf. americana		7.8	318.4	196.3	536.6	346.5	256.4	145.9	128.2	-	-	-	-
Sum		214.9	1213.0	536.2	806.2	617.4	410.7	191.5	186.5	25.7	21.4	15.5	13.4

(tab. 4.3 forts.)

Kvantitative planteplanktonprøver fra: Steinsfjorden
 Volue m³/m³

GRUPPER/ARTER	Dato=>	830510	830525	830607	830622	830712	830726	830816	830830	830913	830927	831011	831025
Bacillariophyceae (Kiselalger)													
<i>Asterionella formosa</i>		5.3	1.4	2.8	4.1	-	20.1	24.2	.3	11.6	2.8	-	-
<i>Cyclotella meneghiniana</i>		-	-	15.0	28.0	-	-	-	-	-	-	2.4	-
<i>Cyclotella</i> sp. (d=14-16,h=7-8)		-	3.9	-	-	38.9	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cyclotella</i> sp. (d=8-12,h=5-7)		-	-	-	-	6.1	40.8	6.2	17.4	1.9	-	8.4	3.7
<i>Cyclotella</i> sp. (l=3,5-5,b=5-8)		12.2	16.9	7.2	19.0	-	-	-	2.7	4.2	3.6	3.5	6.7
<i>Cyclotella</i> sp. (l=6-7,b=12-14)		22.4	-	47.7	111.2	-	-	13.2	2.6	-	-	-	-
<i>Fragilaria crotonensis</i>		-	-	-	4.8	-	38.5	20.9	37.4	25.3	28.6	17.6	9.9
<i>Melosira ambigua</i>		.9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.6	-
<i>Melosira italica</i> ssp. subarctica		-	-	2.8	6.2	-	5.0	-	1.6	1.9	1.8	3.8	5.8
<i>Rhizosolenia longiseta</i>		-	.9	-	.5	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Synedra acus</i> v. angustissima		8.0	6.2	-	3.1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Synedra</i> sp. (l=110-120)		-	15.9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Synedra</i> sp. (l=70-100)		-	-	10.3	13.7	9.3	-	-	-	-	-	-	-
<i>Tabellaria fenestrata</i>		1.5	11.4	1.8	1.5	-	-	-	-	-	-	-	-
Sum		50.2	56.7	87.4	192.0	54.3	104.5	64.5	62.1	44.8	36.8	37.4	26.1
Cryptophyceae													
<i>Cryptaulax vulgaris</i>		-	-	-	-	-	-	.3	-	-	-	.4	-
<i>Cryptomonas</i> cf. pyrenoidifera		-	-	-	-	-	-	-	8.1	-	-	-	-
<i>Cryptomonas curvata</i>		-	-	2.0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cryptomonas marssonii</i>		6.9	3.4	-	-	4.0	-	3.4	-	2.8	11.2	8.1	-
<i>Cryptomonas</i> sp.2 (l=15-18)		-	-	-	-	-	21.8	12.1	-	7.5	11.2	-	-
<i>Cryptomonas</i> sp.3 (l=20-22)		11.2	-	-	-	-	-	-	-	-	3.7	11.2	11.2
<i>Cryptomonas</i> spp. (l=24-28)		12.5	31.1	37.4	18.7	24.9	18.7	18.7	6.2	31.1	12.5	6.2	12.5
<i>Cyathomonas truncata</i>		-	-	-	-	1.3	-	.8	-	-	-	-	-
<i>Katablepharis ovalis</i>		11.2	6.7	5.0	4.4	12.9	12.1	5.9	2.2	2.0	.6	.6	-
<i>Rhodomonas lacustris</i>		39.9	21.4	19.5	21.8	31.8	27.7	24.1	22.1	55.4	17.8	22.2	17.5
Ubest. cryptomonade		6.1	2.0	-	-	-	-	-	4.0	6.1	6.1	-	-
Sum		87.7	64.7	63.8	44.8	74.9	80.2	65.3	42.8	104.9	63.0	48.7	41.2
Dinophyceae (Fureflagellater)													
<i>Ceratium hirundinella</i>		10.0	5.0	-	30.0	50.0	115.0	285.0	140.0	66.0	18.0	-	-
<i>Gyrodinium</i> cf. lacustre		10.9	-	-	-	7.6	2.2	-	4.4	-	-	-	1.1
<i>Gyrodinium helveticum</i>		-	-	-	-	7.8	-	-	-	-	-	20.8	10.4
<i>Gyrodinium</i> sp.1 (l=14-15)		13.1	-	-	-	9.8	-	3.3	-	-	-	-	-
<i>Peridinium cinctum</i>		-	-	-	-	-	56.0	-	18.6	-	-	-	-
<i>Peridinium palustre</i>		-	-	-	-	12.0	-	19.8	-	8.0	8.0	-	-
<i>Peridinium</i> sp. (l=30-35,b=28-35)		-	-	-	-	-	-	-	-	16.0	-	1.9	-
<i>Peridinium</i> sp.1 (l=13-15)		-	-	-	-	5.1	-	-	-	-	-	-	3.6
<i>Peridinium willei</i>		9.0	9.0	-	27.0	-	-	-	-	-	-	-	-
Sum		43.0	14.0	-	57.0	92.4	173.2	308.1	163.0	90.0	26.0	22.7	15.1
Euglenophyceae													
<i>Trachelomonas hispida</i>		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.5
Sum		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.5
My-alger													
Sum		31.3	37.9	17.1	15.7	13.2	12.8	11.5	9.7	7.0	10.2	7.6	9.6
Total		455.8	1410.5	768.6	1131.8	1023.0	852.1	809.2	675.3	401.9	262.3	183.3	284.1

Tab. 4.4. Steinsfjorden. Dominerende arter i planteplanktonet 1972-83.

	1972	1973	1978	1979	1981	1982	1983
Totalvolum Max. mm ³ /m ³	2029	2114 (11 okt.)	2680	4404	1093	3129	1410
Tidspunkt max	25.sept.	2106 (16.juni)	11. juli	29. mai	8. juli	24. aug.	25. mai
Totalvolum snitt (mai-okt.)	1123	1031	1473	1190	590	1395	688
Dominerende arter ved tidspunkt for max.	Oscillatoria rubescens Fragilaria crotonensis Melosira ambigua Tabellaria fenestrata	Aphanizomenon flos-aquae (11. okt.) Oscillatoria rubescens (10. juni)	Anabaena flos-aquae Oscilla- toria spp.	Oscillatoria spp.	Uroglena cf. americana	Anabaena flos-aquae	Uroglena cf. americana Dinobryon divergens Dinobryon sociale
Fremtredende arter vekstsesonen gjennom	Oscillatoria rubescens Fragilaria crotonensis Melosira ambigua Tabellaria fenestrata	Oscillatoria rubescens Asterionella formosa Aphanizomenon flos-aquae Tabellaria fenestrata Melosira ambigua	Anabaena flos-aquae Oscillatoria spp. Ceratium hirundinella	Oscillatoria spp. Ceratium hirundinella Asterionella formosa	Uroglena cf. americana Oscillatoria rubescens Anabaena flos-aquae Melosira italica ssp. subarctica Peridinium cinetium	Anabaena flos-aquae Dinobryon sociale Synedra ssp.	Uroglena cf. americana Dinobryon sociale Anabaena flos-aquae Oscillatoria agardhii v. isothrix Ceratium hirundinella
Viktigste gruppe(r) ved tidspunkt for max.	Cyanophyceae Bacillario- phyceae	Cyanophyceae Bacillario- phyceae (11. okt.)	Cyanophyceae	Cyanophyceae	Chrysophyceae	Cyanophyceae	Chrysophyceae
Viktigste gruppe(r) vekstsesonen gjennom	Cyanophyceae Bacillario- phycea	Cyanophyceae Bacillario- phycea	Cyanophyceae	Cyanophyceae Dinophyceae Bacillario- phycea	Chrysophyceae Cyanophyceae Bacillario- phyceae Dinophyceae	Cyanophyceae Chrysophyceae Bacillario- phyceae	Chrysophyceae Cyanophyceae Dinophyceae

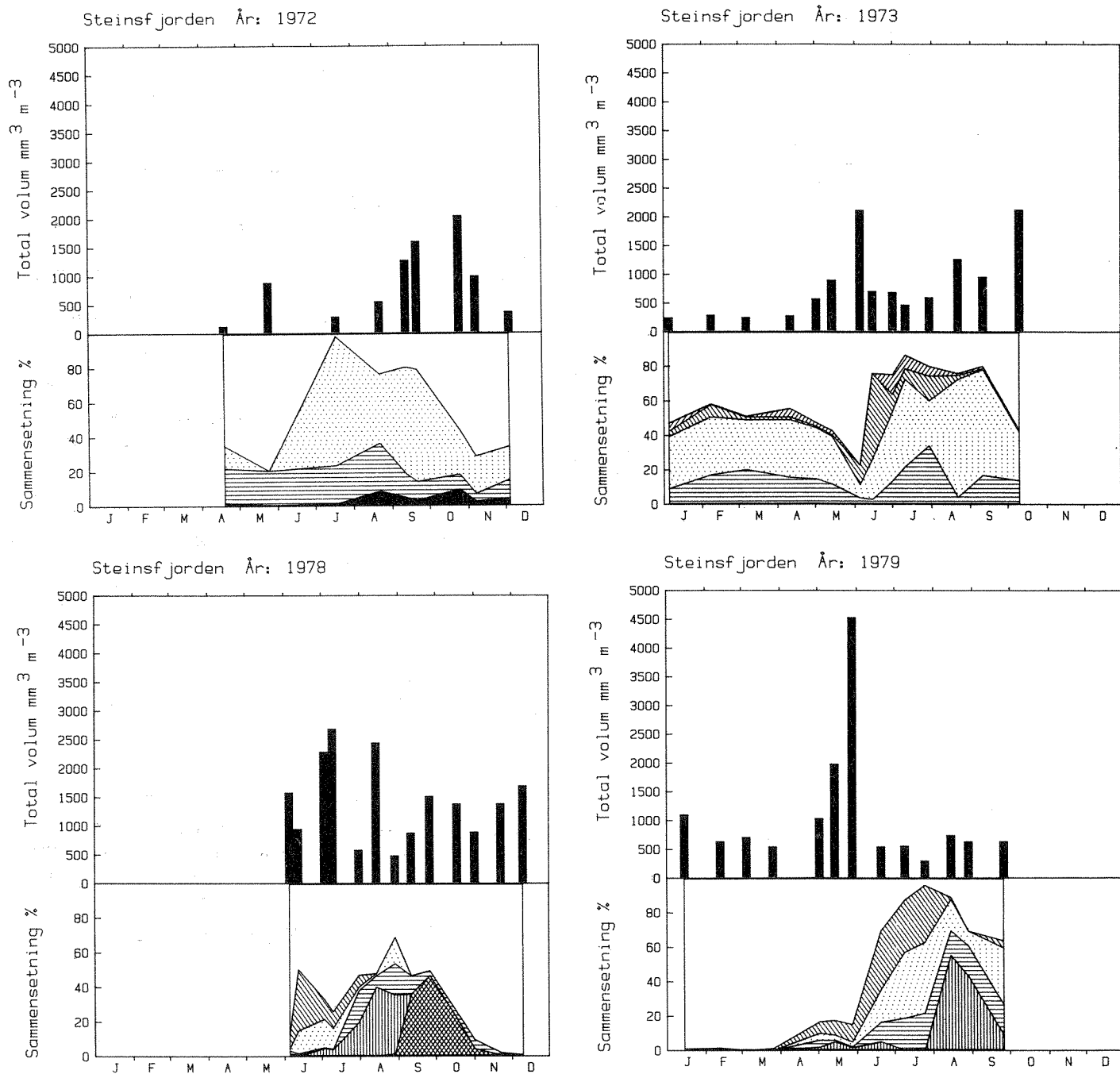
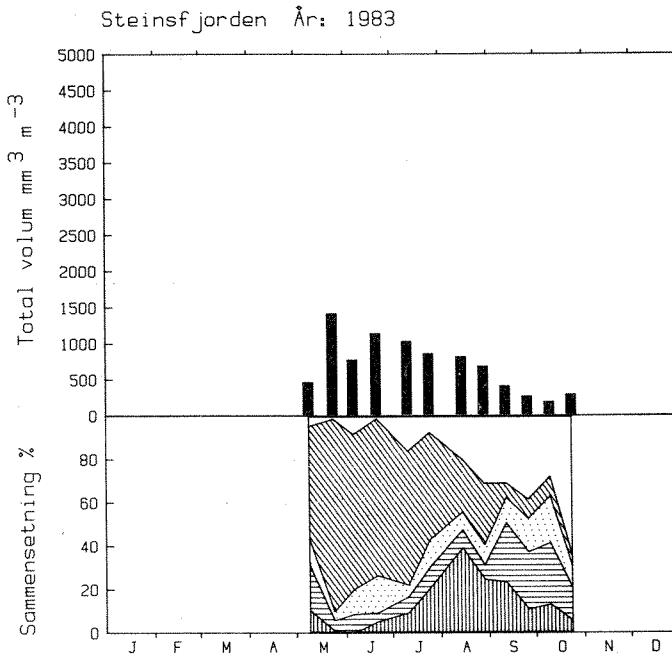
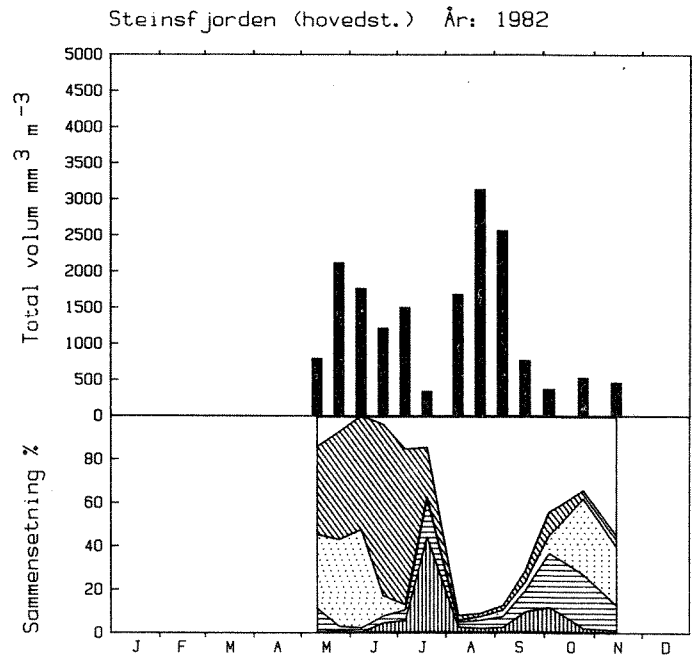
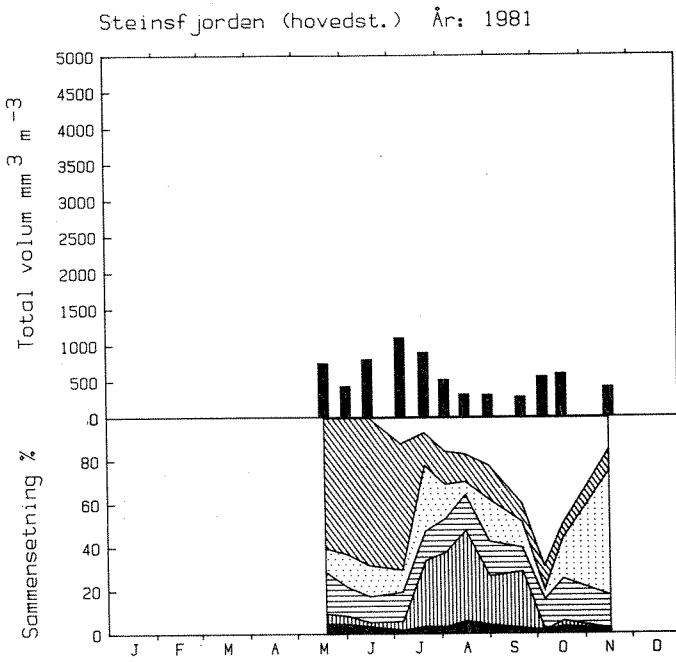


Fig. 4.13. Steinsfjorden. Planteplankton 1972-79. Totalvolum gjennom vekstsesongen og prosentvis sammensetning (0-6m dyp).



TEGNFORKLARING







-  CYANOPHYCEAE
(Blågrønnalger)
-  CHRYSOPHYCEAE
(Gulalger)
-  BACILLARIOPHYCEAE
(Kiselalger)
-  CRYPTOPHYCEAE
-  DINOPHYCEAE
(Fureflagellater)
-  MY-ALGER

Fig. 4.14. Steinsfjorden. Planteplankton 1981-83. Totalvolum gjennom vekstsesongen og prosentvis sammensetning (0-6m dyp).

5. EKSPERIMENTELLE UNDERSØKELSER

Tidlig på forsommeren 1983 ble det bygd opp innendørs forsøksanlegg på NIVA for dyrking av vasspest under kontrollerte betingelser. Plante-materiale ble regelmessig innsamlet fra Steinsfjorden sammen med større mengder innsjøvann som vekstmedium.

Hensikten med forsøkene var å belyse vasspestens vekstegenskaper og innvirkning på stoffomsetning, spesielt opptaksmekanismer for fosfor. Alle forsøk ble utført i klimarom med 14 timers lysperiode ved 15°C. Lysintensitet ved vannoverflate var 140-150 $\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$. Alt innsjøvann ble filtrert gjennom Whatman GF/C-filtre før bruk.

5.1. Kolbeforsøk uten sediment

Innledende forsøk ble utført med dyrking av vasspest i kolber, uten en sedimentfase. Forsøket belyser plantens evne til å overleve i de frie vannmasser over lengre tidsrom, og ble kjørt i 5-6 måneder. Kolbene hadde et vannvolum på 1.5l som ble skiftet hver 10.dag. Forsøket startet 20.mai med friske skuddspisser fra Steinsfjorden, og det ble brukt paralleler med henhv. 10 og 20cm's skuddlengde.

Observasjonene viste at plantene vokste hurtig med en strekningsvekst på 0.3-0.4cm d^{-1} de første 10 døgn, deretter avtok strekningsveksten noe. Plantene dannet også tallrike adventivrøtter fra blad hjørnene (3-5cm pr. plante) og sideskudd. Etter ca. 6 uker ble eldre plantedeler og de minste sideskuddene gule og blasse, og totalbiomassen avtok markert (fig. 5.1). Åpenbart var energireservene i plantene ikke tilstrekkelig til å underholde vekst annet enn i skuddtoppene, som hele tiden var grønne og friske.

Innsjøvannet som ble tilsatt kolbene, varierte betydelig mhp. nærings-salter gjennom forsøksperioden. Nitrat+nitritt var i starten ca. 180 mg N m^{-3} , men falt brått til under 5 mg N m^{-3} midtsommers. Totalfosfor sank fra 15 til 8 mg P m^{-3} og løst fosfor var <2 mg P m^{-3} . Nærings-tilgangen fra vannfasen i Steinsfjorden er klart for lav til å underholde vekst av vasspest uten tilgang på sediment gjennom lengre tid, noe som planten gir signal om ved rik utvikling av adventivrøtter.

Skuddene klarte seg bra i startfasen av forsøket, siden materialet besto av typiske overvintringsskudd med akkumulerte nærings- og energireserver. Når vannfasen ikke kan levere nok nærings-salter vil fosfor-konsentrasjonen i skuddmassen synke til under minimumsnivået for aktiv vekst. Denne prosessen sinkes noe av fosfor-reallokering innen plantene, hvor de aktive vekstpunktene "stjeler" fosfor internt fra resten av skuddet. GERLOFF & KROMBOLZ (1966) fant en nedre grense for aktiv vekst på 0.13% P i sine studier av begrensende vekstfaktorer for vannplanter. Foreløpige beregninger viser at kolbe-plantene nådde ned i dette kritiske nivået samtidig med tilbakegang i biomassen. Siden nitrogen i tilsatt vann også falt brått omtrent på dette tidspunktet er det vanskelig å bestemme sikkert om N og P hver for seg eller i kombinasjon begrenset veksten.

Kolbeforsøkene viser klart at vasspest kan overleve en periode på 1-2 måneder uten kontakt med sediment med den vannkvalitet som Steinsfjorden hadde 1983. Kontakt med sediment og rotutvikling synes livs-nødvendig for vekst gjennom en-flere år.

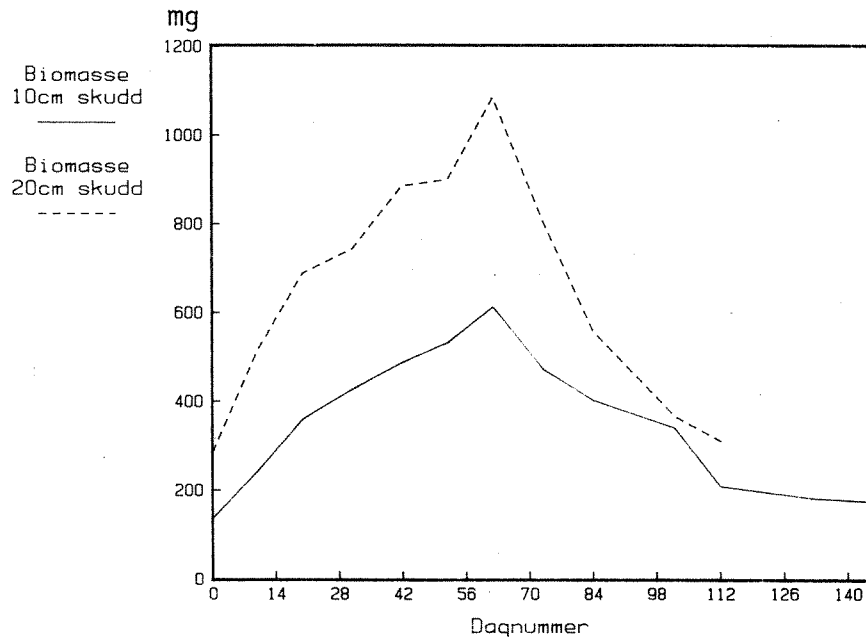


Fig. 5.1. Kolbeforsøk med vasspest, dyrket uten sediment-fase. Totalbiomasse (mg tørrvekt) mot tid. Se også tekst for detaljer.

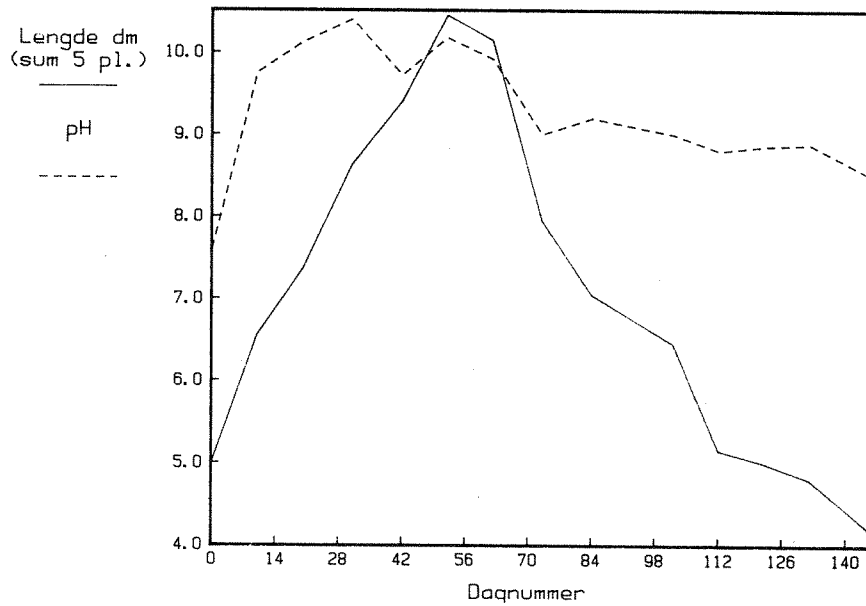


Fig. 5.2. Kolbeforsøk med vasspest, dyrket uten sediment-fase. Strekningsvekst og pH mot tid.

5.2. Vekstforsøk med sediment

5.2.1. Karforsøk

I litteraturen oppgis det at vasspest og nære slektninger med tilsvarende vekstform har svært liten rotbiomasse (HUTCHINSON 1975). Tall på 1-2% rot- av totalbiomasse nevnes. Vi var interessert i å se hvor stor rotbiomasse vasspest produserte på Steinsfjord-sedimenter. Dette belyser plantens mulighet til å ta næringsstoffer, f.eks. P, fra sedimentet.

Vasspest ble plantet i kar med areal 400cm^2 og 5.5l vannfase. Karene inneholdt grovsilt og stabilisert sediment. Vanddyb under forsøket var 14cm. I kar 1 ble det plantet 12cm's toppskudd uten røtter. I kar 2 ble det utplantet 3-5cm's sideskudd som hadde dannet en adventivrot. Materialet representerer eldre stengler som overvintret grønne.

Sideskudd med rot startet synlig vekst tidligere enn toppskuddene, som trengte en 10-14 dagers etableringsfase før vekst startet. Adventivrøtter ble utviklet av begge skuddtyper. Etter 2 måneder ble karene høstet. Resultatene viser at rotbiomassen var svært høy, omkring 12% av totalbiomassen (tab. 5.1). Kar 1 og 2 ga nokså lik avkastning. Under forsøket har vasspest-plantene brukt mye energi til oppbygging av et solid rotsystem. Ute i felt vil antakelig rotbiomassen ligge relativt sett lavere, siden den grønne del av biomassen blir betydelig større enn ved dette forsøket. Resultatet bekrefter at vasspest må ha tilgang på næringsstoffer fra sedimentene.

Tab. 5.1. Biomasse ved karforsøk. Høsting etter 2 mnd. vekst.

	Biomasse mg tørrv.		Rotbiom. % av tot.	Gj.snittslengde cm	
	Grønne pl.	Røtter		Grønne pl.*	Røtter
Kar 1	1379	188	12.0	31.0	25.3
Kar 2	1050	150	12.5	30.0	22.5

*) : Hovedstengler ekskl. sideskudd

5.2.2. Sylindreforsøk

Tilvekst når vasspest-plantene kunne etablerere rotkontakt med sediment ble studert i sylindreforsøk. Pleksiglass-sylindre med vannsøyler på 28 og 120 cm ble brukt. Sedimentfasen var grovsiktet (0.5cm åpning), homogenisert og stabilisert omlag 14 dager før bruk. Topp-skudd med lengde 12cm, innsamlet 30.august, ble plantet nedstukket halvveis i sedimentet. Ved forsøksstart var det tilsatte innsjøvannet fattig på næringsstoffer (jfr. side 40). Lysintensitet ved sedimentoverflaten er beregnet til hhv. 130 og 80 $\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ for 28cm og 120cm's vannsøyler.

Etter en etableringsperiode på 10-14 dager var rotutviklingen kraftig og aktiv vekst kom igang. Som ved kolbeforsøkene (side 40) tærte plantene på lagrede reserver i etableringsfasen før røttene var velutviklet. Plantene vokste med en tilnærmet lineært økende skuddlengde etter ca. 3 uker (fig. 5.3).

Lengdeveksten var størst ved 80 $\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$, omkring 0.9 cm d^{-1} etter 3 uker. Ved 130 $\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ var gjennomsnittlig lengdevekst betydelig lavere, omkring 0.5 cm d^{-1} . Dette er helt i samsvar med tidligere observasjoner (BARKO & SMART 1981), gjort på nære slektinger av vasspest (Egeria densa og Hydrilla verticillata). Forholdet forklares bl.a. ved økt klorofyll-innhold og større assimilasjonskapasitet i skygge-tilpassede skudd (BARKO & SMART 1981).

Selv om forsøksresultatene ikke direkte kan overføres til feltvilkårene i Steinsfjorden, synes skuddlengde å være en velegnet parameter for karakterisering av vasspestens vekst (og indirekte biomasse). Som vist tidligere (side 14) er biomasse målt i felt signifikant korrelert med skuddlengden. Siden veksthastigheten synes å være nokså konstant over tid, gir dette mulighet til

- a) datere vasspest-kolonienes alder (til årsklasse),
- b) beregne omtrentlig planteproduksjon på et gitt felt mellom ett-flere år.

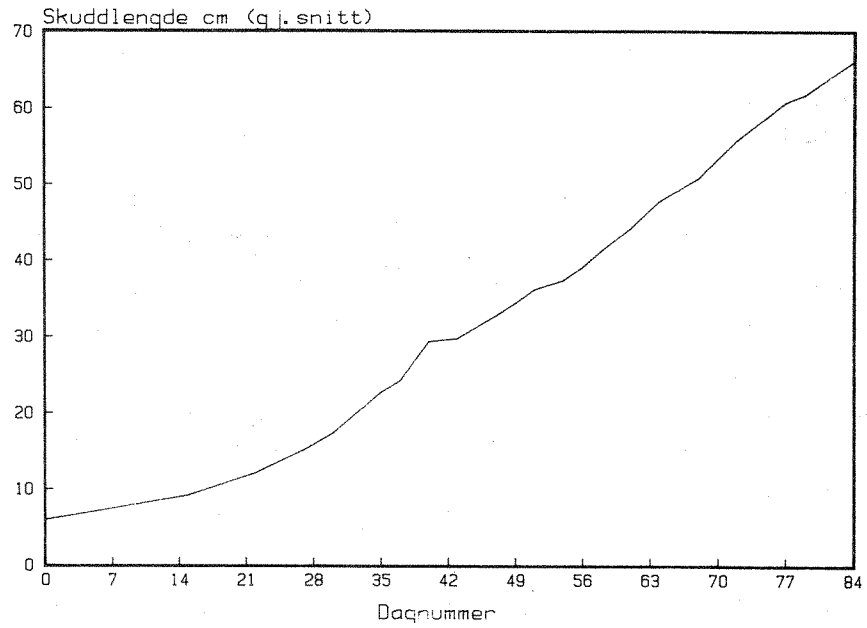


Fig. 5.3. Sylindreforsøk med vasspest og sediment. Gjennomsnittslengde for N=24 planter mot tid.

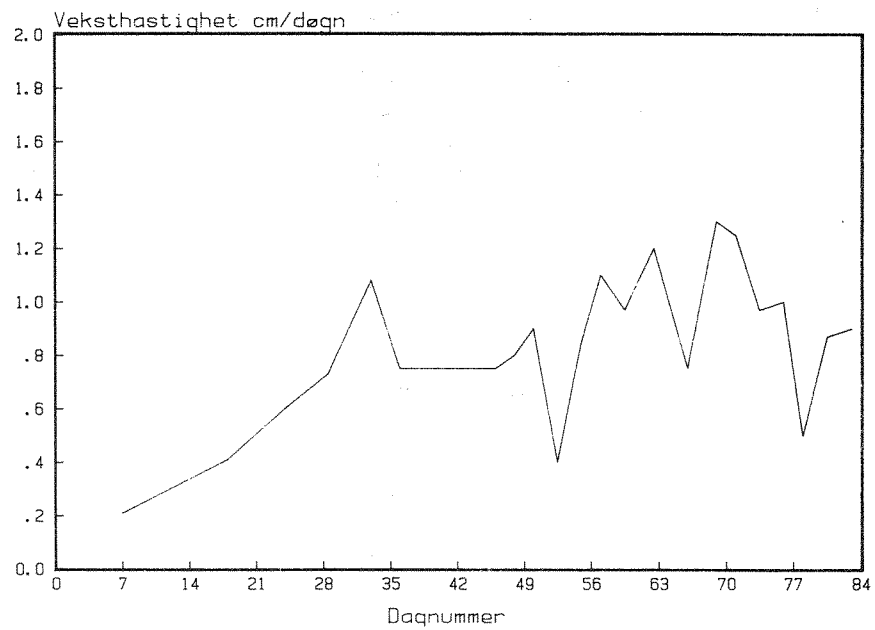


Fig. 5.4. Sylindreforsøk med vasspest og sediment. Veksthastighet mot tid. Gjennomsnittsverdier for 24 planter.

5.3. Fosforlekkasje-forsøk

5.3.1. Bakgrunn og innledende forsøk

Eksperimentelle studier og felt-observasjoner viser at høy pH kan gi utlekking av sediment-bundet P (ANDERSEN 1975, SANNI 1982). Tidligere er det påvist P-frigjøring fra dypvanns-sedimenter i Steinsfjorden allerede fra pH=8.4-8.6 (ERLANDSEN et al. 1980). Dette sedimentet adskiller seg mhp. P-innhold og struktur fra de mer mineraliserte littoral-sedimentene hvor vasspesten etableres.

To forsøksserier ble satt opp for å belyse eventuell pH-betinget utlekking av P fra vasspest-koloniserbare sedimenter. Vi var også interessert å se på vasspestens egeneffekt på P-mobilisering fra sediment under kontrollerte forhold.

Prøver fra 2m dyp, nord for Sundvollen, ble brukt i begge serier. I det ene forsøket ble 9 sedimentkjerner inkubert aerobt ved 9°C, og pH i vannfasen justert med NaOH til pH-verdier mellom 8.5 og 11. Signifikant mobilisering av P ble observert ved pH>10 (SANNI 1983).

Det andre forsøket søkte å belyse samspillet mellom vasspest, mobilisering av sediment-bundet P og høy pH.

5.3.2. Tre-kammer forsøk

Grovsiktet sediment (0.5cm poreåpning) ble homogenisert og fylt i et tre-kammer pleksiglass kar. Hvert kammer holdt 3l liter innsjøvann og 1l dm³ stabilisert sediment. Sediment-overflaten ble holdt aerob ved hjelp av luftdiffusorer nær bunnen. Vasspest ble utplantet i kar "E", kar "L" ble brukt til å simulere pH-nivået i kar "E" ved tilsetning av NaOH, og kar "K" var kontroll. Vannprøver ble tatt ukentlig, og vannstanden ble holdt konstant ved tilsetning av filtret, lagret innsjøvann.

I kar "E" ble det plantet skudd-topper av vasspest, med en initiell skuddtetthet på 56 (ekvivalent med 500 skudd m⁻² som er omtrent lik et tidlig rankevekst-stadium, side 14), hvorav 46 overlevde og slo rot. Som følge av vasspestens fotosynteseaktivitet økte pH i kar "E" etter hvert. pH-utvikling og gjennomsnittslengde av plantene under forsøket er vist i fig. 5.5. Da fotosyntesen er lysavhengig ble det en klar døgnvariasjon i pH, som vist i fig. 5.6. pH-verdien i kar "L" ble daglig justert med NaOH til samme nivå som i kar "E". Hensikten med dette var å se om høy pH forårsaket av vasspestens fotosyntese hadde lik effekt på fosfor-mobilisering som høy pH av luttilsetning.

Resultatene fra tre-kammer forsøket er skjematisk illustrert i fig. 5.7. Konsentrasjon av fosfor i kar "K" var stabil under hele forsøket, med gjennomsnittsverdi for total-fosfor på 10.1 mg P m⁻³ og løst fraksjon på 4.6 mg P m⁻³.

I lutkaret ("L") var total-fosfor 11.3 mg P m⁻³ og løst-P 4.5 mg P m⁻³ så lenge som pH var lavere enn 10. Dette indikerer at det ikke fant sted noen mobilisering av sediment-bundet P under pH=10.0. Over pH=10 økte målte konsentrasjoner av total-P og løst-P vesentlig (fig. 5.7), helt i samsvar med Sanni's observasjoner (SANNI 1983).

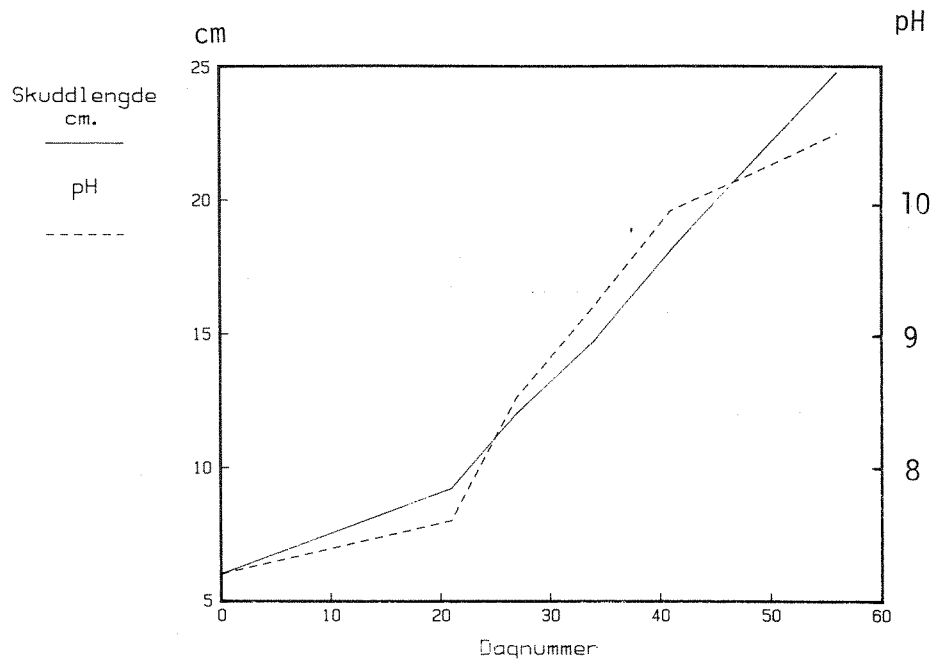


Fig. 5.5. Tre-kammer forsøk. Daglig gjennomsnitt av pH og plantelengde.

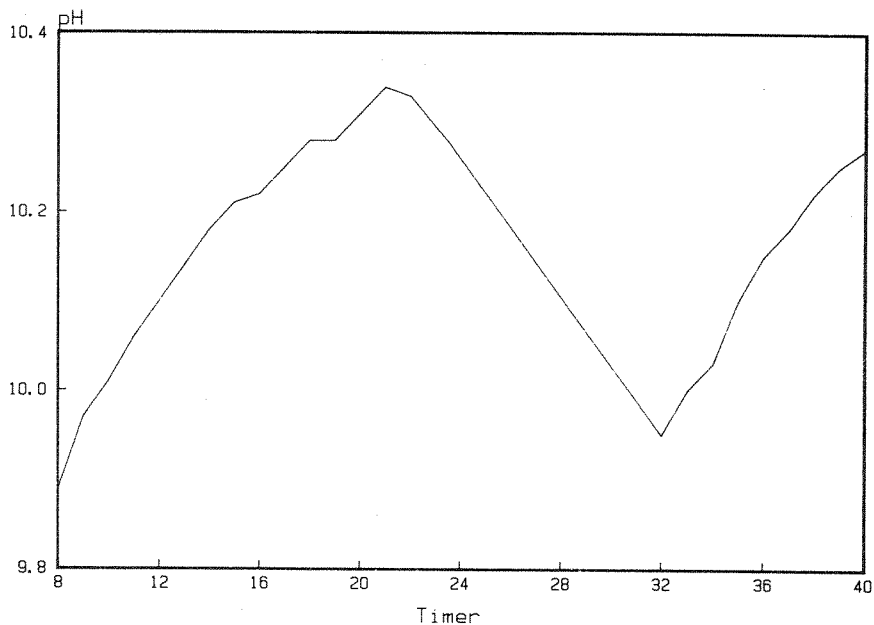


Fig. 5.6. Tre-kammer forsøk. Døgnvariasjon i pH, kar "E".

Fosforkonsentrasjonene i kar "E" var for total-P og løst-P henholdsvis 12.6 og 6.0 mg P m⁻³ når pH<10 og 12.8 og 6.5 mg P m⁻³ når pH=10.0-10.3. Disse resultatene indikerer at vasspesten skiller ut fosfor under aktiv vekst, men at det under forsøket raskt blir en "steady-state" situasjon. Siden P-nivået i vannfasen ikke steg for pH>10 kan dette bety at planten raskt tar opp eventuelt ekstra frigjort sediment-bundet P. Vårt datamateriale er noe spinkelt til å vurdere om mekanismene for P-frigiving er forskjellige ved hhv. lut-tilsetning og høy fotosyntetisk pH. Analyseresultater for kalsium og jern tyder imidlertid på vesentlige forskjeller.

Under forsøket var det en samlet forskjell i fosfor-mengde på ca. 90 ug P mellom kontroll og kar "E". Tilvekst av biomasse var etter 100 døgn 10 g tørrvekt av vasspest, inneholdende ca. 30 mg P. Disse resultatene viser at vasspest tar opp så og si alt P direkte fra sedimentet, noe som også er vist ved tidligere forsøk (CARIGNAN & KALFF 1980). Dessuten indikerer våre observasjoner at vasspest fungerer som en "fosfor-pumpe" og anriker vannfasen med P.

Fluks av P fra sediment inn i vasspest-biomassen under dette forsøket er beregnet til 38-45 ug P g⁻¹ tørrvekt d⁻¹, om tørrvekt regnes på total eller askefri basis. Netto fluks av P til vannfasen er vanskelig å beregne eksakt, siden totalbiomassen er kjent bare ved forsøkets avslutning. Regner vi med eksponensiell vekst i 80 døgn, blir fluksen ca. 0.3-0.4 ug P g⁻¹ tørrvekt d⁻¹ eller omkring 1% av sediment-P fluks. Dette er langt lavere verdier enn det som er rapportert tidligere for vasspest og liknende arter (CARIGNAN & KALFF 1982, RØRSLETT *et al.* 1984). Årsaken kan være at forsøksforholdene avviker fra de vilkår som finnes ute i Steinsfjorden, bl.a. vil en "steady-state" fluks oppnås hurtigere under forsøket siden vannvolumet er lite i forhold til plantemengden. Tidligere observasjoner tyder også på at fluks-retningen kan være såvel inn som ut av plantene.

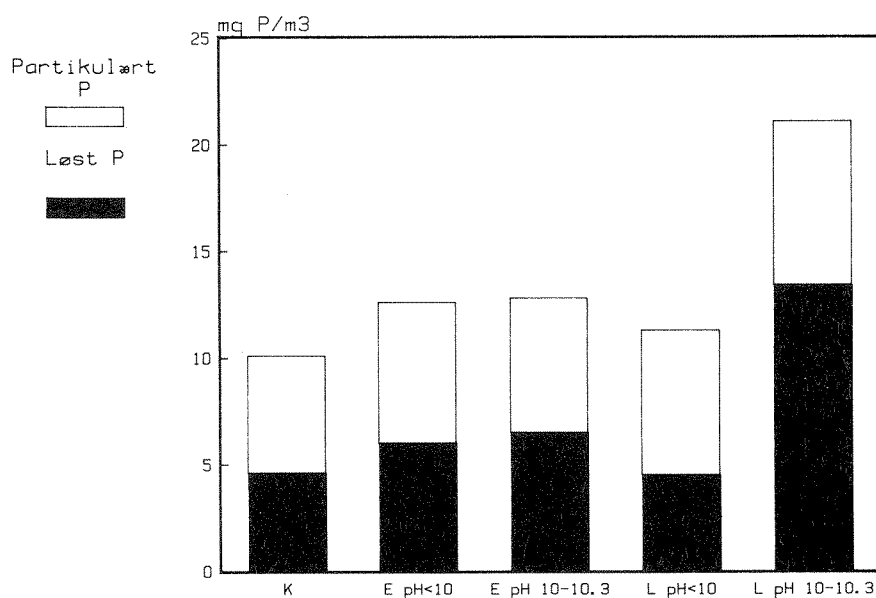


Fig. 5.7. Tre-kammer forsøk. Gjennomsnittskonsentrasjon av total-fosfor (TOT-P) og løst fosfor i hhv. kontroll ("K"), vasspest-kar ("E") og lut-kar ("L") ved ulike pH-nivåer.

5.4. Nedbrytningsforsøk

Innledende forsøk ble utført for å studere fosfor-frigiving fra vasspest under nedbrytning. Vasspest ble utplantet i et kar med 400 cm² bunnareal og vannfase på 5.5l. Etter 2 måneder ble plantene høstet, og hadde da produsert 20g våtvekt med ca. 48 mg P.

Nedbrytning av de høstede plantene ble gjennomført i totalt mørke ved 15°C. Som kontroll ble et tilsvarende kar uten planter brukt. Etter 6 uker var det ingen tydelige spor å se av vasspest-plantene.

Total-fosfor i plantekaret økte fra 22₃ til 310 mg P m⁻³, mens kontrollkaret økte fra 27 til 58 mg P m⁻³ i samme tidsrom. Økningen i kontrollen er hovedsakelig betinget av lekkasje fra sedimentet. Dette vises ved en økning i Mn fra 16 til 230 mg Mn m⁻³.

Vasspest-nedbrytningen ga netto ca 252 mg P m⁻³ i vannfasen. Dersom alt vasspest-bundet fosfor var blitt frigjort skulle total-P være omlag 755 mg P m⁻³. I dette forsøket er altså ca. 33% av biomasse-P igjen i vannfasen. Resten må være bundet til sediment eller bakterie-biomasse på sediment-overflaten.

Umiddelbart etter høsting viste total-P en stigning fra 19 til 26.5 mg P m⁻³ (etter 5 timer), men kom tilbake til utgangsnvået etter ca. ett døgn. Analyseresultater tilsier at økningen i første rekke kom fra LMRP-fraksjonen. Vasspest-plantenes evne til å "pumpe" fosfor ut i vannmassene fra kuttete stengelbiter synes derfor å være kortvarig.

6. DISKUSJON

Utgangspunkt for en diskusjon er hva vet vi og hva bør gjøres.

- Vasspest i Steinsfjorden skaper en rekke praktiske og estetiske problemer for brukerne av innsjøen.
- De pågående krepseundersøkelser (J.Skurdal, Uio) indikerer at vasspest påfører krepsebestanden betydelig "stress".
- Vasspest aktiverer nye omsetningsveier for fosfor i økosystemet. Dette resulterer i større økologisk ustabilitet. Innsjøens respons varierer fra år til annet. I år med stort innslag av aldrende og døende vasspest økes planktonproduksjonen betydelig. På sikt er det en fare for at Steinsfjorden kommer inn i en irreversibel eutrofieringsfase.

Det er vist at tilsvarende masseetablering av undervannsplanter (elodeider) kan bidra med en betydelig indre gjødsling av innsjøer (CARPENTER 1982, JACOBY et al. 1982, LANDERS 1982). Hovedmekanismen bak makrofytt-drevet indre gjødsling er fosforopptak fra sediment og senere frigjøring til vannmassene når plantene dør. Noe fosfor kan også skilles ut under aktiv vekst.

Våre eksperimenter med vasspest og fosforopptak viser at nær 100% av biomassebundet fosfor stammer fra sedimentet som plantene vokser på. Disse resultatene stemmer vel overens med tidligere studier på vasspest og beslektede arter (BARKO & SMART 1980, CARIGNAN & KALFF 1982, CARIGNAN 1982). Feltnålinger i Steinsfjorden viser imidlertid at vasspest også kan ta opp noe fosfor direkte fra vannmassene. Dette synes å ha størst betydning under kolonienes mest aktive vekst-fase (RØRSLETT et al. 1984). Frigjøring av P ("pumpe"-effekt) skjer uregelmessig gjennom året, mest under perioder med lav vekstintensitet.

Det er store mengder P som nå er bundet opp i vasspest-biomassen i Steinsfjorden, anslagsvis 5-6 tonn P ved utgangen av 1983. Årlig ekstern tilførsel er ca. 1.2-1.5 tonn P (ABRAHAMSEN 1981). Et fullstendig P-budsjett for innsjøen er vanskelig å få til, bl.a. fordi vannutskiftningen med Tyrifjorden er dårlig kjent. Tidsoppløsningen i budsjettene blir for grov til å belyse den dynamiske P-omsetningen i Steinsfjorden gjennom vekstsesongen (sommermånedene). Den påviste økning i P-konsentrasjon, ca. 2mg P m^{-3} 1981-83, er relativt liten og antyder at en vesentlig del av vasspest-biomassens P går tilbake i sedimentet når plantene dør. Ved nedbrytningsforsøk fant vi at nær 70% av biomasse-P ble bundet i sedimentet. De virkelige forhold i Steinsfjorden er ukjente, og det er mulig at en enda større fraksjon av biomasse-P vil bindes i sedimentet. Det tilbakeførte fosforet vil for en stor del gå inn i neste års planteproduksjon (ESTEVES 1980).

Ved høsting av vasspest-plantene vil åpenbart fosfor fjernes fra økosystemet. Planteplanktonet får redusert P-tilførsel fra vasspest under nedbrytning. Siden littoralsedimentene i Steinsfjorden hittil er av minerogen karakter (SKOGHEIM 1975) antar vi at dannelse av lett-mobiliserbart P skjer saktere enn det vasspest har behov for, dersom vasspesten hindres i nedbrytning direkte på voksestedet. Utarming av sediment-P kan forøvrig være en forklaring på vasspestens hurtige tilbakegang på mindre næringsrike lokaliteter (f.eks. Randsfjorden og flere lokaliteter i Tyrifjorden).

Høstes planter i flere år på rad, skulle det være mulig å redusere sedimentets P-innhold slik at det ikke lenger kan forsyne massebestand av vasspest med nødvendig P-mengde. Det er vist for andre undervannsplanter at gjentatt høsting nedsetter gjenvekst i påfølgende år (KIMBEL & CARPENTER 1981).

I Sverige er høsting av høyere vegetasjon benyttet som én av flere metoder ved restaurering av innsjøer, bl.a. med sikte på fjerning av næringssalter fra systemet (BJÖRK 1972, BJÖRK & GRANELI 1978).

Ut ifra et høstingssynspunkt er det interessant at vasspest synes egnet til fôr iflg. undersøkelser foretatt ved Norges Landbruks-høgskole. Planten kan tenkes brukt dels som kraftfor-tilsetning, dels til ensilering. Jordforbedring er også et aktuelt bruksområde. Plantens innhold av tungmetaller og eventuelle giftstoffer må da først undersøkes. Spredningsfaren som disse anvendelsene medfører, må også vurderes.

Mot høsting taler imidlertid flere momenter. For det første vil høsting bli et kostbart og komplisert tiltak. En høsting av all vasspest i Steinsfjorden kan komme på et flertalls millioner kr. For det andre vil normalt vasspest på sikt (etter 10-30 år?) gå tilbake av seg selv, og dermed gjøre tiltaket overflødig. Dette forutsetter at vasspest ikke har drevet Steinsfjorden inn i en uheldig eutrofiutvikling i mellomtida. Til slutt skal det nevnes at høsting er et drastisk inngrep i økosystemet, med mulighet for negative følger bl.a. for annen vegetasjon, krepsefiske o.l.

Vi vil anbefale følgende aktiviteter i 1984:

- 1) Utrede høstingsmetoder.
- 2) Utrede bruk av vasspest til fôr/jordforbedring.
- 3) Starte prøvehøsting og måling av gjenvekst på høstede arealer.
- 4) Studere hvor i innsjøbassenget som vasspest nedbrytes og hvor mye av biomasse-fosfor som frigjøres direkte til vannmassene.
- 5) Følge opp vannkvalitetsendringer.
- 6) Følge opp biomasseutviklingen i Steinsfjorden totalt.

7. LITTERATUR

- ABRAHAMSEN, H. 1981: Stofftransport til Steinsfjorden 1978-79. Hovedfagsoppgave i limnologi, Universitetet i Oslo.
- ANDERSEN, J.M. 1975: Influence of pH on the release of phosphorus from sediments. Arch. Hydrobiol. 76:411-419.
- BARKO, J.W. & SMART, R.M. 1980: Mobilization of sediment phosphorus by submersed freshwater macrophytes. Freshw. Biol. 10:229-238.
- BARKO, J.W. & SMART, R.M. 1981: Light and temperature on macrophytes. Ecol. Monogr. 51(2):219-235.
- BERGE, D. & RØRSLETT, B. 1980: Notat vedr. vasspestens invasjon av Steinsfjorden. NIVA problemnotat O-7800608, 15 pp.
- BJÖRK, S. 1972: Swedish lake restoration project gets results. Ambio 1(5):153-165.
- BJÖRK, S. & GRANALI, W. 1978: Energy reeds and the environment. Ambio 7(4):150-156.
- BLOMDAHL, E. & EGERHEI, T. 1983: Vasspest (*Elodea canadensis*) i Evje og Hornnes kommune, Aust-Agder fylke. Blyttia 41:58-60.
- CARIGNAN, R. 1982: An empirical model to estimate the relative importance of roots in phosphorus uptake by aquatic macrophytes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 39:243-247.
- CARIGNAN, R. & KALFF, J. 1982: Phosphorus release by submerged macrophytes: Significance to epiphyton and phytoplankton. Limnol. Oceanogr. 27(3):419-427.
- CARPENTER, S.R. 1980: Enrichment of Lake Wingra, Wisconsin, by submersed macrophyte decay. Ecology 61(5):1145-1155.
- ERLANDSEN, A.H., GRØTERUD, O. & SKOGHEIM, O.K. 1980: Intern tilførsel av fosfor i innsjøer ved høy pH. Stensiltrykk nr.7/1980, Inst. hydrotekn., NLH.
- ESTEVEZ, F. 1980: Die bedeutung der aquatischen makrophyten für den stoffhaushalt des Schönsees. III: Die anorganischen hauptbestandteile der aquatischen makrophyten. Gewässer u. Abw. 66/67:29-94.
- GERLOFF, G.C. & KROMBOLZ, P.H. 1966: Tissue analysis as a measure of nutrient availability for the growth of angiosperm aquatic plants. Limnol. Oceanogr. 11:529-537.
- HUTCHINSON, G.E. 1975: A Treatise on Limnology. Vol.3: Limnological Botany. Wiley & Son, New York, 1015 pp.
- JACOBY, J.M., LYNCH, D.D., WELCH, E.B. & PERKINS, M.A. 1982: Internal phosphorus loading in a shallow eutrophic lake. Water Res. 16:911-919.

- KIMBEL, C.J. & CARPENTER, S.R. 1981: Effects of mechanical harvesting on Myriophyllum spicatum L. regrowth and carbohydrate allocation to roots and shoots. *Aquat. Bot.* 11:121-127.
- LANDERS, D.H. 1982: Effects of naturally senescing aquatic macrophytes on nutrient chemistry and chlorophyll a of surrounding waters. *Limnol. Oceanogr.* 27(3):428-439.
- ROHDE, W. 1969: Crystallization of eutrophication concepts in Northern Europe. Side 50-64 i "Eutrophication", *Nat. Acad. Sci.*, Washington DC, 661 s.
- RØRSLETT, B. 1977: Spredning av vasspest (Elodea canadensis Michx.) på Østlandet fram til 1976. *Blyttia* 35:61-66.
- RØRSLETT, B. 1983: Tyrifjord og Steinsfjord. Undersøkelse av vannvegetasjon 1977-82. NIVA rapport O-7800604.
- RØRSLETT, B. 1984: Environmental factors and aquatic macrophyte response in regulated lakes - a statistical approach. *Aquat. Bot.* (in press)
- RØRSLETT, B., BERGE, D. & JOHANSEN, S.W. 1984: Mass invasion of Elodea canadensis in a mesotrophic, South Norwegian lake - impact on water quality. *Verh. Int. Verein. Limnol.* 22 (in press)
- ST. JOHN, H. 1965: Monograph of the genus Elodea (Hydrocharitaceae). IV. The species of eastern and central North America. & Summary. *Rhodora* 67:1-35, 155-180.
- SANNI, S. 1982: The effect of high pH on phosphorus release. In vitro quantification and in situ verification in Lake Arungen. S. 21-30 i Bergstrøm, J., Kettunen, J. & Stenmark, H. (eds.): "Physical, chemical and biological dynamics on sediments". *Proc. 10th. Nordic Symp. on Sediments.*
- SANNI, S. 1983: Fosforfrigjøring ved høy pH fra littorale sedimenter i Steinsfjorden. *Notat Limnol. Avd.*, Universitetet i Oslo, 12 s.
- SCULTHORPE, C.D. 1967: The Biology of Aquatic Vascular Plants. Arnolds, London, 610 pp.
- SKOGHEIM, O.K. 1975: Steinsfjorden. En undersøkelse av hydrografi, fytoplankton og primærproduksjon i 1972-73. Hovedfagsoppgave i limnologi, Universitetet i Oslo.