

O – 8007601 OF – 83631

# Typifisering av lokaliteter i rennende vann

# NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd

Postadresse: Brekke 23 52 80  
Postboks 333, Blindern Gaustadalleen 46 69 60  
Oslo 3 Kjeller 71 47 59

Rapportnummer: 0-80076-01
Undernummer:
Løpenummer: 1509
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel:  TYPIFISERING AV LOKALITETER I RENNENDE VANN	Dato: 25.7.1983
Forfatter(e):  Tor Traaen Eli-Anne Lindstrøm Catarina Johannson	Prosjektnummer: 0-80076-01 OF-83631
	Faggruppe: HYDRØKOLOGI
	Geografisk område: Generelt
	Antall sider (inkl. bilag): 68

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

Ekstrakt: Typifisering av lokaliteter i rennende vann er å systematisere biologiske observasjoner ifølge naturgitte fysiske og kjemiske forhold. I sammenheng med overvåking kan dette benyttes til å definere null-forurensnings-situasjonen. Rapporten omhandler ulike metoder for typifisering.


Bruk av ulike numeriske metoder på kiselalgedata tyder på at langsiktige observasjoner i vassdrag bør prioriteres fremfor et tett stasjonsnett.

Undersøkelser av strømhastighetens innvirkning på begroingsalger viste at det er klare artsspesifikke preferanser for gitte strømhastighetsområder. Begroingsobservasjoner i det midlere strømhastighetsområdet (rundt 50 cm/s) synes å være best egnet til å karakterisere lokaliteter.

4 emneord, norske: Rennende vann
1. Fysisk og biologisk typifisering
2. Numeriske analyser
3. Strømhastighet
4. Begroingsalger

4 emneord, engelske: Running water
1. Physical and biological typing
2. Numerical analysis
3. Current velocity
4. Periphyton

Prosjektleder:

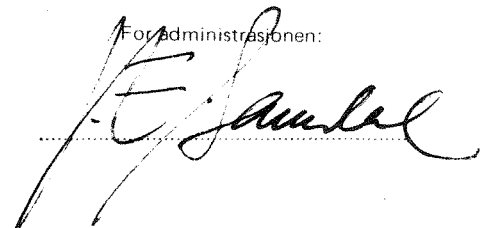



Divisjonssjef:



ISBN 82-577-0648-5

For administrasjonen:

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Oslo

0-80076-01

OF-83631

TYPIFISERING AV LOKALITETER I RENNENDE VANN

Saksbehandler: Tor S. Traaen

Medarbeidere: Hans Holtan

*Catarina Johansson*  
*Universitetet i Uppsala*

Eli-Anne Lindstrøm

Bjørn Rørslett

For administrasjonen:

J.E. Samdal

Lars N. Overrein

## SAMMENDRAG OG ANBEFALINGER

1. Typifisering i akvatisk økologi består i å systematisere biologiske, kjemiske og fysiske data for å få fram generelle sammenhenger mellom biologi og det fysisk/kjemiske miljø. Rapporten omhandler ulike metoder for typifisering av rennende vann, med spesiell vekt på anvendelighet for overvåking.
2. Til en generell karakterisering av vassdragets næringsrikhet anbefales bestemmelse av klorofyll og totalantall bakterier i drivet. Disse bør alltid suppleres med vannanalyser av totalfosfor og farge.
3. For fysisk karakterisering av lokaliteter i rennende vann, anbefales følgende parametre: 1) avstand fra øverste kilde, 2) elvens bredde, 3) månedlig middel, maksimum- og minimumstemperatur, 4) elveleiets helling, 5) størrelsen av substratet og 6) lysklima (skygging). Ved mer detaljerte undersøkelser bør dette suppleres med måling av strømhastigheter like over substratet.
4. For biologisk typifisering av begroing synes en kombinasjon av dekningsgrad (bestemt i felten) og dominans i prøvene (bestemt på laboratoriet) anvendelig. Ved bunndyrundersøkelser synes en bearbeiding på funksjonsgruppenivå, samt bestemmelse av utvalgte karakterarter å gi en god karakteristikk av lokaliteten. I elver hvor høyere planter er utbredt, vil disse være velegnet til karakterisering av vassdraget.
5. Det er benyttet 6 ulike numeriske metoder til behandling av kiselalgedata fra Alta-Kautokeinovassdraget. Metodene viser at variasjonene fra år til år i sammensetning og mengde av diatoméer på en stasjon kan være større enn variasjonene mellom ulike stasjoner samme året. Dette viser at det er nødvendig med flere års undersøkelser for å fastlegge klimatisk betingede variasjoner i vannbiologien. Langsiktigheten bør derfor prioriteres fremfor et stort antall stasjoner.
6. For en rutinemessig typifisering på artsnivå synes følgende numeriske analyser å være velegnet: 1) En 'cluster'-analyse basert på 'similarity ratio' (SR). Dette gir en første oppdeling av materialet.

- 2) En TABORD-analyse. Denne gir større innsikt i gruppens artsinnhold, og en god informasjon om unike stasjoner og deres arter.
  - 3) En ordinasjonsmetode av typen ORDINA for klassifisering av gradienter innen materialet, samt innføring av referansestasjoner.
7. Undersøkelser av strømhastighetens virkning på begroingsalger har vist at enkelte arter har klare preferanser for gitte strømhastighetsområder. Det optimale strømhastighetsområdet for en art synes å være det samme hele sesongen. Bredden på strømhastighetsnisjen modifieres imidlertid av faktorer som temperatur, lys og vannkjemi.
  8. Detaljerte undersøkelser i Skjærstjøelva tyder på at et midlere hastighetsområde (rundt 50 cm/s) er mest velegnet for begroingsobservasjoner med tanke på typifisering og overvåking. Dette fordi det der var et maksimalt antall karakteristiske arter og få tilfeldige arter. Ved lavere hastigheter (rundt 20 cm/s) var der flere tilfeldige (temporært forekommende) arter. Ved høye hastigheter (rundt 100 cm/s) var mangfoldet redusert av mekanisk stress.
  9. Begroingsobservasjoner før, under og etter en flom viste at alger i det lavere hastighetsområdet i stor grad ble løsrevet under flommen. Effekten av flommen var mindre der hastigheten hadde vært høy også før flommen. Dette viser at observasjoner i lavhastighetsområdet er beheftet med store usikkerheter grunnet tilfeldige vannføringsvariasjoner.

## INNHOLDSFORTEGNELSE

	Side
SAMMENDRAG	
1. INNLEDNING	1
2. FORSØK PÅ TYPIFISERING AV LOKALITETER I RENNENDE VANN	2
2.1 Generelt om typifisering	2
2.2 Forslag til fysisk karakterisering av lokaliteter for typifisering	9
2.3 Biologisk karakterisering	12
3. METODSTUDIE AV OLIKA NUMERISKA ANALYSER - DIATOMEER I ALTA-KAUTOKEINO VATTENSYSTEM 1980-81	17
3.1 Innledning	17
3.2 Cluster analys	18
3.3 TABORD analys	20
3.4 ORDINA-ett ordinationsprogram	25
3.5 TWINSPAN-en flerstegs delningsteknik	27
3.6 GROUPAGE-clusteranalys baserad på similarity ratio (SR)	30
3.7 Polär ordination	32
3.8 Sammenfattnng	35
4. STRØMHASTIGHETENS BETYDNING FOR BEGROINGSALGER	36
4.1 Generelt	36
4.2 Karakterisering av strømhastighet	36
4.3 Strømhastighetens virkning på artsfordeling av begroingsalger	39
5. BEGROINGSUNDERSØKELSER I SKJÆRSJØELVA	44
5.1 Innledning	44
5.2 Fysisk og kjemisk karakterisering	44
5.3 Resultater av begroingsundersøkelsene i 1982	48
5.3.1 Artsantall	48
5.3.2 Artssammensetning	49
5.3.3 Arsvariasjoner og mengdemessig forekomst	49
5.3.4 Virkninger av økt strømhastighet (flom)	54
5.4 Diskusjon	54
5.4.1 Artsantall - karakterarter	54
5.4.2 Artsammensetning	54
5.4.3 Arstidsvariasjoner - mengdevariasjon	55
6. LITTERATUR	59
BILAG	62

## 1. INNLEDNING

Prosjektet "Typifisering av lokaliteter i rennende vann" er utført etter oppdrag fra SFT. Prosjektet er delvis finansiert av NIVA-midler. Hensikten med prosjektet har vært å gi et bedre grunnlag for utforming og tolkning av overvåkingsundersøkelser.

Ved tradisjonelle undersøkelser i vassdrag har man oftest forsøkt å forklare biologiske observasjoner ut fra vannkjemiske forhold. Dette går stort sett bra når belastningen med forurensninger er høy, f.eks. ved heterotrof begroing i elver og eutrofiering av innsjøer. Ved lav forurensning vil man ofte ha problemer med å definere forurensningseffektene fordi de naturlige variasjonene i vannbiologien kan være både store og vanskelige å forutsi. Hovedårsaken til dette er at kunnskapsnivået om økologien i rennende vann generelt sett er lav. Det er spesielt liten kunnskap om virkninger av fysiske og geografiske forhold på vannbiologien.

Rapporten gir forslag til parametere som på lengre sikt vil gi erfaringsgrunnlag for å gruppere lokaliteter etter naturgitte biologiske og fysiske forhold. Dette vil gi et grunnlag for å definere et nullpunkt på forurensningsskalaen.

Som eksempler på matematisk behandling av biologiske data på artsnivå er det utført ulike ordinasjonsberegninger og klusteranalyser på kiselalgedata fra Alta-Kautokeinovassdraget. Denne del av rapporten er utført av Catarina Johansson ved Växtbiologiska Institutionen, Universitetet i Uppsala.

Det er videre foretatt en spesialundersøkelse av strømhastighetens innvirkning på begroingsalger. Undersøkelsene er utført i Nitelva, Alta-Kautokeinovassdraget og Skjærsvjelva.

Forfatterne vil takke SFT for muligheten til å utdype den faglige bakgrunn for biologisk overvåking. Vi håper at rapporten vil være til nytte ved den videre utforming av biologisk vassdragsovervåking.

## 2. FORSØK PÅ TYPIFISERING AV LOKALITETER I RENNENDE VANN

### 2.1 Generelt om typfisering

Med den variasjonsbredden av fysiske, kjemiske og biologiske data man kan registrere på ulike lokaliteter i rennende vann kan man med stor rett si at alle lokaliteter er forskjellige. Samtidig er det klart at noen lokaliteter har flere likhetstrekk enn andre.

Typfisering i akvatisk økologi består i å systematisere biologiske, kjemiske og fysiske data for å få frem generelle sammenhenger mellom biologi og det fysisk/kjemiske miljø. Dette kan utføres ved å inndelegge lokaliteter i håndterlig antall grupper hvor likheten innen gruppen er stor nok til at erfaringer fra et begrenset antall lokaliteter kan overføres til andre lokaliteter innen gruppen. En slik inndeling, som mer eksakt kan benevnes biotypologisk klassifisering, vil gi basis for vurdering av forurensningseffekter. Man søker med andre ord å definere null-forurensningssituasjonen for ulike lokalitetstyper.

Forutsetningen for at en biotypologisk klassifisering av lokaliteter i rennende vann skal lykkes er at bekker og elver med stor grad av geografisk spredning, og som har lignende fysiske og kjemiske karakteristika vanligvis har økologisk liknende organismesamfunner. PENNAK (1974) nevner som eksempel at fjellbekker i Colorado Rockies, Alpene, New Zealand og Andesfjellene har fauna med parallelle serier av arter med de samme tilpasninger til strømhastighet, temperatur, føde og reproduksjon, selv om artene er forskjellige.

Grunnen til at man ennå ikke har et generelt klassifiseringssystem for rennende vann er trolig at eksisterende systemer er laget ut fra erfaringer i relativt snevre geografiske områder. Inndelinger i soner eller regioner er ofte knyttet til bestemte arter (vanligvis fisk). Dette går klart frem av tabell 1, som viser en sammenstilling av HAWKES (1975) sakset fra PERSOONE (1979). En mer generell biotypologisk klassifisering bør derfor ideelt baseres på arter som finnes over hele kloden. Innen makrofauna og fisk finnes knapt slike arter. Blant algene er sjansene bedre til å finne arter uten spredningshindre.

Om man i stedet for å klassifisere på artsnivå benytter funksjonsgrupper i følge næringsvalg burde det være mulig å karakterisere faunaen etter en mer almenyldig klassifisering. Det kan også være aktuelt å gruppere både flora og fauna i nisjer som er definert i følge fysiske og kjemiske parametre.

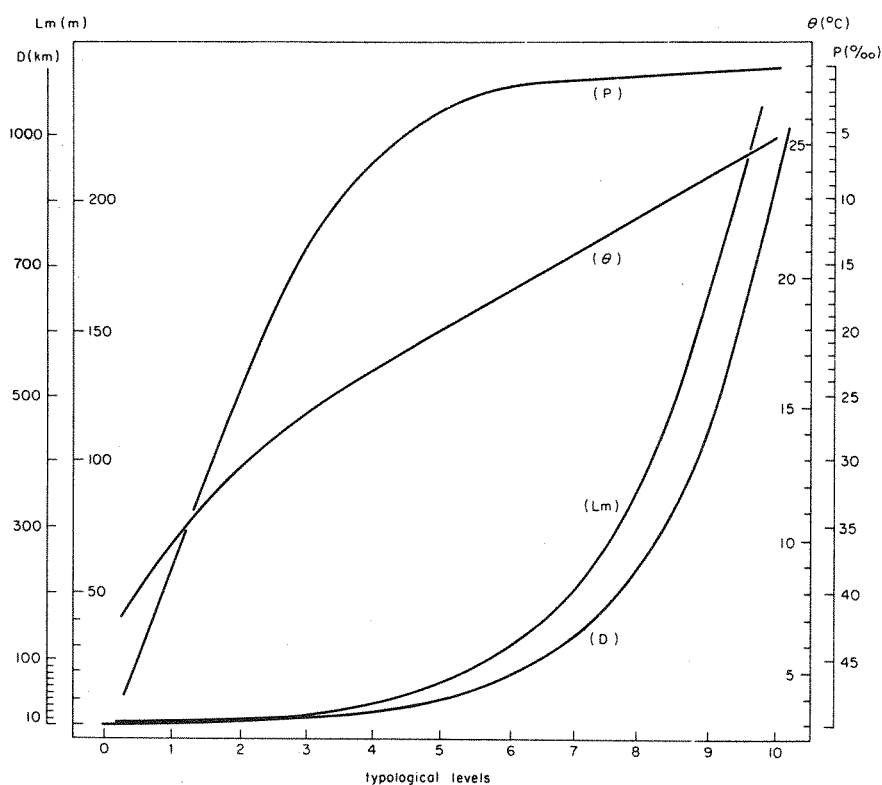


Illies & Botosaneanu (1961a)	Illies (1951) Illies (1953) Schmitz (1957) R. Fulda, Germany	Ricker (1934) Ontario streams	Harrison & Elsworth (1958) Great Berg River, S. Africa	Huet (1954) W. European rivers	Thieneman (1925) W. Europe	Carpenter (1928) (G. Britain)
(Eucrenon)*	Zone I	-	Zone I - source	-	Quellen	Head stream
(Hypocrenon)*	Zone II	Spring creeks	-	-	Quellrinnsale	brook
Epirhithron	Zone III	Swift trout stream	Zone II - mountain torrent	-	Region der Bachforelle	Trout beck
Metarhithron	Zone IV	Slow trout stream	Zone IIIA - upper foothill	Zone à Truite	-	Highland
Hyporhithron	Zone V	Warm rivers	Zone IIIB - lower foothill-hard bottom zone	Zone à Ombre	Region der Asche	Minnow reach
Epipotamon	Zone VI	Bargenregion	Zone IV - lower foothill soft bottom	Zone à Barbeau	Barbenregion	Upper reach
Metapotamon	Zone VII	-	Zone V - flood plain	Zone à Brema	Brassenregion	Lower reach
Hypopotamon	-	-	-	-	Brackwasser-region	Brackish estuary

\* Added later by Illies & Botosaneanu (1963)

Tabell 2.1. Korresponderende soner i noen klassifikasjons-systemer for rennende vann. (PERSOONE 1979 etter HAWKES 1975).

Av nyere metoder for typifisering av rennende vann synes angrepsmåten til VERNEAUX og LEYNAUD (1974) å være lovende. Ved hjelp av ordinasjonsmetoder har han analysert zoologiske data (bunndyr og fisk) fra et stort antall franske og sveitsiske elver. Han har funnet at et stort antall organismer er typiske for lokaliteter med gitte fysiske karakteristika. Organismene er delt opp i 10 typologiske nivåer fra vassdragets kilder til utløpet i havet. Disse 10 organismegruppene står i nær sammenheng med 4 fysiske parametre: 1) avstanden fra elvens øverste kilde, 2) medianbredden av elveleiet, 3) median maksimumstemperatur i den varmeste måneden og 4) median helling over en strekning på 1 km. Resultatene til Verneaux er vist i fig. 2.1.



Figur 2.1. Variasjoner av 4 fundamentale fysiske parametre langs et teoretisk elvesystem med ulike biologiske soner.

D = avstand fra kilden (km).

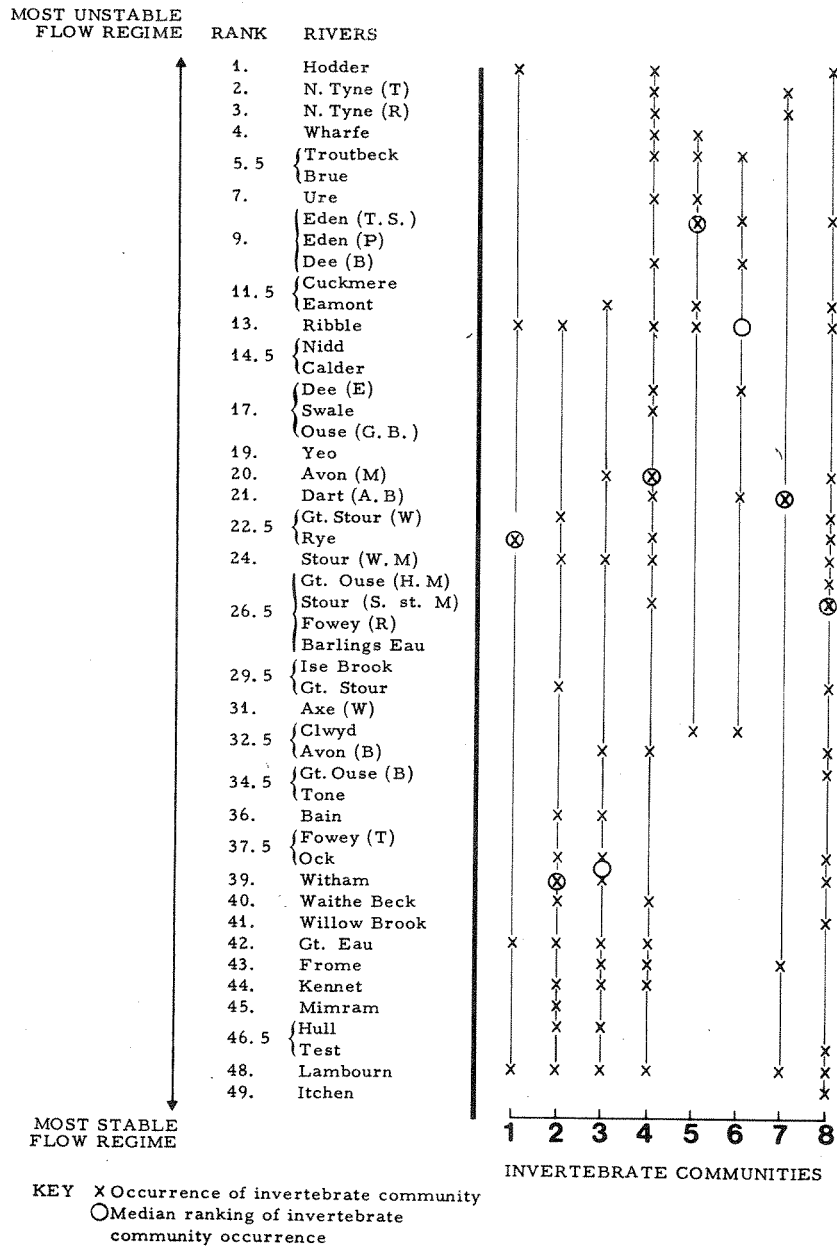
Lm = median bredde av elveleiet (m).

theta = median maksimumstemperatur i den varmeste måneden (°C).

P = median helling for 1 km elvestrekning (‰).

(VERNEAUX og LEYNAUD 1974).

JONES og PETERS (1977) brukte vannføringsdata fra 43 engelske elver til å rangere dem etter stabiliteten på vannføringen. Dette ble sammenholdt med samfunnsanalyser av bunndyrdata. Resultatene viste at enkelte bunndyrsamfunn var karakteristiske for henholdsvis stabile og ustabile vannføringsregimer (fig. 2.2).



Figur 2.2. Forekomst av bunndyrgrupper langs en gradient av vannføringsregimer fra utpredede flomelver til stabile grunnvannsdominerte elver (JONES og PETERS 1977).

Det synes altså rimelig at en biotypologisk klassifikasjon bør ta utgangspunkt i en fysisk/kjemisk klassifikasjon. Problemet blir da å velge fysisk-/kjemiske parametre som korrelerer best mulig med biologiske parametre. Hensikten er jo at man ut fra en relativt enkel fysisk/kjemisk karakterisering skal kunne vurdere hva som er et "normalt", upåvirket biologisk samfunn på en lokalitet.

Det Europeiske Fellesskap (EF) arrangerte i 1975 et kollokvium med det formål å definere en vitenskapelig basis for å vurdere virkninger av forurensning på hydrobiologiske samfunn (flora og fauna), samt vurdere hvilke biologiske metoder som burde benyttes for å bedømme graden av forurensning. Møtedeltagerne kom frem til at basiskunnskapen om rennende vann var for liten til å kunne anbefale et eksisterende system for å bedømme forurensninger i rennende vann. PERSOONE (1979) summerte dette slik:

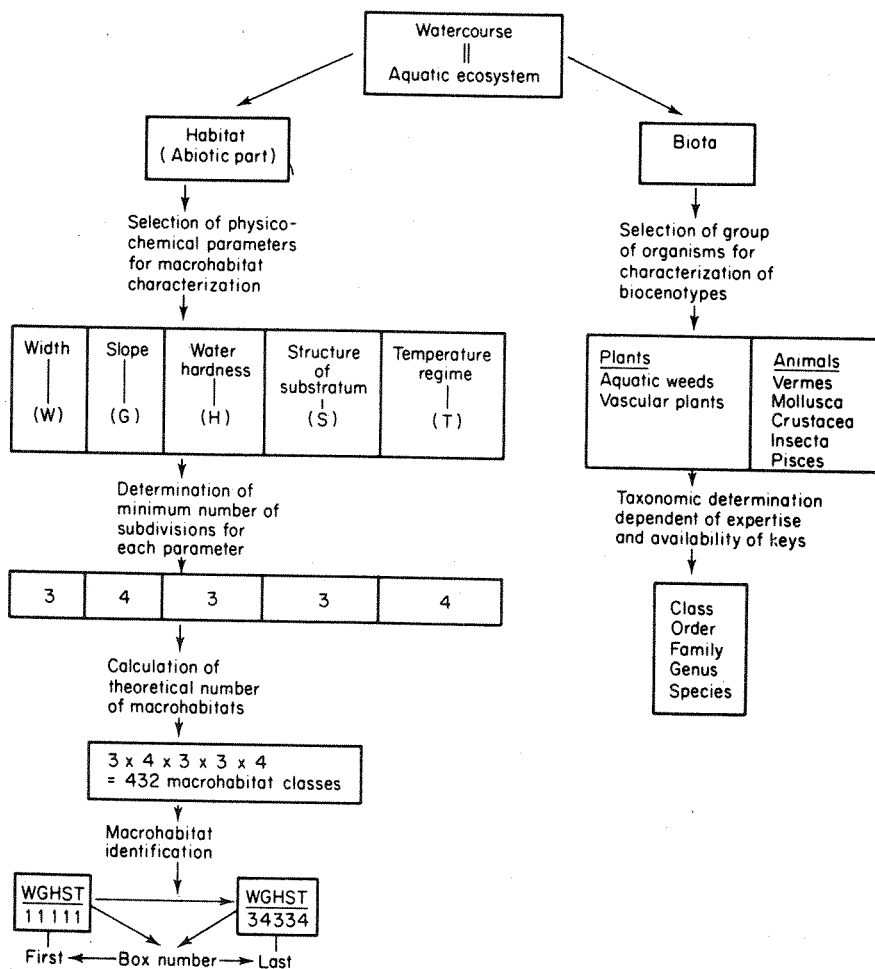
"From several papers presented, as well as from the vivid floor discussions among the numerous experts present, it appeared that in order to be able to assess the effect of pollutants on aquatic ecosystems and to define criteria and standards for the protection of our watercourses, more knowledge should be gained on the typical biocenoses populating lotic biotopes."

På bakgrunn av dette ble det funnet nødvendig å utarbeide et biotypologisk klassifikasjonssystem for rennende vann, i første omgang for uforurensede lokaliteter. Ut fra ønsket om å lage systemet enkelt nok til at flest mulig kunne bruke det, ble de fysiske parametrene for karakterisering av makrohabitatene redusert til 5: 1) bredden av elveleiet, 2) hellingen, 3) vannets hårdhet, 4) substrattypen, 5) temperaturregime. Hver av disse parametrene er delt opp i 3 til 4 kategorier (tabell 2.2). Selv med denne begrensning kommer det teoretiske antall makrohabitater opp i 432.

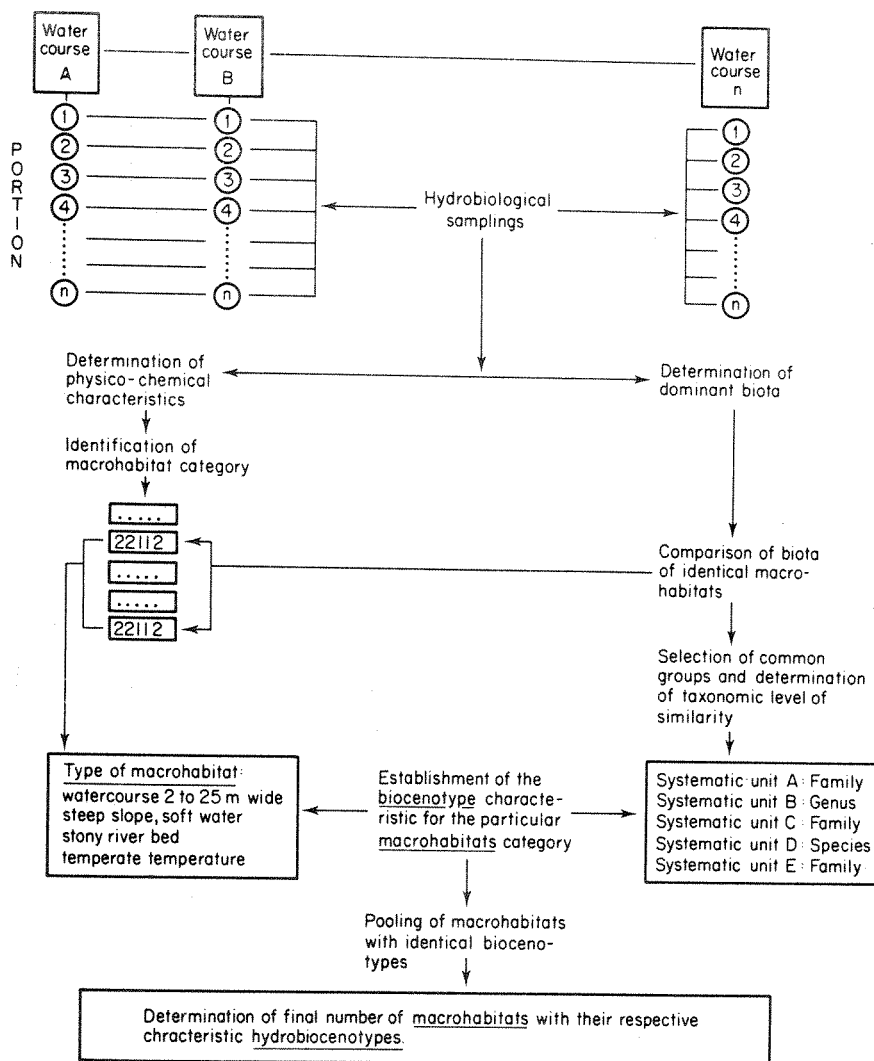
Når det gjelder de biologiske undersøkelsene, er anbefalingene mindre spesifikke, fordi man oftest har begrensninger i lokal taksonomisk kunnskap. Man legger følgelig opp til et system hvor det senere er mulig å behandle dataene på ulike taksonomiske nivåer. Strategien for klassifiseringen er vist i fig. 2.3 og 2.4.

Width of channel	W	Slope	G	Water hardness	H	Structure of substratum	S	Temperature regime	T
<2 m	1	Steep > 7‰	1	Soft <1 meq/l	1	Stony > 2 cm	1	Cold <12°C	1
2 - 25 m	2	Medium steep 3-7‰	2	Intermediate : 1 - 5 meq/l	2	Sandy : 2mm - 200 µm	2	Temperat <sub>g</sub> : 12 - 17°C	2
>25 m	3	Flat: 1 - 3‰	3	Very hard >5 meq/l	3	Muddy <200 µm	3	Warm : 20-23°C	3
		Plain <1‰	4					Hot >23°C	4

Tabell 2.2. Grunnlag for karakterisering av lokaliteter i rennende vann. (PERSOONE 1979).



Figur 2.3. Klassifikasjonssystem for makrohabitater i rennende vann. (PERSOONE 1979).



Figur 2.4. Strategi for en biologisk typifisering som funksjon av en fysisk/kjemisk karakterisering av lokaliteter i rennende vann (PERSOONE 1979).

Planen var at man skulle foreta undersøkelser etter disse retningslinjer i alle EF-land. Dette skulle da etter hvert gi et stort datagrunnlag for en generell biotypologisk klassifisering av lokaliteter i rennende vann. Det neste skritt ville så være å vurdere forurensningseffekter med denne klassifisering som basis. Den praktiske oppfølgingen av dette opplegget ligger dessverre på is grunnet manglende internasjonal koordinering (Persoone, per.med.). Det er imidlertid liten tvil om at gjennomføringen av et slikt opplegg vil kunne øke kunnskapen om rennende vann betydelig.

## 2.2 Forslag til fysisk karakterisering av lokaliteter for typifisering.

I forbindelse med begroingsundersøkelser ved NIVA har vi startet registreringer av de fysiske parametre som er nevnt av Persoone. Skjemaet for bruk i felten er vist i fig. 2.5. Inndelingen og utvalget av fysiske parametre er under utprøving, og vil finne sin endelige form når vi får mer erfaring med systemet. Aktuelle modifikasjoner skal her kort kommenteres.

Gode temperaturdata har vært mangelvare ved de fleste av våre undersøkelser. Tilfeldige temperaturmålinger under feltarbeid har liten eller ingen verdi. Ved finansiell støtte fra SFT fikk vi i 1981 anskaffet 4 temperaturlogger med "solid state"-hukommelse som kunne plasseres på elvebunnen. Etter en del barnesykdommer har disse loggerne fungert utmerket under utprøving i Alta-Kautokeino-vassdraget og i Skjær sjøelva. Iskontoret ved NVE har også tatt i bruk disse loggerne. Dette er trolig den beste måten til å få pålitelige temperaturdata, slik at lokalitetene kan klassifiseres etter temperaturregime. En klassifisering basert på døgngader vurderes som mest aktuelt.

I rennende vann vil lyset ofte være begrensende for produksjonen (NAIMAN og SEDELL 1980) og påvirke artsutvalget (JOHANSSON 1982a). Ved siden av parametrene som vist i fig. 2.5, bør derfor en vurdering av lysklima inkluderes. Siden vi ikke har funnet rimelige lysintegratorer til å plassere ute i lokalitetene, vil vi prøve å karakterisere lystilgangen indirekte ved å måle lokalitetens lysåpning. Dette gjøres enkelt ved å måle horisonthøyden (i grader) i 4 himmelretninger. Horisonthøyden måles der lysåpningen begynner, enten denne er representert ved toppen av vegetasjonen langs bredden eller ved en fjerntliggende horisont.

Et eksempel på en fysisk karakterisering av lokaliteter etter disse retningslinjer er vist for Alta-Kautokeino-vassdraget i tabell 2.3.

Med unntak av temperatur, som krever hyppige målinger over lengre tidsrom, er ovenstående parametre enkle å bestemme i felten. De kan derfor uten særlig merkostnader inkluderes som standard i alle undersøkelser i rennende vann. Mer omfattende undersøkelser bør også inkludere strømhastighetsmålinger på lokalitetene (jfr. kap. 4).

Skalaer for bruk til bedømming av makrohabitatindeks og dekningsgrad.

Temperatur - (T)		Bredden (B)		Helling (H)		Substrat - (S)		Dekningsgrad		Billedlig fremstilling	
Index	regime 1)	Index	2)	Index	2)	Index	type 3)	Index	% av bunnen dekket	av samlet dekningsmengde	
1	Meget kald < 8 °C	1	Bekk < 3m	1	Flatt < 1 ‰	1	Mudder 0,2mm	+	Kun få individer målt	Prosent	
2	Kald 8 - 12	2	Stor bekk, liten elv 3 - 10 m	2	Svak helling 1 - 5 ‰	2	Sand og grus 0,2 - 2cm	1	< 5	50	
3	Temperert 12 - 17 °C	3	Elv 10 - 50 m	3	Moderat helling 5 - 20 ‰	3	Små stein 2 - 15cm	2	5 - 12	25	12
4	Varm > 17 °C	4	Stor elv > 50 m	4	Sterk helling 20 - 50 ‰	4	Middelstore stein 15 - 40cm	3	12 - 25	5	5
		5		5	Kraftig helling > 50 ‰	5	Store stein > 40 cm, fast fjell	4	25 - 50		
								5	50 - 100		

Målte verdier:	
Helling (flere)	
Snitt:	
Bredde (flere)	
Snitt:	

Prøvetakers initialer

--	--

- 1) Representerer midlere sommertemperatur (juni, juli, august)
- 2) Representerer snittverdi for lokaliteten
- 3) Representerer dominerende substrat

Fig. 2.5. Feltskjema brukt av NIVA for lokalitetsklassifisering ved begroingsundersøkelser.



Tabell 2.3. Fysisk karakterisering av elvestasjoner i Alta-Kautokeinovassdraget.

Inndelingen i størrelsesgrupper er basert på følgende (index i parentes):

Helning: <0.1% (1), 0.1-0.2% (2), 0.3-1% (3), 1-3% (4) og >3% (5)

Horisontvinkel: 0-5° (1), 5-10° (2), 10-20° (3), 20-40° (4), >40° (5)

Bredde: <3m (1), 3-10m (2), 10-50m (3), >50m (4)

Substrat: <0.2mm (1), 0.2-20mm (2), 2-15cm (3), 15-40cm (4), >40cm (5)

Understreket substratindex betyr at denne størrelsesgruppe dominerer.

Sta- sjon	Helning % Index	Gj.sn. horisont- vinkel grader Index	Bredde ca m Index	Substrat Index	hoh	Avstand kilde (km)
1	7.3 5	7 2	1-1.5 1	3-4-5	620	1
1B	3.9 5	4 1	1-3 1	3-4-5	510	3
1C	1.3 4	- 2	20-40 3	4-5	460	17
2	0.4 3	2 1	60 4	3-4-5	370	66
5	0.6 3	5 2	80 4	4-5	320	80
3	0.6 3	9 2	40 3	2-3-4	310	54
4	0.9 3	5 2	20 3	3-4	320	52
4B	0.5 3	4 1	30 3	4	340	40
6	0.4 3	4 1	60 4	4-5	300	102
6B	0.5 3	9 2	100 4	4-5	275	116
7	1.8 4	4 1	60 4	3-4-5	280	68
A12	0.5 3	19 3	100 4	3-4-5	70	172
11	0.4 3	6 2	100 4	4-5	40	184
12	0.2 2	11 3	150 4	3-4	10	198
8	1.3 4	4 1	5-8 2	4	380	20
9	1.7 4	15 3	40 3	3-4-5	110	44
10	0.2 2	<10 2	50 4	3-4	20	58

### 2.3 Biologiske karakterisering.

Utgangspunktet for en biologisk typifisering bør være bruken av systemet, i dette tilfelle forurensningsovervåking. Man bør derfor benytte organismer eller organismegrupper som er sensitive overfor forurensninger. Problemet er at ulike organismer reagerer ulikt på forskjellige forurensningstyper. Hvis overvåkingen i prinsippet skal kunne detektere effekter på biotaen av alle typer forurensning, må nødvendigvis parameterintervalget bli relativt omfattende.

I rennende vann er begroingsalger den organismegruppe som reagerer raskest på den mest vanlige forurensningstypen, eutrofiering. Ved NIVA har derfor begroingsalger vært sentrale i overvåking av elver.

Begroingsalger har den fordel at de i stor utstrekning er kosmopolitter, slik at erfaringer kan overføres over store geografiske avstander. Man trenger imidlertid øket taksonomisk og autøkologisk kompetanse for å kunne dra full nytte av informasjonsverdien som ligger i algesamfunnenes sammensetning. Spesielt vil det være nødvendig å klarlegge artenes forhold til fysiske faktorer. En systematisk innsamling av fysiske og biologiske data vil etter hvert gi grunnlag for en typifisering som kan danne grunnlag for en bedre vurdering av forurensningseffekter. Grunnen til at begroingsalger er relativt lite benyttet til overvåkingsformål i Europa er trolig at de største forurensningsproblemene finnes i store, stilleflytende elver hvor arbeid med begroing er vanskelig.

I Europa er bunndyr den organismegruppen som er benyttet mest for å bedømme forurensningsvirkninger i elver. De fleste forurensningsindekser er basert på bunndyr. Til tross for dette har man ikke funnet frem til et generelt akseptert system. Ofte er metodene kun brukbare i den elven hvor de er utviklet, eller i et begrenset geografisk område. Dette forhindrer imidlertid ikke at det kan være formålstjenelig å overvåke enkeltarter i vassdrag med spesifikke problemstillinger, så som Baetis-arter i forbindelse med forsurening.

En nyere angrepsmåte er å inndeile bunndyrene i funksjonsgrupper ("functional feeding groups"), så som filtrerere, samlere, planterestpisere og rovdyr

(LILLEHAMMER 1983). På denne måten vil man kunne fange opp analogien i geografisk adskilte økosystemer med ulike arter. Det synes også rimelig å anta at påvirkninger av kjemisk eller fysisk art raskt vil kunne reflekteres i det innbyrdes styrkeforhold mellom disse gruppene. Eksempelvis ble planterestspisere betydelig redusert etter reguleringene i Suldalslågen (LILLEHAMMER og SALTVEIT 1983). Denne angrepsmåte har også den fordel at man slipper lettere fra de betydelige taksonomiske problemene man har for enkelte bunndyrgrupper. Eksempelvis kan alle knottarter behandles under ett. Bestemmelse av funksjonsgrupper synes derfor å være en praktisk gjennomførbar angrepsmåte for en generell typifisering av elver og bekker. Et eksempel på bruk av metoden er vist i fig. 2.6 (LILLEHAMMER 1983).

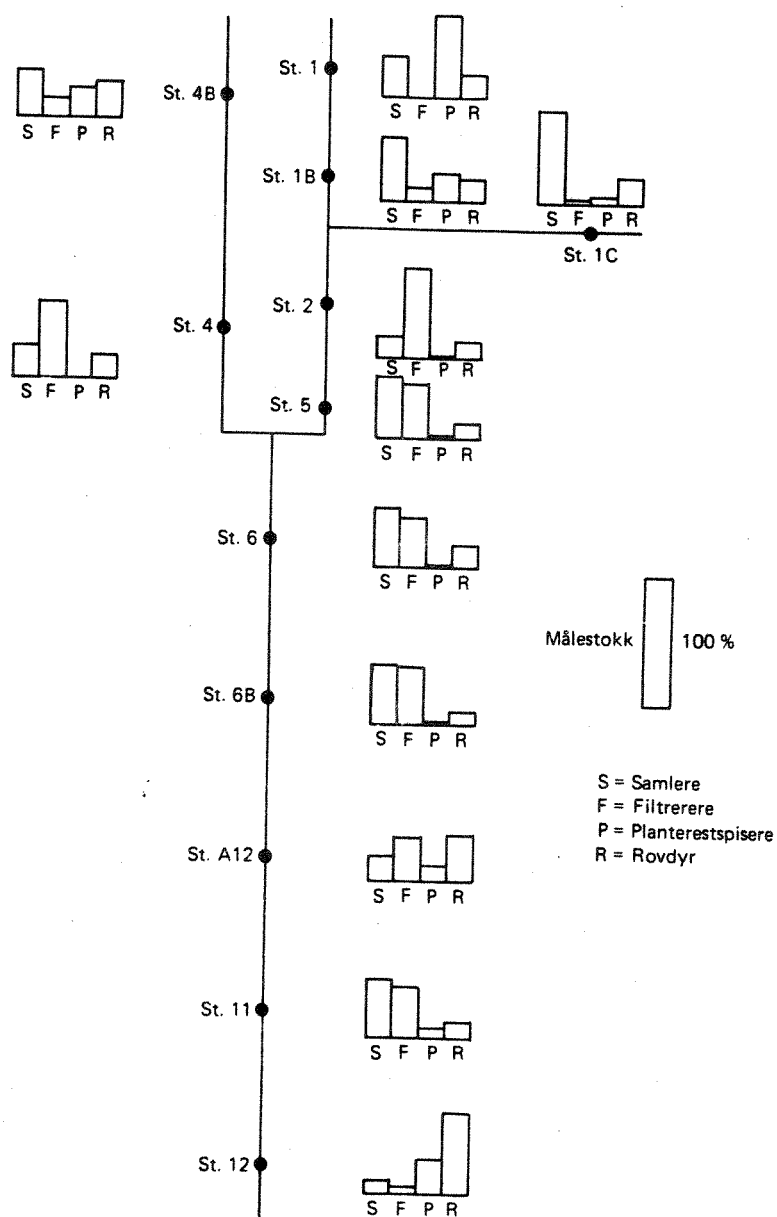


Fig. 2.6. Bunnfaunaen i Alta-Kautokeinovassdraget karakterisert etter funksjonsgrupper. (LILLEHAMMER 1983).

Klorofyll har lenge vært en anerkjent parameter for bedømmelse av eutrofieringsgraden i innsjøer. Erfaringer fra Glåma (RØRSLETT m.fl. 1982, LINGSTEN 1982) og Alta (TRAAEN m. fl. 1983) tyder på at disse parametre også kan gi nyttig informasjon om trofigraden i de frie vannmasser i rennende vann.

Klorofylldata supplert med bestemmelse av totalantall bakterier vil dessuten gi informasjon om forholdet mellom autotrofe og heterotrofe organismer i vassdraget. Dette er parametre som i stor grad er bestemt av nedbørfeltets beskaffenhet, så som innslaget av fjell, skog og myr. Man kan også forvente at en økning i belastningen med næringssalter og organiske stoffer vil gi utslag i disse parametrene. Klorofyll og bakterier vil også gi en karakteristikk av komponenter i drivet som er næringsmessig verdifulle for bunndyrene (filtrerere). Parametrene skulle derfor være velegnet for en generell typifisering av vassdrag. Fig. 2.7 viser et forsøk på inndeling av elvestasjoner i Glåma etter graden av heterotrofi. Fig. 2.8 viser hvordan næringsrikheten i ulike grener av Alta-Kautokeino-vassdraget kan karakteriseres ved hjelp av klorofyll og bakterier.

Inndelingen er basert på gjennomsnittstall i isfri periode (April - November eller kortere). Maksimumsverdiene for lokalitetene ligger oftest rundt det dobbelte av middelverdien, mens minimumsverdien oftest er under halve middelverdien.

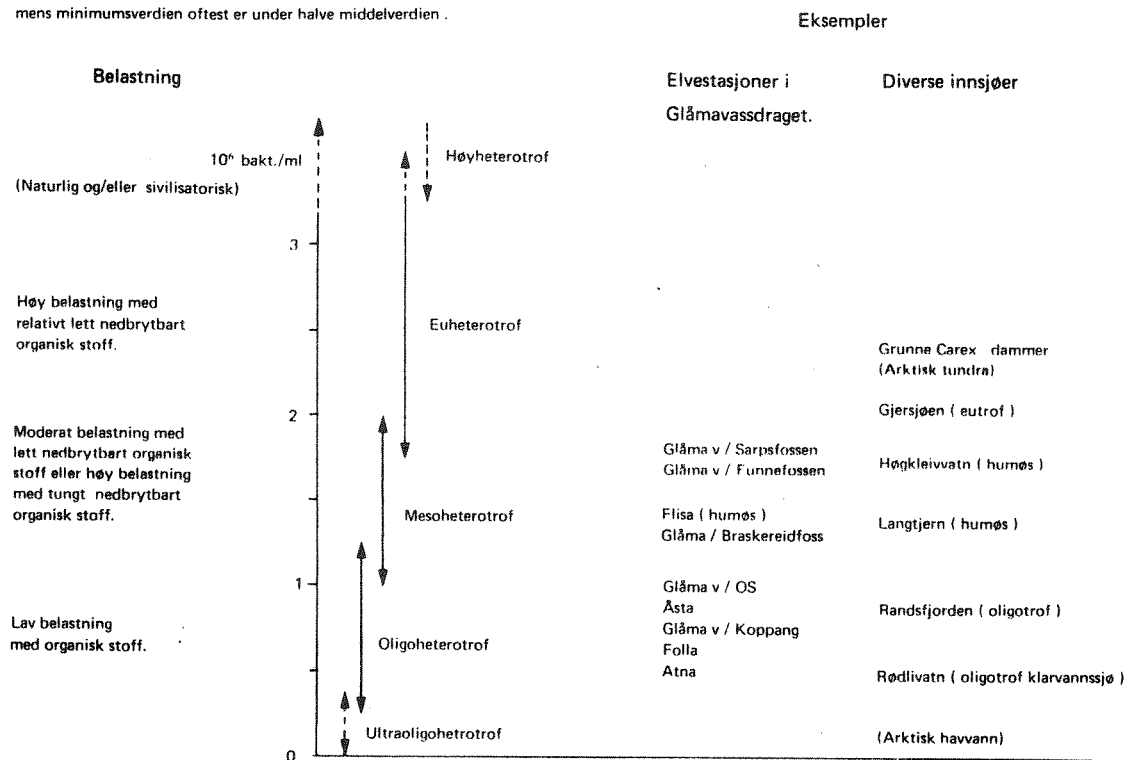


Fig. 2.7. Generell bedømmelse av graden av heterotrofi ut fra totalantall bakterier i vannmassene.

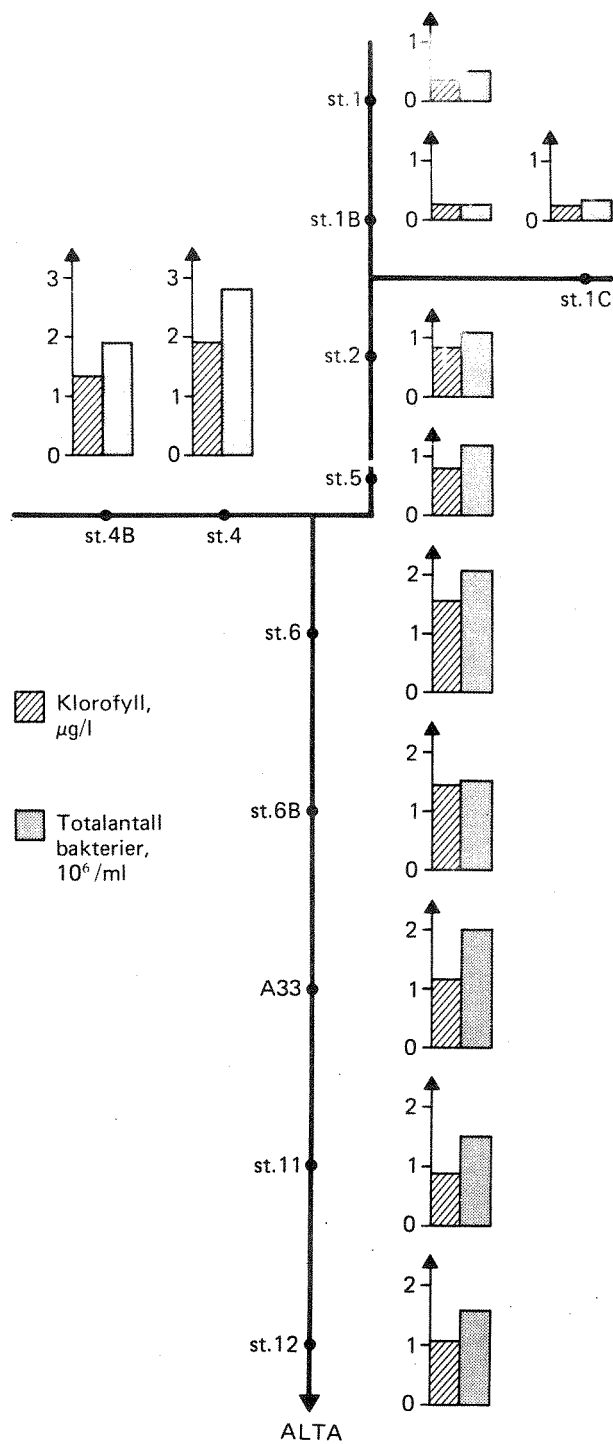


Fig. 2.8. Drivet i Alta-Kautokeinovassdraget karakterisert ved innhold av klorofyll og totalantall bakterier.

Biologisk typifisering kan altså utføres på ulike nivåer, så som 1) artsnivå, 2) ulike overordnede taksonomiske nivåer, 3) funksjonelle grupper samt 4) summariske biomasseparametre. Det er også gjort forsøk på typifisering på grunnlag av prosess-parametre så som primærproduksjon og respirasjon (NAIMAN og SEDELL 1980). Denne metoden er trolig for ressurskrevende til generell anvendelse i typifisering av rennende vann. Det mest aktuelle er en kombinasjon av de fire førstnevnte metoder. For begroingsalger kommer man neppe utenom bestemmelser på artsnivå. For bunndyr synes det hensiktsmessig med bestemmelse av funksjonsgrupper samt utvalgte karakterarter, spesielt arter som har vist seg å være sensitive overfor forurensninger.

Det er først når det er samlet inn biologiske og fysisk/kjemiske data på en systematisk måte for et stort antall lokaliteter at man vil få datagrunnlag for en typifisering av lokaliteter i rennende vann. En nødvendig forutsetning for videreføring av dette arbeidet er oppbyggingen av en database for biologiske data, slik at organismene kan analyseres både på ulike taksonomiske nivåer og på funksjonsgruppenivå. Da vil man også kunne bedømme om det er mulig å foreta en almenyldig typifisering, eller om det er mer hensiktsmessig å benytte regionalt tilpassede systemer.

### 3. METODSTUDIE AV OLIKA NUMERISKA ANALYSER

#### - DIATOMEER I ALTA-KAUTOKEINO VATTENSYSTEM 1980-81

##### 3.1. INLEDNING

Denna undersökning utfördes på uppdrag av NIVA (Norsk institutt for vannforskning) i Oslo och medarbetare för diatomé analysdelen har varit Eli-Anne Lindström. Denna rapport behandlar endast diatoméerna medan däremot makroalgerna (rödalger, grönalger, blåalger, brunalger samt i viss mån tofsbildande kiselalger) finns beskrivet i Traaen et al(1983).

En semi-kvantitativ täckningsgradsskala har använts där 6 = >75%, 5 = 60-75%, 4 = 30-60%, 3= 10-30%, 2= 3-10%, 1 = <3%.

För att kunna bedöma ett vattendrags olika partier deras likheter och olikheter kan olika metoder inom den numeriska analysen användas. I denna studie har clusteranalyser samt olika ordinationsmetoder använts för att dels åskådliggöra dessa metoders användbarhet för klassificering av ett vattendrag dels för att helt enkelt belysa dessa inom terrester ekologi så vanliga metoders applicerbarhet även inom den akvatiska ekologin. Tidigare undersökning av bentiska alger i rinnande vatten behandlat med numeriska analyser finns utförligt beskrivet i Johansson (1982).

I Alta-älven studerades i augusti 1980 tolv stationer. Lika många besöktes i augusti 1981 men vissa stationer har utgått medan andra tillkommit enligt nedan:

<u>1980</u>	<u>1981</u>
1	1a
-	1b
-	1c
2	2
3	-
4	4
-	4b
5	5
6	6
-	6b
7	-
8	-
10	-
11	11
12	12
A12	A12

För detaljerad beskrivning av de olika provtagningsstationerna se Traaen et al (1983.).

Nedan kommer de olika analyserna att behandlas var för sig med beskrivning i stort av dataanalysen samt resultatet av densamma. Vid alla tillfällena användes samma dataset dvs 24 stationer samt 111 kiselalger ( Bilag 3 ).

### 3.2. CLUSTER ANALYS

Cluster proceduren, som är ägnad att identifiera cluster av observationer som har likande attribut, ger här en hierarkisk cluster analys. Denna användes främst där ingen a priori eller teoretisk klassificeringsinformation om datamaterialet är tillgängligt. Metoden börjar med att upprätta ett cluster för varje observation i analysen. De närmsta clusterna kombineras till ett cluster, därefter kombineras de två närmaste till ett nytt set av cluster etc. Denna analys utnyttjat sin egen distans matrix; det Euklidiska där följande gäller:

$$d(X_i, X_j) = (X_i - X_j)^T (X_i - X_j)$$

d= distans  
X<sub>i</sub>=artmatrix för station i  
X<sub>j</sub>=artmatrix för station j  
I<sup>T</sup>= invers matrix

n= antal observationer i datasettet.

Distansen mellan två cluster är definierad som den maximala distansen mellan en observation i ett cluster och en observation i den andra clustern.

Resultat och diskussion: Analysen gav tre tydliga cluster (Fig.3.1) med övervägande stationerna från 1980 i cluster 1 och stationerna från 1981 i cluster 2 samt blandat i cluster 3. Att det är en markant skillnad mellan stationerna 1980 och 1981 beror troligtvis på stora skillnader i vattenföringen mellan åren. 1980 var det en mycket låg vattenföring juli - augusti < 30 m<sup>3</sup>/s medan det under samma period 1981 varierade mellan 100 och 450 m<sup>3</sup>/s. Klimatiskt var -81 kall och fuktig medan -80 var varm och torr. Medeltemperaturen för juni var hela 3°C lägre än normalt.



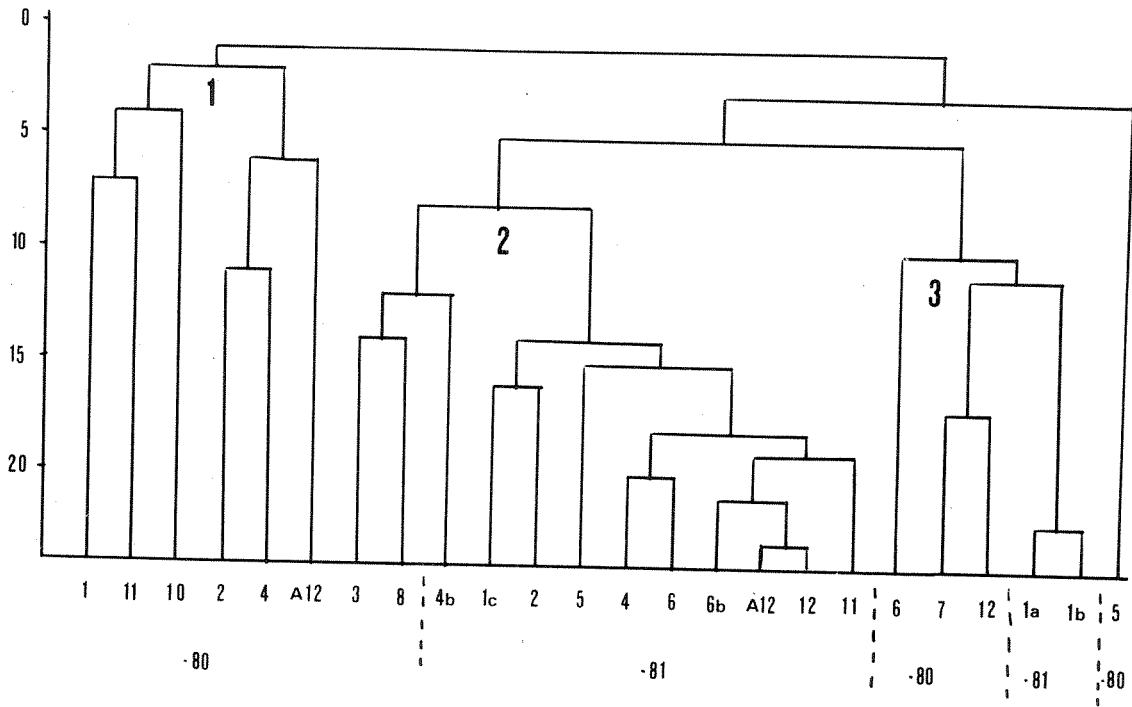


Fig.3.1 CLUSTER analys baserat på euklidiska distanser.

### 3.3. TABORD analys

TABORD programmet (Maarel et al 1978) är i stort en cluster procedur som baseras på releveers(här = stationer)likhet, kombinerad med en procedur som ger en diagonal struktur av cluster i tabellen. Programmet innfattar följande steg: Fastställande av initialcluster, relocation, mätning av Jaccards formel (J) och similarity ratio (SR), homogenisering av cluster, sammanslagning av cluster, konstruktion av tabell.

$$SR = \frac{\sum X_i Y_i}{\sum X_i^2 + \sum Y_i^2 - \sum X_i Y_i}$$

$X_i$  och  $Y_i$  = poäng för art i  
 $X, Y$  = station

$$J = \frac{a}{a + b + c}$$

a = antal där arten finns i båda releveerna

b = där arten finns i den ena och inte den andra

c = tvärtom

Resultat och diskussion: Nedan presenteras de olika clustren i närmsta likhets ordning (Tab. 3.1). Hela analysen gav 12 cluster där ett cluster bestod av 7 stationer, en med 4, 2 och en med 3. Således finns en hel del unika cluster (8) dvs med en station.

Cluster 1: *Ceratoneis arcus* samhälle som innehåller de 11 kvantitativt största arterna som *Ceratoneis arcus*, *C. arcus* v. *linearis*, *Eunotia pectinalis* v. *minor*, *Achnanthes minutissima*-komplexet (innehållande v. *cryptocephala*, *A. microcephala*), *Cocconeis placentula* v. *euglypta*, *Cymbella affinis*, *Cymbella ventricosa*, *Didymosphenia geminata*, *Fragilaria capucina* v. *lanceolata*, *Fragilaria pinnata*, *Synedra ulna* och *Tabellaria flocculosa*.



Tabell 3.1 (forts.)

Synedra rumpens	-----1111----2111---
Anomoeoneis brachysira	-1-----1-1-1----1---1
Gomphonema olivaceoides	-----111----11-1---
Synedra rumpens v. familiaris	-----111-----
Achnanthes lanceolata v. rostrata	-----1111-----
Epithemia sorex	-1-----1113-----
Gomphonema acuminatum v. brebisonii	-2--2---1111---1-1-11-
Nitzschia acuta	-----1-111--1---2-
Synedra ulna v. danica	--21--3--11-11111111--
Achnanthes biasoletiana	-----1-----1-----
Achnanthes exigua	-----1-----
Amphora ovalis	1-----1-1-----
Diploneis elliptica	-----1-----11-----
Eunotia veneris	-1-----1---1-----
Gomphonema constrictum	-1-----1---1-----
Navicula bacillum	-----11-----1--
Rhopalodia gibba	-1-----1-----
Anomoeoneis exilis	---1--2---111-1--1--2-
Cymbella sinuata	-----1--111--111--
Navicula rhyncocephala	-----1--111-----2-
Fragilaria brevistriata	-----1-----
Gomphonema angustatum	-----1---1-----
Navicula cfr insignata	-----1-----
Cymbella delicatula	-----11-----
Eunotia arcus	-12--11----1---111----3-
Eucocconeis lapponica	-----112-----
Gomphonema ventricosa	---1522-----1----1111---
Achnanthes peragalli	-----1-----
Eunotia praerupta v. bidens	-----2--
Gomphonema acuminatum v. coronata	-----1--
Gomphonema intricatum v. acuminatum	--1--2-----1--
Gomphonema olivaceum	-----1--
Navicula cari	-----1--
Navicula gracilis	-----1--
Pinnularia subsolaris	-----1--
Cymbella gracilis	-----2-
Eunotia vanheurckii	-----1-
Navicula pusilla	-----1-----1-
Synedra ulna v. amphicephala	-----1-----
Synedra tenera	-----1---111-----
Synedra parasitica	-1-----
Pinnularia interrupta v. minutissima	--1-----1-----
Pinnularia gracillima	-----1-----
Nitzschia angustata	-1-----
Navicula rotaeana	---2-1-----
Navicula pupula	-----1-----
Gomphonema spp.	-----1-----1--
Gomphonema parvulum	--1-----
Frustulia rhomboides v. saxonica	-1-----1-----
Fragilaria vaucheria v. caputata	-1-----
Eunotia pectinalis	4--22-----
Eunotia lunaris	-----1-----1---1--
Diatoma vulgare	-----1-----
Diatoma hiemale v. mesodon	3--3-----1-----
Diatoma hiemale	---2-----2-----
Cymbella parva	-----1-----
Anomoeoneis brachysira v. lanceolata	---2-----
Amphipleura perpusilla	-----1-----
Achnanthes hauchiana	-----2-----

Cluster 2 innehåller endast 1 station(4) och kan karaktäriseras som ett Synedra-Meridion-samhälle. Denna innehåller förutom de mest frekventa arterna en rad arter som bara förekommer vid några enstaka tillfällen. Totalt fanns på denna station 21 diatomer. Denna station skiljer även ut sig när det gäller makroalgerna där artdiversiteten var stor ( Traaen et al 1981).

Cluster 3 innehåller även denna endast en station (2) dock med färre av de mest frekventa arterna samt med intressanta arter som bara finns på denna station i Alta-älven nämligen: Eunotia triodon, Fragilaria construens v. binodis, Pinnularia caudata, Synedra anceps v. americana samt Tetracyclus lacustris.

Cluster 4 består av station 5 innehållande 32 arter, 8 av de 11 högfrekventa arterna, dock ej här i stor mängd. Achnanthes minutissima-komplexet fanns i kvantitet 4 och Gomphonema intricatum som 3, vilket gör att dessa två karaktäriserar samhället. Denna station och föregående ligger i samma bäck, Cabardasjokka, vilket förklarar deras nära association i denna analys.

Cluster 5 består av tre stationer 2,4 och 6 alla från 1981; samtliga tre är också belägna i övre delarna av Alta-älvsystemet. Dominerande arter är Achnanthes minutissima-komplexet och Tabellaria flocculosa - bildande det så vanliga Achnanthes - Tabellaria samhället i oligotrofa bäckar. Station 2 innehar de flesta arterna av alla provtagningsstationerna: 43. De två andra har också över medeltalet (23.5) dvs 26 respektive 36 arter.

Cluster 6 består av station 4b (1981) med 35 arter varav få tillhör de 11 mest frekventa arterna i älvsystemet. De flesta förekom även i mycket små mängder (Tabell 1). Denna station ligger uppströms station 4 i Suoppatjokka.

Cluster 7 . = station 1c (1981) består av 25 arter där Cymbella microcephala och Achnanthes linearis har den högsta kvantiteten.

Cluster 8 består av stationerna 1a och 1b (1981) innehåller 25 arter vardera liksom station 1c (cluster 7) vilka alla ligger i källområdet. Dominerande diatomeer var *Achnanthes minutissima*-komplexet medan övriga arter förekom i små mängder. Stationerna ligger i ett gruvområde och kan därför ha en viss giftpåverkan.

Cluster 9 bestående av stationerna 6b, A12, 11 och 12 från 1981 med 23, 19, 30 och respektive 20 arter är alla utom 6b belägna i nedre delen av Alta-älven. A12 är dessutom belägen i den berömda kanyondelen i vilken en eventuell fördämning för vattenkraft skall byggas. Diatomeer som karakteriserar detta cluster är *Achnanthes minutissima*-komplexet och *Cymbella affinis*. Övriga arter finns i små mängder. Alla stationerna utom 6b är breda älvfårar med måttligt rinnande vatten med hög ljusinstrålning. Samtliga stationer hade sparsamt med *Didymosphenia tofsar*.

Cluster 10 bestående av station 6 (1980) med 26 diatomeer. Den hade störst påväxt av *Synedra ulna* och *Tabellaria flocculosa*.

Cluster 11 bestående av station 5 i Cabardasjokka (1980) med endast 19 arter. Stora tofsar av *Tabellaria flocculosa* samt relativt mycket av *Eunotia arcus*.

Cluster 12 även den bestående endast av en station - 8 - Suolojokka, karakteriserad av en heltäckande matta av kiselalgen *Didymosphenia geminata* samt i övrigt endast ytterligare tre kiselalgsarter. Bäckens ligger nedströms en liten göl vilket ofta ger upphov till kraftig tillväxt av *Didymosphenia*.

### 3.4. ORDINA - ett ordinationsprogram

Här användes en principal komponent analys av en matrix bestående av standardiserade Euklidiska distanser enligt Orloci (1966). Procenten av den förklarande variansen beräknas, vilken i detta fall blev för 1:a axeln 25.5 %, 2:a axeln 12.9%, 3:e 8%, 4:e 6.9%. Dessa kan tyckas låga, men trots allt reducerar metoden det biologiska bruset och kan anses adekvata för ordinationsändamål (Gauch 1982).

Resultat och diskussion: Enligt Fig.3.2 delade metoden upp stationerna i två delar till höger i figuren stationerna från 1981 och till vänster stationerna från 1980 dock mera spridda. Jämfört med TABORD analysen bildar alla från 1980 ett cluster (1) utom 2,4, 5, 6 och 8 vilka bildar enskilda cluster. Det är vettigt att jämföra resultaten från dessa båda analyser då de kompletterar varandra. Detta visas också av stationernas (1980) mera utspriddhet. Axlarna 1 mot 3 och 1 mot 4 gav samma ordinationsmönster medan 2 mot 3 och 2 mot 4 samt 3 mot 4 gav stationerna från 1981 en cetrering mot origo och de övriga stationerna spridda därifrån.

Sammanfattningsvis är skillnaden mellan 1980 och 1981 huvudresultatet samt att stationerna inom 1981 är mera lika än de från 1980 beroende på att de ekologiska förutsättningarna skärpts under 1980., vilka i sin tur berodde på de klimatiska förutsättningarna i detta fall.

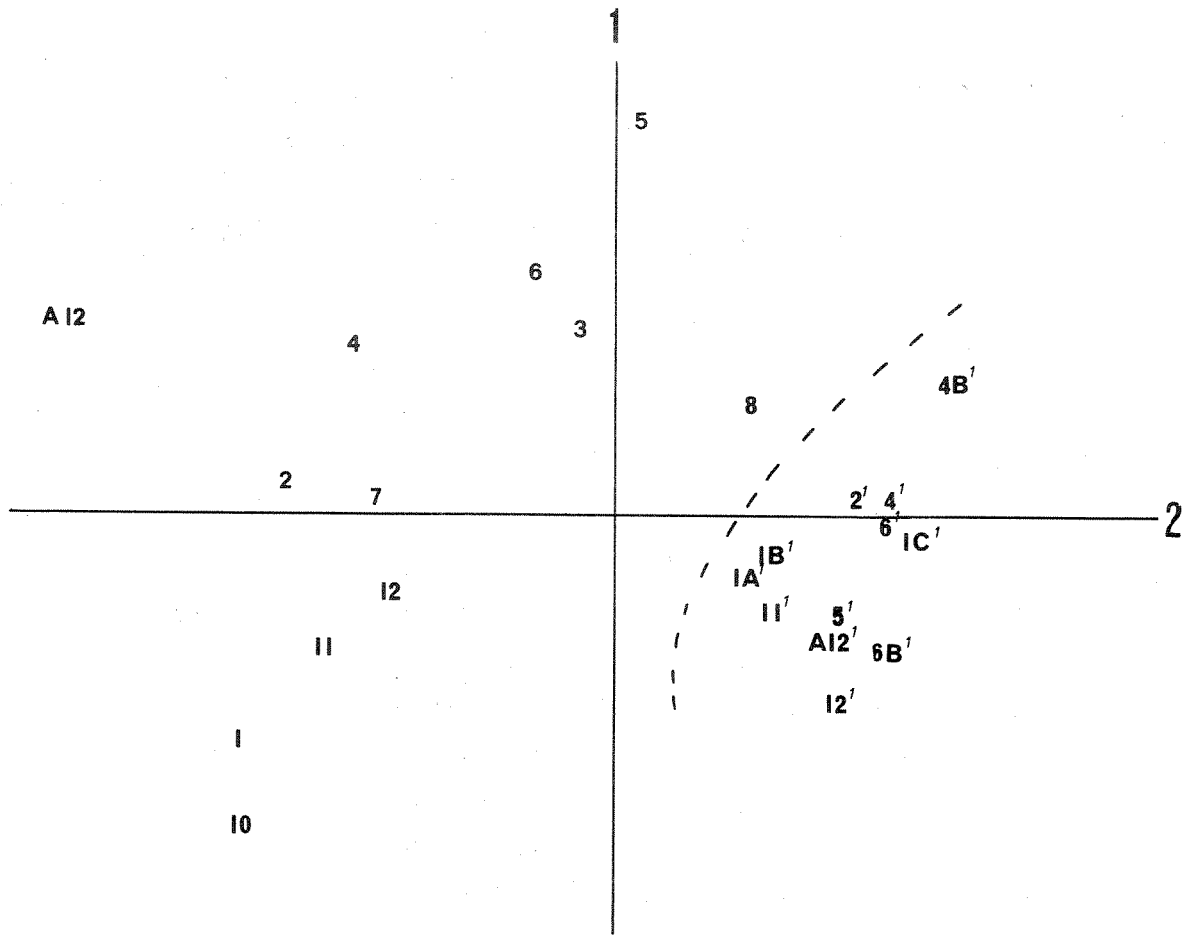


Fig. 3.2. Ordinationsdiagram med programmet ORDINA baserat på similarity ratio (SR).



### 3.5. TWINSPAN - en flerstegs delningsteknik

Datasetet ordineras först med reciprocal averaging (RA). Sedan utnyttjas de arter som karakteriserar RA's extremer för att polarisera stationerna och dessa delas i två cluster genom att bryta ordinationsaxeln nära dess mitt. Stationsdelningen förfinas genom en återklassificering genom att utnyttja arter med maximalt värde för att indikera polerna på ordinationsaxeln. Delningsprocessen görs sedan om på de två stationsunderavdelningarna för att ge fyra cluster etc. tills varje cluster inte har mer än ett givet minimum antal medlemmar. (Referens: Hill 1973).

Resultat och diskussion: Materialet blev med ett undantag (station 8) uppdelat i 1:a delningen i stationer från 1980 och 1981. Därefter delades arterna i två delar (Tab 3.2) där de mest frekventa arterna dvs de som förekommer på de flesta stationer finns i ovanstående tabell i undre delen. Dessa arter motsvarar de 11 översta arterna i TABORD tabellen. Därefter delas stationerna på nytt där 1a, 1b, 1c, 2 och 4b finns i en grupp och de övriga från 1981 i den andra. Dessa första grupper skiljer främst ut källflödena. Den högra stora gruppen delas upp i två en grupp med 9 stationer och en med 2. Första gruppen karakteriseras av arter med relativt höga abundansvärden inom gruppen 100 - 10111 ( Tab. 3.2) varav i den senare gruppen dessa saknas. (För förklaring : se tabelltext).

Sammanfattningsvis är arterna för 1980 och 1981 inte helt olika men abundansen hos dem är ändrade på så sätt att de som fanns i stor mängd under 1980 har minskats samt att en ny grupp arter som inte fanns under 1980 har uppkommit under de kalla förhållandena 1981, se vidare de översta arterna i Tabell 3.2 Synedra tenera -- Nitzschia acuta. En ytterligare skillnad är att de s.k. associated species från 1980 delvis är borta 1981. I Tabell 3.2 återfinns dessa i nedre delen av tabellen, Caloneis alpestris (10111) -- slut. (dvs 2:a sidan till tabell 2 från Caloneis alpestris till slutet av tabellen).

Tabell 3.2 TWINSpan - en flerstegs delningsteknik utförd på 24 stationer i Alta-älven ( ^ = stationerna från 1981). x)

	111 4	A 6111	1 111	A 1 111	
	ABC2B8546B21234721012526				
	^^^^	^^^^^^			
Synedra tenera	-1-----111-----				000000
Eucocconeis lapponica	-----112-----				000001
Gomphonema intricatum	-----2-11111-----				000001
Gomphonema olivaceoides	---1---1111-1-----				000001
Synedra rumpens	---1--1112111-----				000001
Asterionella formosa	---11-111--11-----				00001
Fragilaria capucina	---212111-----				00001
Synedra acus	---1-11---1-----				00001
Anomoeoneis brachysira	--11-1--1--1-1-----				00010
Tabellaria fenestrata	1111--1121111-1-----2-				00010
Melosira spp.	---1--1-1-----				000110
Fragilaria construens v. venter	--122-2121-11-----1-				000110
Synedra rumpens v. familiaris	---1---11-----				000110
Gomphonema spp.	---1-----1-----				000111
Nitzschia spp.	1-11--1-11-1-----				000111
Achnanthes lanceolata v. rostrata	--1-1--11-----				00100
Cymbella sinuata	11111-----11-----1				00100
Eunotia spp.	11111-1--1111-----				00100
Eunotia lunaris	-1-1-----1-----				001010
Navicula spp.	-11---1-----				001010
Nitzschia fonticola	11111-1-1-----				001010
Achnanthes exigua	---1-----				001011
Achnanthes hauckiana	---1-----				001011
Achnanthes kryophila	11-11-1-----				001011
Amphora perpusilla	---1-----				001011
Cymbella delicatula	11-----				001011
Cymbella parva	---1-----				001011
Fragilaria brevistriata	---1-----				001011
Gomphonema brevistriata	---1-----				001011
Cyclotella ocellata	---2--1-1-----1-				0011
Achnanthes linearis v. pusilla	11222-1111-1-2---1-----				0011
Epithemia sores	---12--11---1-----				0011
Nitzschia acuta	--111---11-----2--				0011
Cyclotella comta	---1--111-----1-----1-				0100
Eucocconeis flexella	1111--1---11--1-1---11				0100
Fragillaria vaucheriae	22112--21-111-2-1--1-1-2				0100
Navicula bacillum	---1---1-----1				0100
Achnanthes minutissima-komplexet	22222-22233231222221-21				01010
Synedra ulna v. danica	11111--1-1111--22-1----1				01010
Achnanthes lanceolata v. elliptica	---1---1-----1-----				010110
Cymbella microcephala	--22--2---1-1-----21-1--				010110
Diatoma elongatum	-211-1111--11--11-2-1---				010110
Diploneis elliptica	---1---1-----1-----				010110
Eunotia veneris	---1---1---1-----				010111
Gomphonema constrictum	---1---1---1-----				010111
Navicula graciloides	-----1---1---2-----				01100
Navicula pusilla	-----1-----1--				01100
Navicula pseudoscutiformis	---1-----1-				01101
Navicula pupula v. rectangularis	1-----1-				01101
Nitzschia linearis	---11-111-----112				01101
Stauroneis anceps	---1-----1-				01101
Achnanthes biasoletiana	---1-----1---				011100
Diatoma hiemale	2-----2-----				011100
Frustulia rhomboides v. saxonica	---1-----1-----				011101
Pinnularia interrupta v. minutissima	---1-----1-----				011101
Rhopalodia gibba	---1-----1-----				011101
Amphora ovalis	1---1-----1-----				01111
Navicula rhyncocephala	1-111-----2--				01111

A            A  
 111 4      6111    1 111  
 ABC2B8546B21234721012526  
 ^^^^^ ^^^^^^^

Anomoeoneis exilis	-11-1---1--1----2-1--2--	100
Cymbella affinis	22-1-11111122222233-2-3-	100
Cymbella ventricosa	11111-1-111112222112----	100
Gomphonema acuminatum v. brebissonii	---11--111-1-2-----21-1	100
Ceratoneis arcus + linearis	221-1-11111111-2232222-2	1010
Tabellaria flocculosa	2212--112111-22222-23322	1010
Cocconeis placentula	-1--1-111111-21112-212-1	10110
Cymbella lanceolata	11--1--1-----21-----2--	10110
Eunotia arcus	11-----1-1---1-21---12--	10110
Fragillaria pinnata	11-11-111----2212-2-2---	10111
Gomphonema ventricosum	-----11111---2-132---	10111
Caloneis alpestris	-----1-111-----	11000
Cymbella cesatii	-----1-----1---1---	11000
Gomphonema longiceps	-----1-----1-----1--	11000
Meridion circulare	-----11---121-----	11000
Denticula tenuis	1-----1--2--1-2----	11001
Navicula radiosa	---11-----12-1---2-12	1101
Nitzschia dissipata	-----1-----1-----1-1	1101
Diatoma hiemale v. mesodon	1-----2-2----	111000
Anomoeoneis brachysira v. lanceolata	-----2-----	111001
Diatoma vulgare	-----1---	111001
Didymosphenia geminata	-----211-22312-	111001
Eunotia pectinalis	-----2-22---	111001
Eunotia pectinalis v. minor	-----22221--2	111001
Fragilaria capucina v. lanceolata	-----1221-22----	111001
Fragilaria vaucheriae v. capitata	-----1-----	111001
Gomphonema parvulum	-----1-----	111001
Navicula rotaeana	-----2-1---	111001
Gomphonema intricatum v. pumila	-----1-----2--1	11101
Synedra ulna	---1--1---1-22222223-32	11101
Cymbella gracilis	-----2--	11110
Eunotia vanheurcki	-----1--	11110
Nitzschia acuta	-----1-1---221	11110
Cymbella prostrata	-----2-----2	111110
Epithemia argus	-----1-----11	111110
Achnanthes peragalli	-----1	111111
Eunotia praerupta v. bidens	-----2	111111
Eunotia triodon	-----1-	111111
Fragilaria construens v. binodis	-----1-	111111
Gomphonema acuminatum v. coronata	-----1	111111
Gomphonema olivaceum	-----1	111111
Navicula cari	-----1	111111

000000000000111111111111  
 00001111111110000000011  
 0011100001111000000001  
           01111111  
           0001111

x)  
 Kolumnerna längst till höger och nederst visar uppdelningen i datasettet, där 1:a kolumnen delar materialet i 2 huvudgrupper, 2:a kolumnen delar upp dessa i sin tur etc så att 1:a kolumnen har högsta prioritet, 2:a därefter etc.

### 3.6. GROUPAGE - clusteranalys baserad på similarity ratio (SR).

Denna clusteranalys baseras på similarity ratio jämfört med föregående (Kap.3.2) som hade Euklidean distans som likhetsmått. Dessutom har detta program en finesse som redovisar de arter som betyder mest för ett clusters bildande.

Resultat och diskussion: Även denna metod delar materialet i två distinkta hälfter: Stationerna från 1980 och stationerna från 1981 (Fig.3.3). När A12 och 6b (1981) går ihop vid  $SR=0.73$  svarar *Achnanthes minutissima*-komplexet för 65.2% av SR och därefter *Synedra rumpens* med 4.3%. Nästa hopslagning är 1b och 1a (1981) och även här betyder *Achnanthes minutissima*-komplexet mest, 34% därnäst kommer *Ceratoneis arcus* och *linearis* med 12.8%, *Cymbella affinis* med 8.5%. Sammanslagning av 6 och 4 (1981) har också *Achnanthes minutissima*-komplexet 38.1% och *Fragilaria vaucheriae* med 7.1% och *Fragilaria capucina* 4.8%. Stationerna 7 och 12 (1980) hade sex arter som var ansvariga för clustrets bildande: *Synedra ulna* 20%, *Cymbella affinis* 15%, *Achnanthes minutissima*-komplexet 13%, *Ceratoneis arcus* + *linearis* 10%, *Synedra ulna* v. *danica* 10% och *Tabellaria flocculosa* 10%. Stationerna 2 och 1c (1981) hade *Achnanthes minutissima*-kompl. 27.9%, *Achnanthes linearis* v. *pusilla* 14% och *Cymbella microcephala* 14% som viktigaste sammanförande arter. 2 och A12 (1980) hade två jämbördiga arter; *Synedra ulna* 31.3% och *Cymbella affinis* 30% men även *Didymosphenia geminata* 18.8% hade stor betydelse. Vidare var *Tabellaria flocculosa* (48.4%) och *Ceratoneis arcus* + *linearis* (19.4%) störst vikt för hopslagning av stationerna 5 och 6 (1980).

Grupperingen i clusterdiagrammet (Fig.3.3) visar tillsammans med kem-fys data att stationerna A12 och 6b (1981) har jämförbara låga värden av  $NO_3$  och total P samt samma pH värde 7.4. Ledningsförmågan ligger lågt 36 respektive 42 uS. Stationerna 6 och 4 (1981) har mycket lika kemiskt-fysikaliska faktorer. Bäckarna varierar dock i bredd och hade kvantitativt olika mycket alger åren 1980 och 1981.

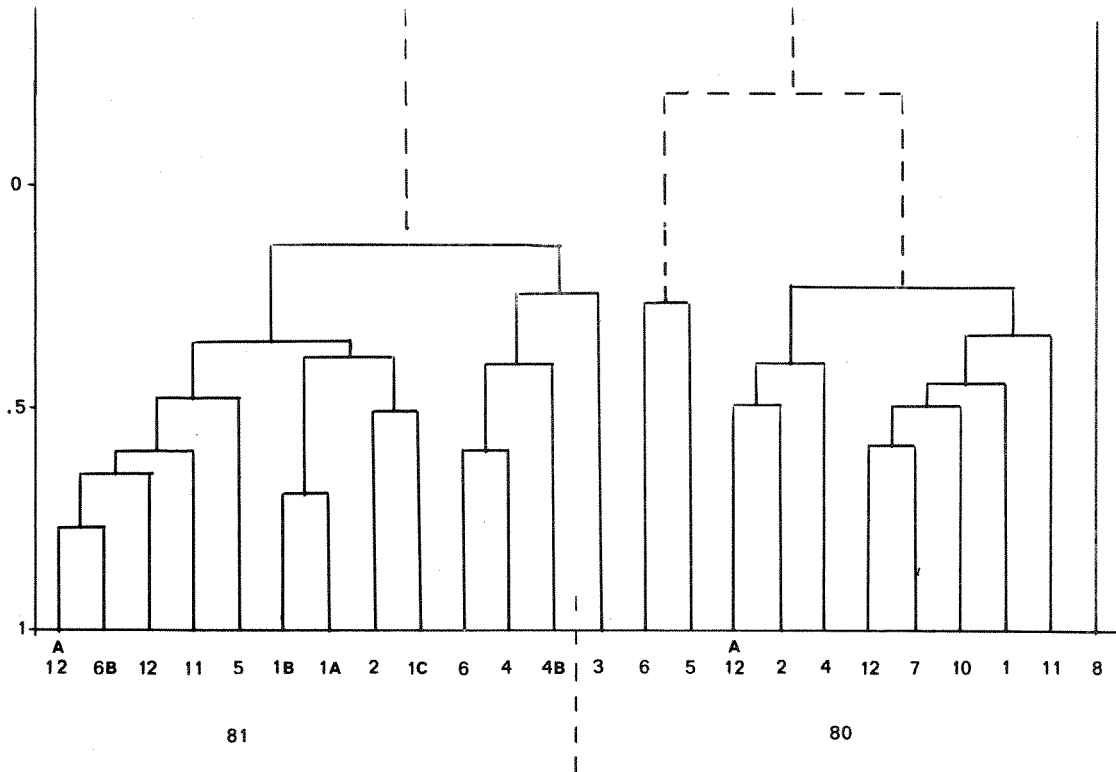


Fig. 3.3 GROUPAGE - clusteranalys som baseras på similarity ratio (SR)  
för förklaring se vidare text.

### 3.7. POLAR ORDINATION

I detta fall har en vanlig korrelationsmatrix upprättats mellan stationerna. I denna har sedan stationerna med den högsta negativa korrelationen tagits ut för att användas i den polära ordinationen som ytterpunkter till vilka sedan alla de övriga relaterats.

Resultat och diskussion: Enligt Fig.3.4 erhålls samma signifikanta uppdelning av materialet i två hälfter dvs stationerna för 1981 i en väl samlad grupp till höger i diagrammet och stationerna för 1980 till vänster som en mer diffus grupp. Algstrukturen i 1981 års provtagning är mera lika pga att de ekologiska distinktionerna suddas ut när klimatet blir regnigt och kallt medan de ekologiska kraven skärptes 1980 vid soligt och torrt klimat.

Om t. ex ledningsförmåga läggs in i ordinationen erhålls mönster enligt Fig.3.4b även här ser man att värdena delar upp materialet i två där värdena för 1980 är generellt högre än för 1981 troligtvis beroende på utspädning under den senare provtagningen. Färgvärdena (Fig.3.4.c) gav högre värden för 1981 beroende på att mer humusämnen spolats ut i älvsystemen med den höga nederbörden.

Inom denna metod och även andra ordinationsmetoder är det möjligt att föra in s.k. referensstationer av adekvat typ beroende på vad som skall analyseras som t. ex vattenkraftsfördämning, kalhuggning, utsläpp av olika slag. Dessa eller denna införs och till vilken okända stationer relateras. Det är då möjligt att se vilken typ av påverkan man har på respektive station. Detta har inte gjorts på detta material då målsättningen har varit att dels göra en basundersökning av diatomeerna samt dels en metodstudie för numeriska analyser. (Johansson 1982 b,c).

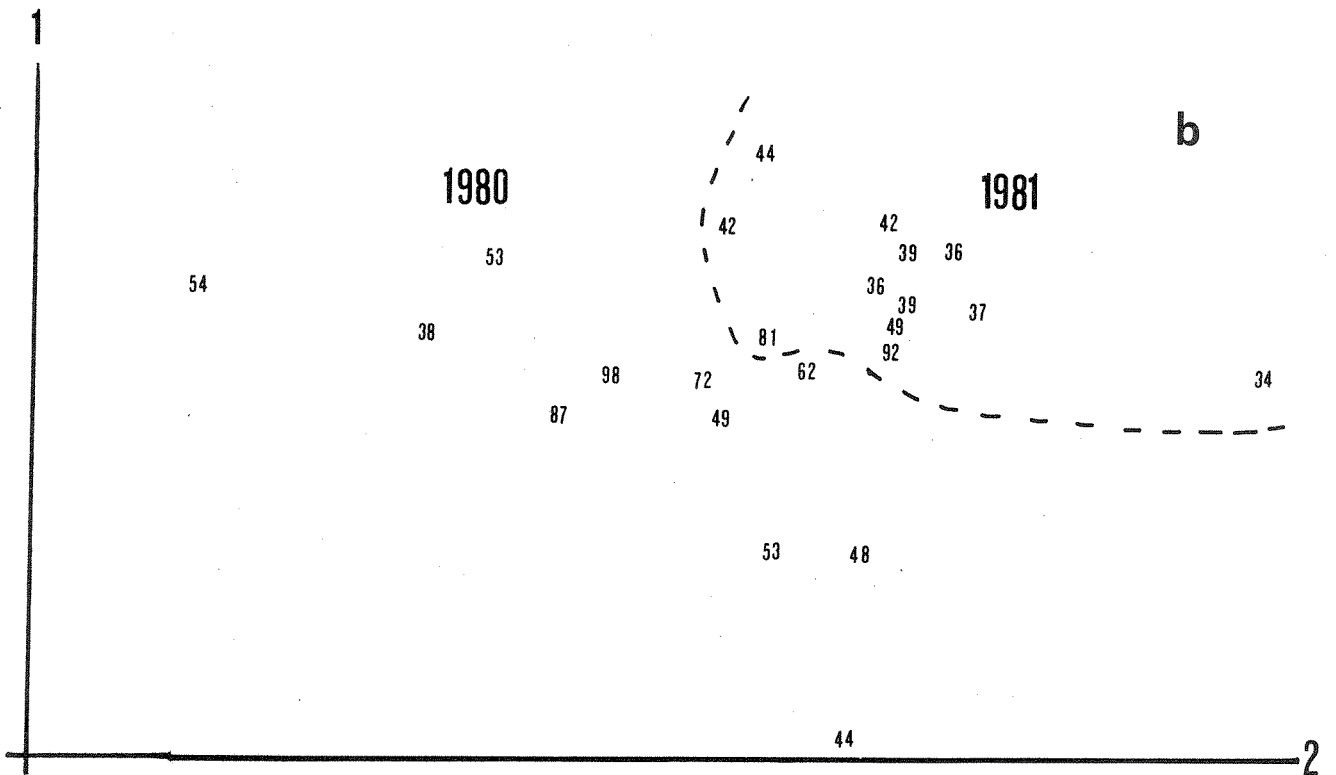
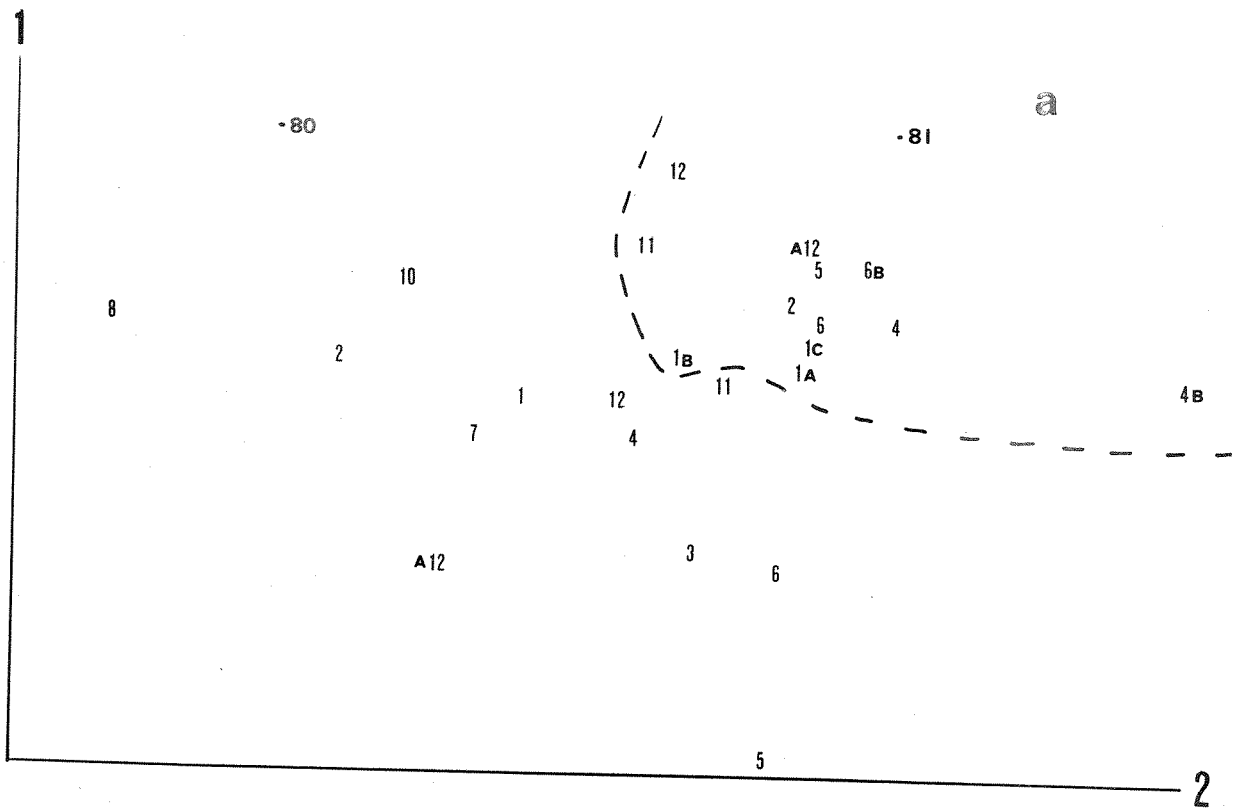
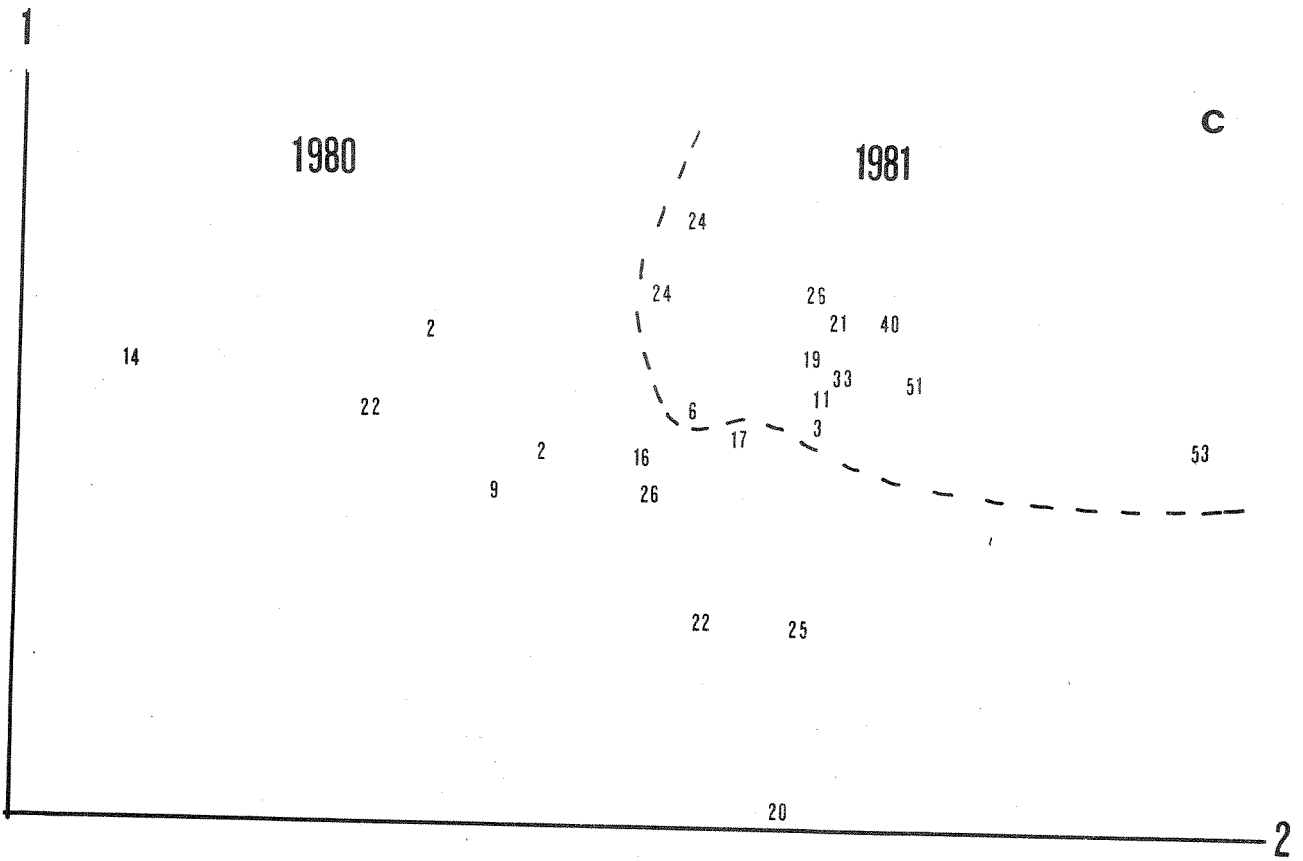


Fig.3.4 POLAR ordination a) stationsbelägenhet b) ledningsförmåga och c) färg.

Fig. 3.4 (forts.)





### 3.8. SAMMANFATTNING

Datamaterialet har som helhet för 1980 och 1981 var för sig visat sig vara homogena. Men inom de två grupperna är diversiteten stor bl. a. beroende på att stationerna ligger i en mängd tillflöden samt att en hel del sjöar längs Kautokeinoelv och Altaelv försvårar enhetliga gradienter. Allmänt kan sägas att florán är typisk för relativt opåverkade vattendrag men i den här älven är närsalterna och ledningsämnenen låga dock ej så låga som man skulle kunna förvänta i ett så nordligt område. Jämfört med svenska förhållanden ligger värdena för Altaälven runt medelvärdet för 500 bäckar i landskapet Jämtland i centrala Sverige vilket alltså ligger betydligt längre söderut än Altaälven och har en berggrund med lokalt stor halt av kalcium.

Slutligen vill jag poängtera att detta är en metodstudie i hur man kan använda olika numeriska analyser på denna typ av undersökning och ingen fullständig beskrivning av diatomeerna och deras avhängighet av omgivningsfaktorer. För att kunna utvärdera skillnaderna mellan 1980 och 1981 vore det önskvärt att samma stationerna utnyttjades vid båda provtagningstillfällena, som det nu är finns det kompletta uppgifter bara från 7 stationer i stället för 12. Varför jämförelsen blir svårare att säkerställa statistiskt.

Uppsala i februari 1983

*Catarina Johansson*

FD Catarina Johansson

Växtbiologiska inst.

Box 559

751 22 Uppsala

#### 4. STRØMHASTIGHETENS BETYDNING FOR BEGROINGSALGER

##### 4.1 Generelt

Strømhastigheten er den dominerende fysiske parameteren som skiller rennende vann fra innsjøene. ILLIES (1961) betegner strømhastighet og temperatur som "generalfaktorene" som fremfor alle andre faktorer er bestemmende for miljøet i rennende vann.

Det er kjent at strømhastigheten innvirker på begroingsalgenes produktivitet, akkumulering av biomasse og samfunnsstruktur (ZIMMERMANN 1961, McINTIRE 1966, HORNER og WELCH 1981).

Under observasjoner av begroing i rennende vann er det ofte påfallende hvor flekkvis de enkelte begroingstyper opptrer. Denne undersøkelsen har hatt som formål å undersøke nærmere om denne flekkvise distribusjon kunne ha sin årsak i lokale strømningsforhold.

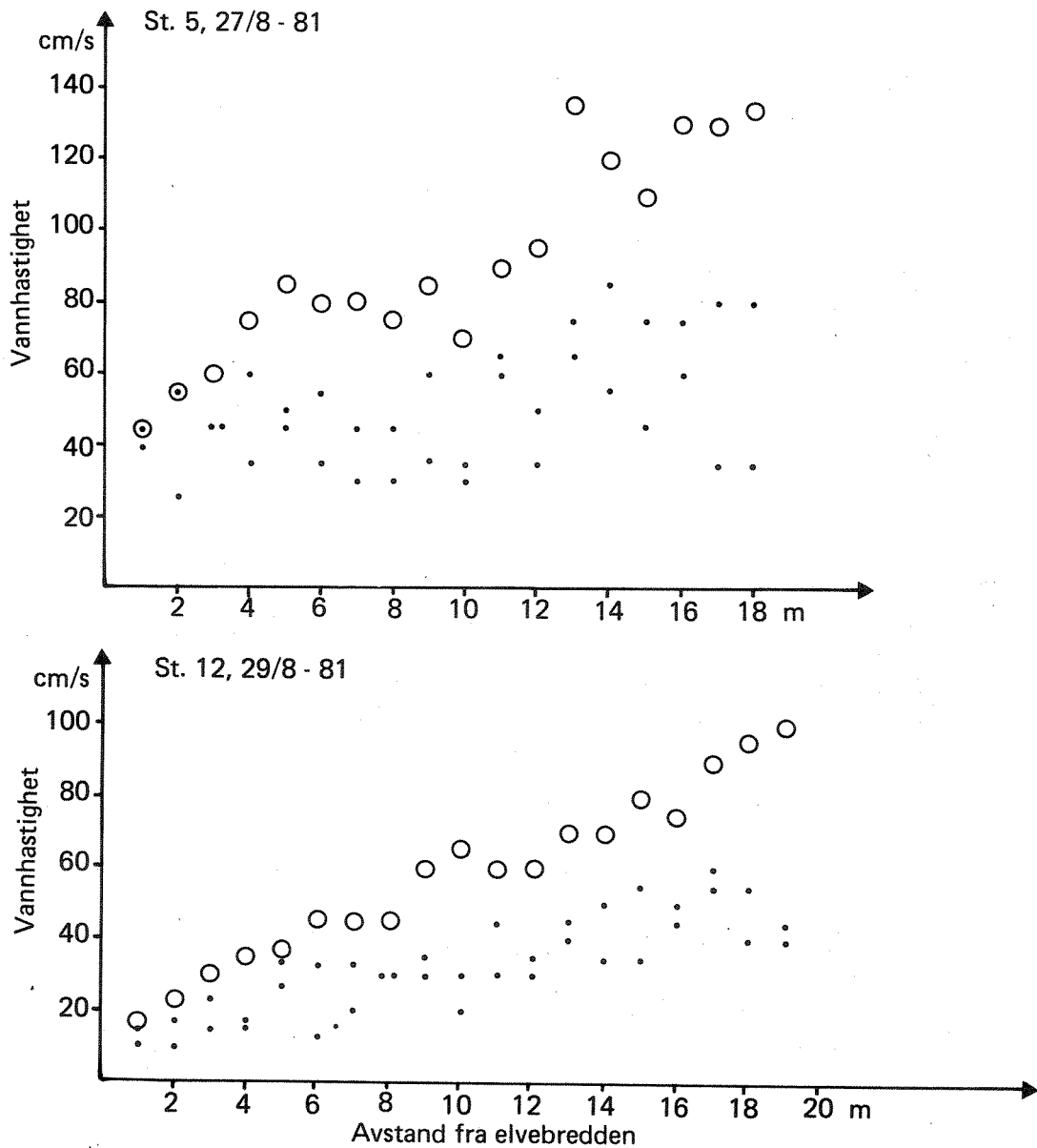
##### 4.2 Karakterisering av strømhastighet

Kjenner man elvens tverrsnitt og vannføring kan man regne ut elvens midlere strømhastighet. Dette er som regel den eneste form for strømhastighetsdata som er tilgjengelig ut fra vanlige hydrologiske data. Som et tilnærmet mål for den midlere strømhastighet brukes måling i tungstrømmen ved 60% av avstanden fra overflate til bunnen.

Den midlere strømhastighet har imidlertid svært begrenset verdi for hydrobiologiske undersøkelser. De fleste organismer lever i tilknytning til bunnen, hvor hastighetene er svært variable og vesentlig lavere enn den midlere hastighet. De fleste hydrobiologiske metodikker i rennende vann er dessuten utviklet for relativt grunt vann, som regel mindre enn en meters dyp. I en stor, dyp elv har derfor den midlere strømhastighet liten relevans til de undersøkte bunnarealer.

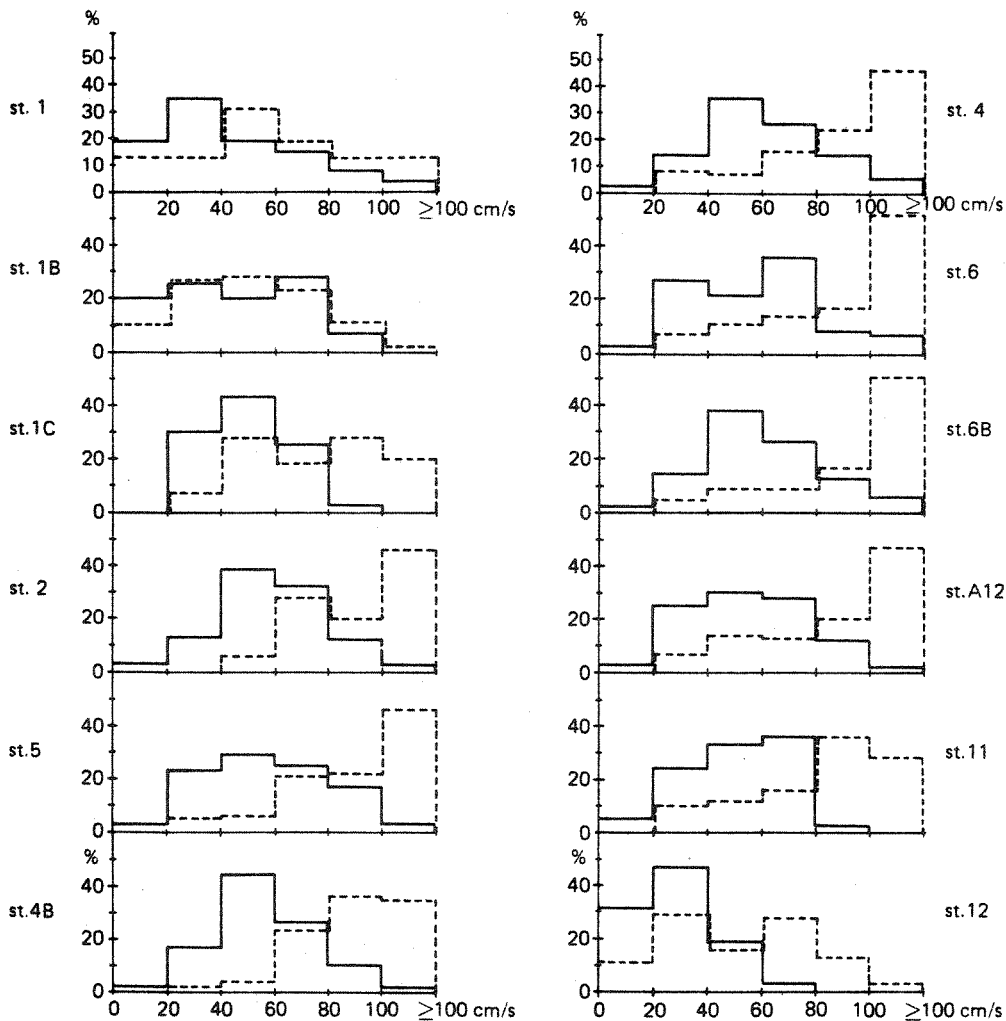
For å kunne karakterisere strømforholdene nærmest mulig bunnssubstratet har vi tatt i bruk en hastighetsmåler som kan måle ca. 1 cm over faste overflater (Schiltknect, modell Micro-Mini-Water 642). Fig. 4.1 viser eksempler på karakterisering av strømforholdene i en elveprofil med denne måleren.

Figuren viser overflatehastigheter, samt hastigheter like over stener på bunnen fra bredden og utover i elven. Hastighetene over bunnen er å betrakte som lokale maksimalhastigheter, da de er målt på toppen av stenene. Rundt og mellom stenene vil man ha et spektrum av lavere hastigheter, lokalt ofte ned mot null. Det skulle fremgå av figurene at observasjoner av overflatehastigheter i elver gir svært begrensede informasjoner om forholdene der organismene holder til.



Figur 4.1. Karakterisering av strømhastigheter i overflaten (o) og like over stener (·) fra bredden og utover i elven. Eksemplene er fra Alta-Kautokeinovassdraget.

En annen fremstillingsmåte av strømhastighetsdata er vist i fig. 4.2. Der er målingene satt om som et frekvensdiagram for ulike hastighetsintervaller. Denne fremstillingen gir et bedre inntrykk av hvilke hastigheter som er mest vanlige på lokaliteten. Det går videre frem av figuren at forskjellen mellom overflatehastigheter og bunnhastigheter er minst i grunne småbekker (st. 1 og st. 1B). Dette medfører at f.eks. St. 1B og st. 11 har et relativt likt hastighetsspektrum over stenene selv om overflatehastighetene er svært ulike. Disse to stasjonene har forøvrig en tierpotens forskjell i helling (tabell 2.3). Hellingen er følgelig ikke spesielt godt korrelert med strømhastighetene. En årsak til at VERNEAUX og LEYNAUD (1974) fant at hellingen var en fundamental parameter for organismesamfunnene kan muligens være at hellingen samvarierer med f.eks. temperatur og lysforhold (fjellbekker er ofte både bratte og kalde med lite skyggende kantvegetasjon).



Figur 4.2 Strømhastighetsfordeling i overflaten (stiplet) og over stener (heltrukket) vist som frekvensdiagram. Eksemplet er fra lokaliteter i Alta-Kautokeinovassdraget.

### 4.3 Strømhastighetens virkning på artsfordeling av begroingsalger

#### Metode

Strømhastigheten ble målt ca. 1 cm over makroskopisk observerbare algekolonier i elver. Disse koloniene hadde en flekkvis fordeling over elvebunnen, og koloniene var oftest dominert av en art. Det ble tatt minimum 30 målinger over hver kolonitype. Dominerende art(er) i kolonitypene ble kontrollert under mikroskop.

Resultatene er vist i frekvensdiagram som viser prosentvis fordeling av observerte kolonier i strømhastighetsintervaller på 20 cm/s.

Målingene er utført i Nitelva, Skjær sjøelva og Alta-Kautokeino-vassdraget.

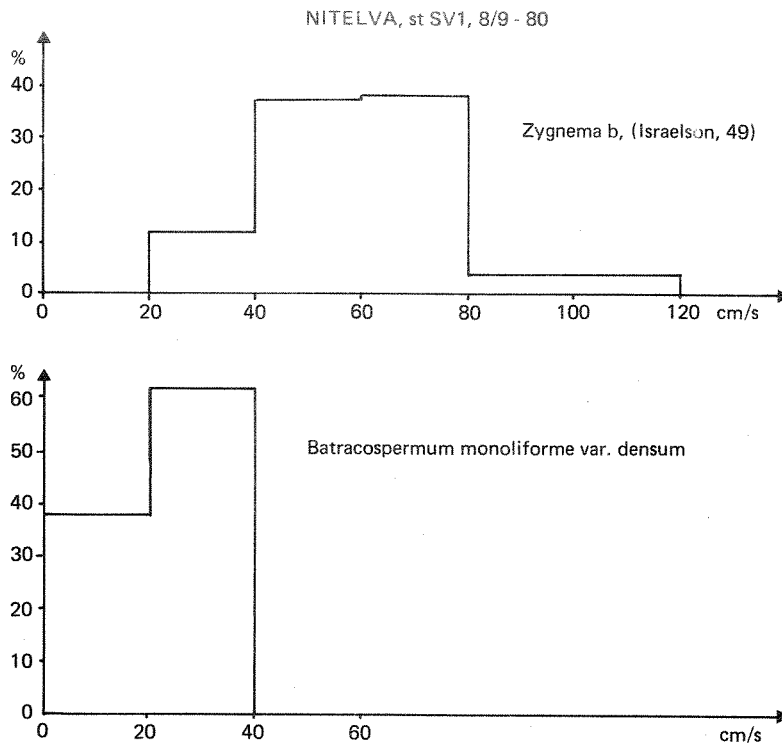
#### Resultater og diskusjon

Fig. 4.3 - 4.5 viser eksempler på fordelingen av algekolonier som funksjon av strømhastigheten.

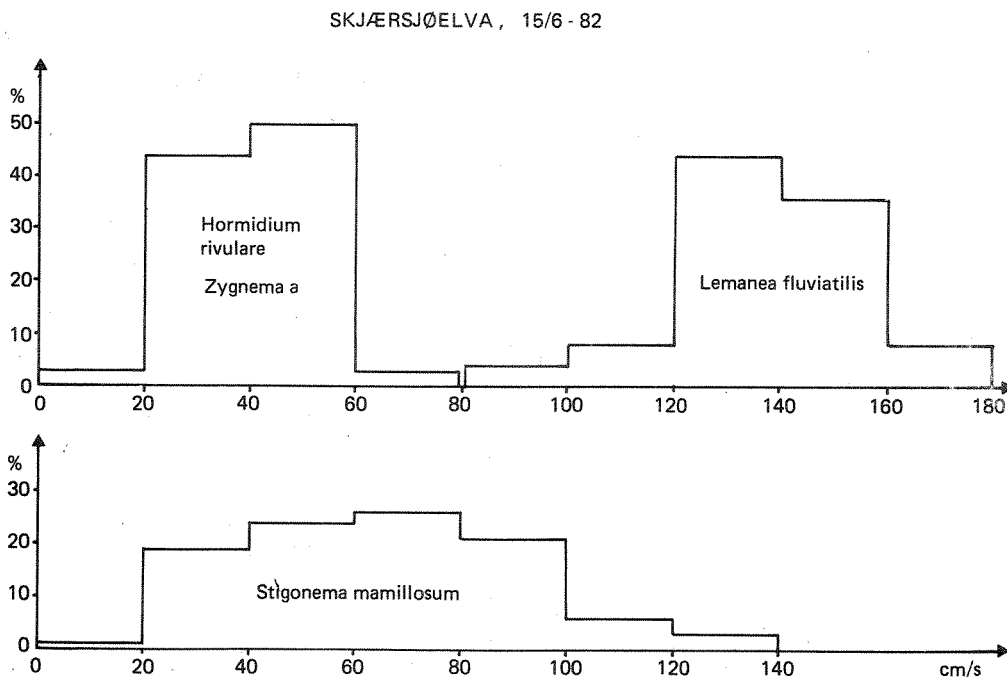
På st. SV1 i Nitelva dominerte Batracospermum moniliforme i de lavere hastighetsintervaller (0-40 cm/s), mens Zygnema b var mest utbredt mellom 40 og 80 cm/s (fig. 4.3)

Fig. 4.4 viser en forsommersituasjon fra Skjær sjøelva, hvor grønnalgene Hormidium rivulare og Zygnema a utviklet kraftige kolonier i området 20-60 cm/s. Blågrønnalgen Stigonema mamillosum vokste over et bredt område av strømhastigheter, med størst utbredelse mellom 20 og 100 cm/s. Lemanea fluviatilis ble kun funnet ved høye hastigheter, for det meste over 120 cm/s.

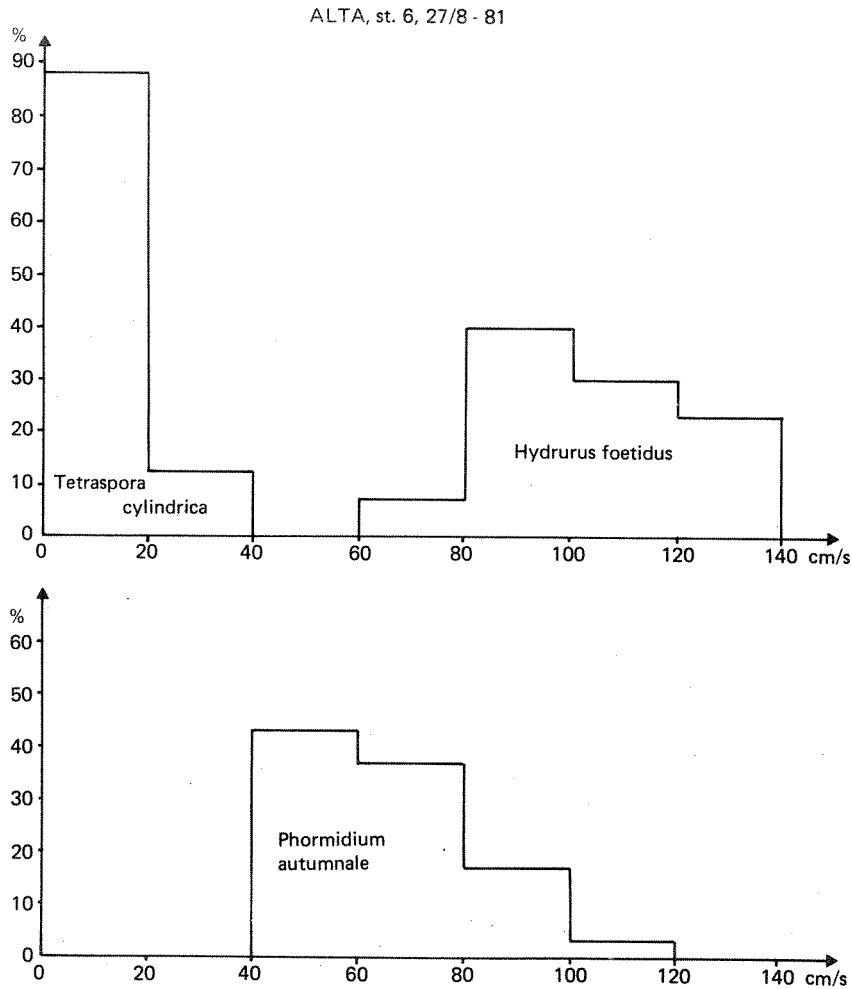
Eksemplet fra st. 6 i Alta viser en situasjon hvor grønnalgen Tetraspora cylindrica dominerte ved lave strømhastigheter nær elvebredden, men blågrønnalgen Phormidium autumnale var hyppig forekommende mellom 40 og 100 cm/s. Hydrurus foetidus var utbredt ved høye hastigheter, for det meste mellom 80 og 140 cm/s (fig. 4.5).



Figur 4.3. Frekvensfordeling av dominerende begroingsalger som funksjon av strømhastigheten (Nitelva, 8/9-80).



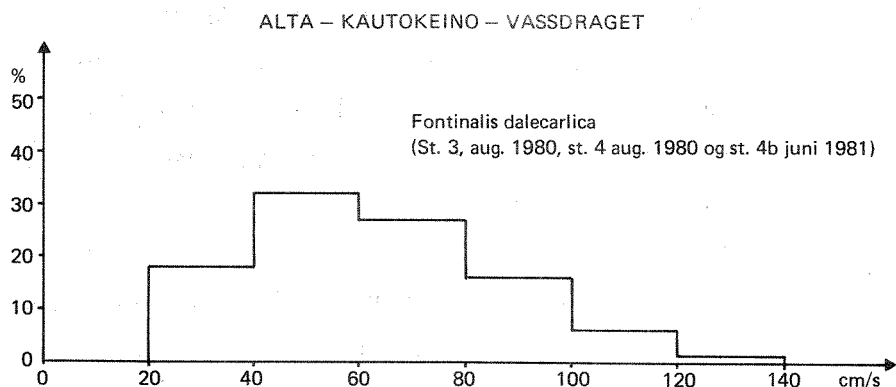
Figur 4.4. Frekvensfordeling av ulike begroingsalger som funksjon av strømhastigheten (Skjær sjøelva, 15/6-82).



Figur 4.5. Frekvensfordeling av ulike begroingsalger som funksjon av strømhastigheten (Alta-Kautokeinovassdraget, 27/8-81).

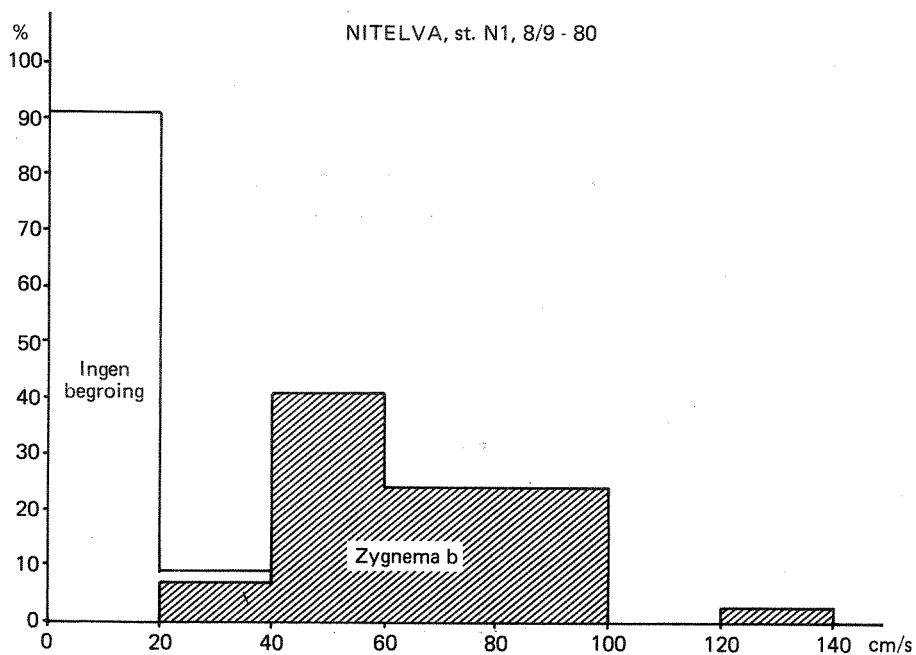
Resultatene tyder på at enkelte arter har preferenser for gitte strømhastighetsintervaller, slik at elvens spektrum av strømhastigheter blir delt mellom ulike arter. Det vil si at artene har strømhastighetsnisjer. Disse nisjene kan være svært smale, så som for Tetraspora cylindrica (fig. 4.4) eller brede, som for Stigonema mamillosum (fig. 4.5).

Moser synes generelt å ha en bred strømhastighetsnisje. Et eksempel på dette er observasjoner av Fontinalis dalecarlica i Alta-Kautokeino-vassdraget (fig. 4.6). En bred strømhastighetsnisje er trolig nødvendig for de langsomtvoksende, flerårige mosene, fordi de må tåle alt fra vårflom til lavvannsføring. Hurtigvoksende alger kan derimot utnytte temporære nisjer under gitte vannføringsforhold.



Figur 4.6. Frekvensfordeing av mosen Fontinalis dalecarlica som funksjon av strømhastigheten.

Resultatene tyder også på at mange trådformede grønnalger har dårlige vekstbetingelser ved hastigheter under 20 cm/s. Fig. 4.7 viser målinger fra Nitelva (st. N1), hvor målinger over stener som manglet synlig begroing er sammenholdt med målinger over tilsvarende stener med kraftig grønnalgebegroing. Resultatene viser at de fleste stenene uten begroing lå i det laveste hastighetsintervallet (0-20 cm/s).

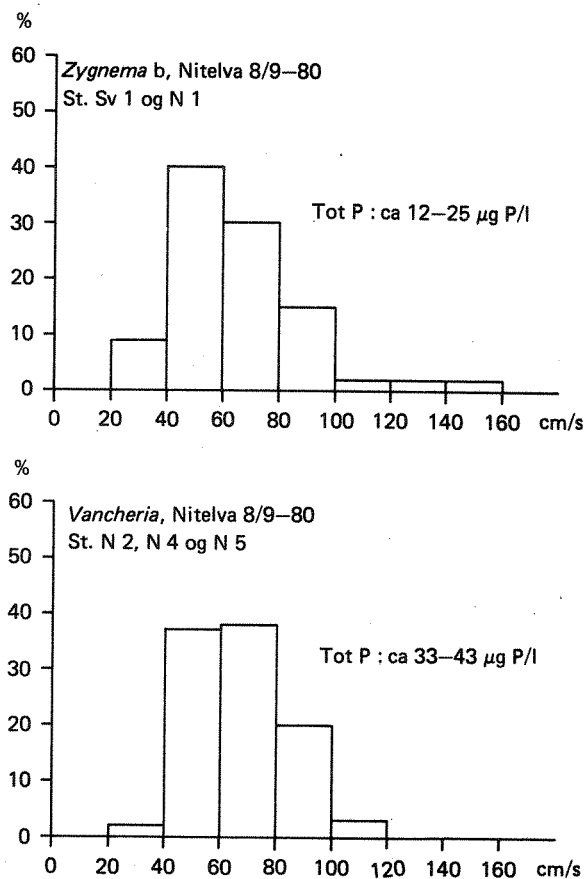


Figur. 4.7. Frekvensfordeling av stener uten synlig begroing og stener med Zygnema b som funksjon av strømhastigheten (Nitelva, 8/9-80).



Undersøkelser i Nitelva viser også at strømhastighetsmålinger er nyttige ved bedømmelse av forurensningsvirkninger. Ved stasjonene Sv1 og N1 var Zygnema b dominerende i begroingen i september 1980. På stasjonene nedstrøms (st. N2, N3, N4 og N5) var Vaucheria hyppig forekommende. Som det fremgår av figur 4.8 hadde de to algene svært like strømhastighetsnisjer. Det ser altså ut til at Vaucheria har overtatt den strømhastighetsnisjen som Zygnema b hadde lenger oppe i elven.

Den mest markerte endringen i vannkjemien finner vi i fosforkomponentene fra st. N1 til st. N2. Gjennomsnittsverdier for tot. P sommeren 1980 var henholdsvis 12 og 33  $\mu\text{g P/l}$  (data fra ANØ). Ved å sammenligne begroing i den samme strømhastighetsnisjen har man eliminert effekten av eventuelle forskjeller i strømhastigheten på ulike lokaliteter. Man har derfor et sikrere grunnlag for å si at den observerte artsendringen er skjedd som følge av vannkjemiske endringer.



Figur 4.8. Eksempel på endring av artsdominans innen et strømhastighetsområde som følge av kjemiske endringer.

## 5. BEGROINGSUNDERSØKELSER I SKJÆRSJØELVA

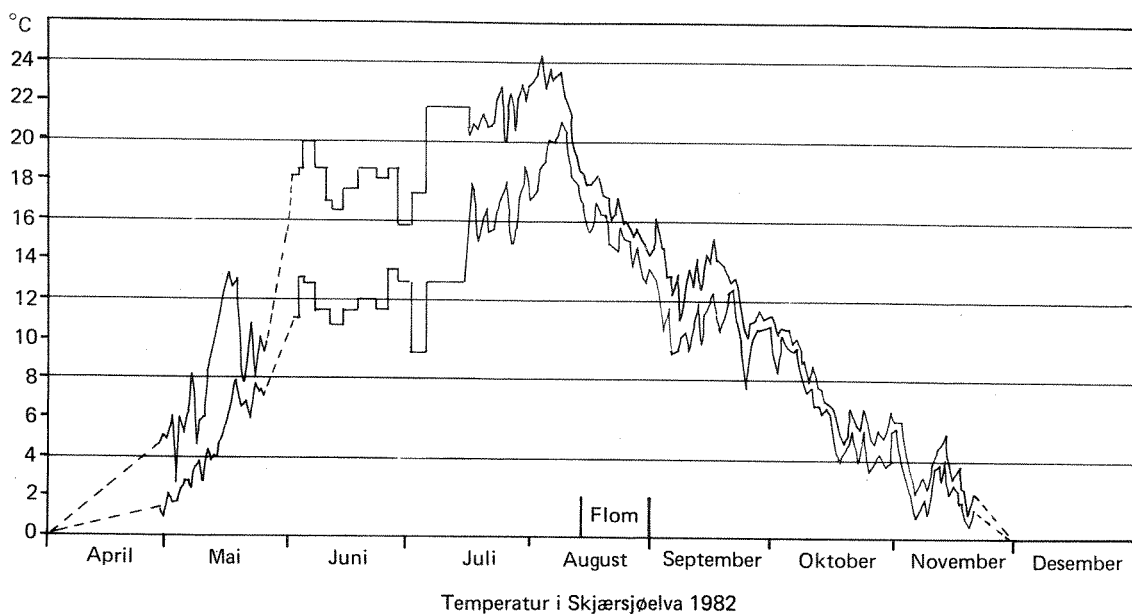
### 5.1 Innledning

Hensikten med denne del av prosjektet var å observere hvordan begroingen utviklet seg gjennom sesongen. Spesielt var det viktig å følge med hvor raskt begroingen utviklet seg samt å følge endringer i arts sammensetningen. Dette er så sett i sammenheng med endringer i de fysiske forholdene, spesielt strømhastighet og temperatur. Denne type informasjon er vesentlig for å bedømme resultater fra overvåkingsprosjekter, hvor man ofte kun har observasjoner av begroing 1-3 ganger i sesongen. Det er nødvendig å få en bedømmelse av hvor store utslag man kan få i begroingens sammensetning og mengde som følge av tilfeldige variasjoner i vannføring og temperatur i tiden før prøvetakingen.

Skjær sjøelva kommer fra Skjær sjøen i Nordmarka og renner inn i Maridalsvannet i Oslo. I Skjær sjøelva ble det valgt ut tre transekter i ulike hastighetsområder. I hvert transekt ble valgt ut og merket stener, hvor begroingen og strømhastigheter ble undersøkt fra mai til oktober 1982. I begynnelsen av sesongen var hastighetene over de tre gruppene av stener ca 20, 50 og 100 cm/s. Mengden av begroingen ble bedømt etter dekningsgrad, og prøver for mikroskopisk artsbestemmelse ble tatt av de ulike begroingselementer. Temperaturen ble målt med temperaturlogger som registrerte hver 3. time. En kortere periode ble temperaturen målt med max.-min.-termometer.

### 5.2 Fysisk og kjemiske karakterisering

Vanntemperaturforløpet med angivelse av maksimum- og minimumsverdier er vist i fig. 5.1. Det fremgår at sommeren var varm med en maksimumstemperatur på over 24°C i begynnelsen av august. Antall døgngrader for 1982 er beregnet til ca. 2500.



Figur 5.1. Temperaturforløpet i Skjærsvjelva 1982. Kurvene viser maksimums og minimumstemperaturer

Vannkjemiske data er vist i bilag 5.1.

Sulfat er det dominerende anion og kalsium er det dominerende kation. Alkaliteten er ca. 100  $\mu\text{ekv/l}$  lavere enn forventet ut fra kalsium- og magnesiuminnholdet. Dette viser at vannet er betydelig forsuret. Restalkaliteten på ca. 50  $\mu\text{ekv/l}$  er imidlertid tilstrekkelig til å hindre en markert pH-reduksjon.

Fosforinnholdet er svært lavt (tot. P : 2,6  $\mu\text{g/l}$ ). Algeproduksjonen medfører at konsentrasjonen av nitrat og silisium synker utover sommeren for så å stige sent på høsten.

Klorofyllinnholdet er vanligvis under 1  $\mu\text{g/l}$  og viser at vannet er svært oligotroft. Bakterieneinnholdet er også svært lavt, og samsvarer bra med lavt innhold av organiske stoffer (farge og KOF).

Resultatene av strømhastighetsmålingene over stenene er vist i fig. 5.2. Verdiene er gjennomsnittsverdier for stenene i de tre hastighetsområdene (transekt I, II og III). Maksimum og minimum for stener innen hver gruppe er også angitt. Hastigheten for enkeltstener er basert på fem enkeltmålinger over stenoverflaten.

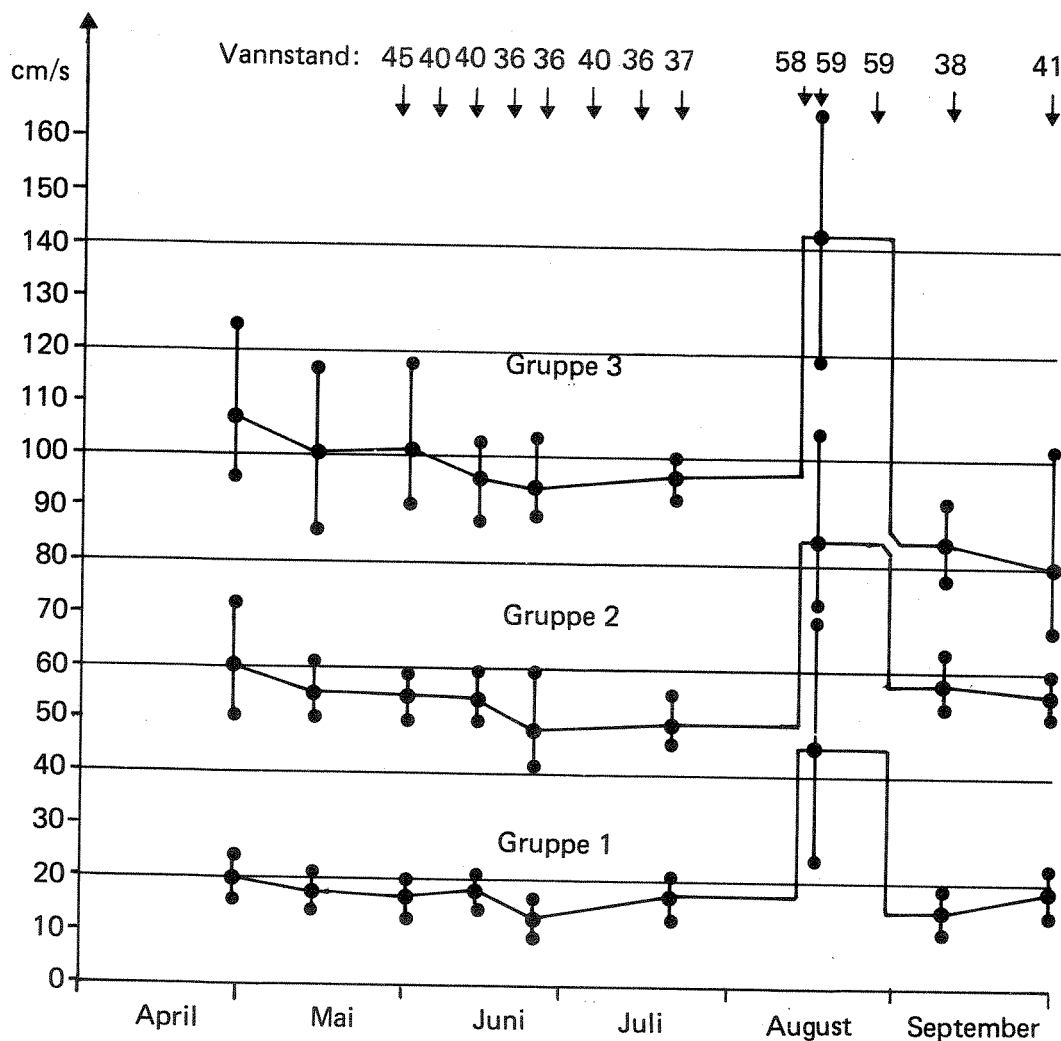


Fig. 5.2. Karakterisering av strømhastigheten over grupper av merkede stener i 3 ulike hastighetsområder. Gjennomsnittshastigheten for alle stenene i en gruppe er vist med heltrukket linje. Stener med høyest og lavest midlere hastighet innen gruppen er også angitt.

Mesteparten av vannet fra Skjærstjøen går i tunnel til kraftverket ved Hammeren. Vannet i elveleiet er derfor hovedsakelig lekkasjevann fra dammen. Dette fører til at elven har svært stabil vannføring gjennom sommeren. Unntaket finner vi i perioden 13. til 30. august, da vannet ble sluppet forbi kraftverket grunnet reparasjoner. Hastighetene over stenene økte da fra 17 til 45 cm/s i transekt I, fra 50 til 84 cm/s i transekt II og fra 96 til 142 cm/s i transekt III. Dette ga anledning til å studere effekter på begroingen av både stabil vannføring og en to ukers flom. Man kan merke seg at målingene etter flommens opphør viste at hastighetene over stenene i transekt III var ca. 10-15 cm/s lavere enn man skulle forvente ut fra vannføringen (jfr. vannstand). Overflatehastighetene var imidlertid ikke redusert. Grunnen er trolig at en tiltagende grønnalgebegroing bremsset opp vannet nær bunnen. Denne hastighetsreduksjonen har trolig begunstiget grønnalgebegroingen ytterligere.

### 5.3 Resultater av begroingsundersøkelsene i 1982.

Mengden av store, lett synlige begroingsorganismer ble bedømt hver 14. dag fra mai til oktober ved prosent dekning av prøvetakingsstedet. Prøver for artsbestemmelse og vurdering av mengdeforholdet mellom artene ble tatt ca. hver 4. uke. Resultatene er gjengitt i bilag 5.2, 5.3 og 5.4 og fig. 5.3 og 5.4. I fig. 5.3 og 5.4 er resultatene av fire parallelle observasjoner slått sammen.

#### 5.3.1 Artsantall

En rekke slekter og arter av desmidiaceer ble observert. De er ikke artsbestemt og omtales under ett som desmidiaceer. Fordi en har konsentrert seg om de makroskopiske algene, er heller ikke kiselalgesamfunnet (bortsett fra Tabellaria flocculosa) analysert. Det representerer et betydelig arbeid i seg selv. Kiselalgene utgjør en viktig del av begroingssamfunnet og er oftest vel egnet til å angi vannkvalitet. En håper derfor det blir anledning til å bearbeide materialet senere.

Det ble registrert i alt 47 begroingsalger, se tabell 5.1. Av disse er 27 arter registrert gjentatte ganger på en eller flere av transektene, mens det bare ble gjort sporadiske og tilfeldige observasjoner av de øvrige. Det ser ut til at den første gruppen (27 arter) trives i Skjær sjøelva og er egnet til å karakterisere forholdene der; de omtales som karakterarter (K). Den andre gruppen består av arter som opptrer sjelden og tilfeldig; de omtales som tilfeldige arter (T).

Fra 10. juli til 21. oktober ble det registrert fra 19-22 karakterarter pr. prøvetaking/observasjon på transekt I, fra 21-24 på transekt II og fra 12-15 på transekt III.

I løpet av vekstperioden ble nesten alle karakterartene registrert på transekt I (25 av 27) og II (26 av 27). På transekt III ble ca. 75% av karakterartene registrert.

Av de tilfeldige artene (T) ble 80% registrert på transekt I, 35% på II og 10% på III; altså klar overvekt av tilfeldige arter (T) på transekt I.

Tabell 5.1 Begroingsalgenes artsantall på hvert transekt og totalt.

Transekt	Blågrønnalger		Grønnalger		Rødalger		Totalt, alle grupper	
	K	T	K	T	K	T	K	T
I	12	11	12	5	0	0	25	16
II	13	6	12	0	0	1 (Kimstad.)	26	7
III	11	2	16	0	1	0	20	2
Totalt	14	14	12	5	1	1	27	20

K : Karakterarter      T : Sporadisk observerte arter

### 5.3.2 Artssammensetning

Blågrønnalger og grønnalger dominerte begroingssamfunnet, se bilagstabell 5.2, 5.3 og 5.4. Arter som påtreffes i svakt surt elektrolytt- og næringsfattig vann hadde stor forekomst og var i overvekt; eksempelvis blågrønnalgene Scytonema mirabile og Stigonema mamillosum og grønnalgen Zygnema a. Grønnalgeslekten Bulbochaete og kiselalgen Tabellaria flocculosa vokser ofte i litt humøst vann. Ingen forurensningsindikatorer ble observert.

### 5.3.3 Årsvariasjoner og mengdemessig forekomst

De viktigste begroingsorganismenes forekomst fra mai til oktober er vist i fig. 5.3 og 5.4.

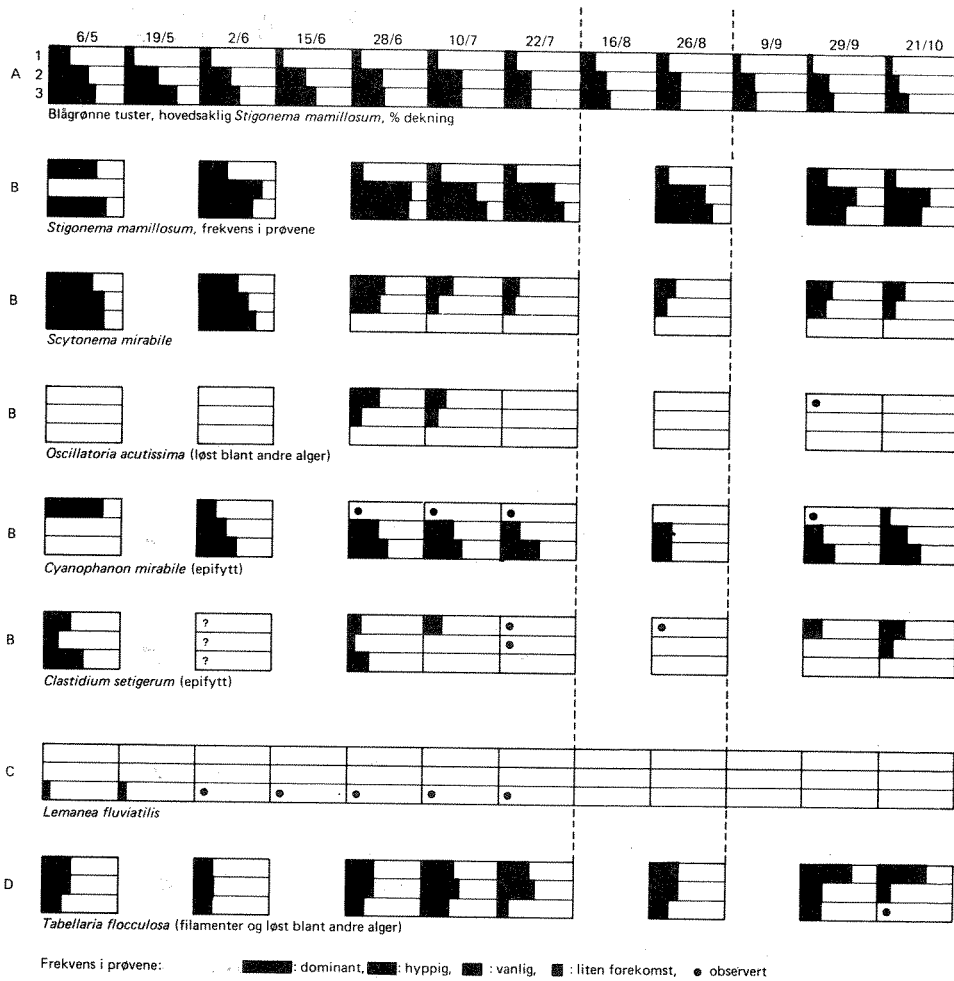


Fig. 5.3 A: Synlig dekning i % av : blågrønnalger, vesentlig *Stigonema mamillosum*.

C: Synlig dekning i % av rødalgen *Lemanea fluviatilis*.

B: Frekvens i prøvene av noen blågrønnalger.

D: Frekvens i prøvene av kiselalgen *Tabellaria flocculosa*.

I: 20 cm/s, II: 55 cm/s, III: 100 cm/s.



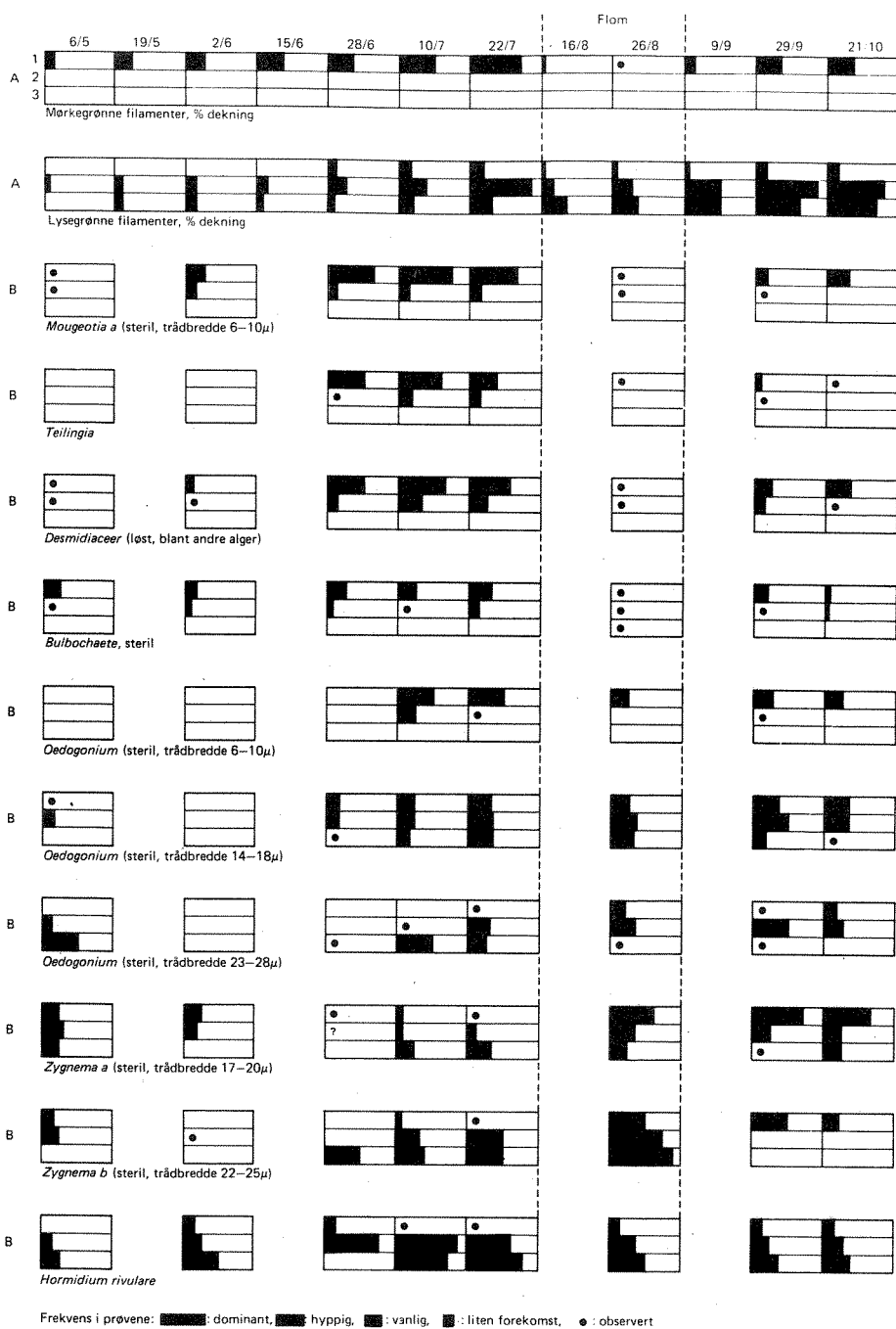


Fig. 5.4.A: Synlig dekning i % av mørke- og lysegrønne filamenter.

B: Frekvens i prøvene av trådformede grønnalger og desmidiaceer.

I: 20 cm/s, II: 55 cm/s, III: 100 cm/s.

### Blågrønnalger

Stigonema mamillosum og Scytonema mirabile danner begge mørke tuster/skorper. Begge vokste på alle transekter, Stigonema hadde størst forekomst på III og II, mens Scytonema mirabile hadde størst forekomst på transekt I og delvis II. Begge hadde størst forekomst om våren. Fra transekt III forsvant Scytonema tilsynelatende helt utover sommeren.

Cyanophanon mirabile og Clastidium setigerum er begge mikroskopiske og vokser på andre planter (epifytter). Cyanophanon hadde størst forekomst på transekt II og særlig III, mens Clastidium hadde størst forekomst på transekt I. I likhet med Stigonema og Scytonema hadde de størst forekomst om våren og avtok i mengde utover sommeren. De økte i mengde i september-/oktober.

Oscillatoria acutissima vokser løst blant andre alger. I motsetning til de ovennevnte blågrønnalgene hadde den en kort vekstperiode midt på sommeren. Den ble bare observert på transekt I og II.

### Rødalger

Lemanea fluviatiles ble bare observert på transekt III. Den dekket maksimalt 15% av substratet i mai og forsvant tilsynelatende helt i juli.

### Kiselalger

Tabellaria flocculosa hadde omlag samme forekomst på alle transekter (svak overvekt på transekt I) og viste relativt liten årstidsvariasjon.

Grønnalger, se fig. 5.4.

De trådformede grønnalgene bestod visuelt av to hovedtyper, mørk grønne fnokker/filamenter og lys grønne filamenter.

De mørke filamentene hadde klar overvekt på transekt I. De var tilstede i mindre mengde på transekt II, men var vanskelige å se fordi andre organismer dekket over. På transekt I økte de mørk grønne tjafsene i mengde sist i juni. De ble drastisk redusert av en kortvarig flom i august (fig. 5.2) og økte deretter svakt i mengde utover høsten.

De lys grønne filamentene etablerte seg først på transekt II, 14 dager senere på transekt III og etter nesten to måneder på transekt I. I juli økte de lys grønne filamentene raskt i mengde. Økningen var mest markert på det transektet de hadde etablert seg først (trans. II). Flommen i august medførte drastisk reduksjon av de lys grønne filamentene på transekt I og tildels på transekt II, mens den så ut til å ha ubetydelig virkning i det høye hastighetsområdet (trans. III). Etter flommen økte de lys grønne filamentene raskt i mengde på transekt II og delvis III; økningen var liten på transekt I.

De trådformede grønnalgene bestod av et virvar av arter. Noen nærstående arter var vanskelige å skille fra hverandre, og algenes innbyrdes mengdeforhold var ofte vanskelig å bedømme. Fig. 5.4 viser frekvensen av noen trådformede grønnalger og av desmidiaceer.

Mougeotia a, Teilingia, Bulbochaete, Oedogonium 6-10  $\mu$  og desmidiaceer hadde alle størst forekomst på transekt I. De hadde liten forekomst på transekt II og ble knapt registrert på transekt III. Teilingia hadde mest markert årstidsvariasjon og kortest vekstperiode. Etter flommen, da alle ble redusert til et minimum, var Teilingia den eneste som knapt etablerte seg igjen.

Hverken Oedogonium 14-18  $\mu$  eller O. 23-28  $\mu$  viste markerte årstidsvariasjoner eller preferanse for noe strømhastighetsområde.

Hormidium rivulare vokste på alle transekter, men hadde klar preferanse for de høye hastighetsområdene (II og især III). Den hadde størst forekomst i juni/juli.

Zygnema a og Z. b kan være vanskelige å skille fra hverandre, og de uklare analyseresultatene skyldes muligens en analysefeil. Zygnema hadde størst forekomst på sensommeren og høsten. I likhet med Hormidium ser Zygnema b (uklart for Z. a) ut til å ha preferanse for de høye hastighetsområdene (II og III). Under flomperioden fikk både Zygnema a., Z. b og Hormidium økt frekvens. Økningen var mest markert i det lave hastighetsområdet (transekt I).

#### 5.3.4 Virkinger av økt strømhastighet (flom)

Som tidligere nevnt var det en kunstig flom i elva fra 13. til 30. august. Den prosentvise økningen i strømhastigheten for transektene I, II og III var h.h.v. (125%, 70%, og 50%).

Effekten av flommen var størst på transekt I. Dette kom best til uttrykk i grønnalgefloraen idet arter som hadde preferanse for lavhastighetsområdet (Mougeoteia a, Teilingia osv.) nesten forsvant fra dette transektet, mens arter med preferanse for høye hastighetsområder fikk økt frekvens (Jfr. fig. 5.4).

#### 5.4 Diskusjon

##### 5.4.1 Artsantall - karakterarter

Systematiske observasjoner gjennom en hel vekstperiode gir grunnlag for å peke ut de artene som er karakteristiske for en lokalitet. Derved blir tilfeldige slengere som ikke er representative for lokaliteten ikke tatt med ved vurderingen av lokaliteten i ulike øyemed.

Tilfeldige slengere synes å opptre hyppigst i lavhastighetsområdet (trans. I). Det skyldes trolig at alger som transporteres i vannet henger seg opp i områder med lav hastighet. Det gjør områder med lav hastighet mindre egnet til å karakterisere en lokalitet enn hurtigstrømmende. På den annen side ble det registrert færrest karakterarter pr. observasjon i området med høyest strømhastighet (trans. III). For å samle flest mulig karakterarter og unngå tilfeldige slengere synes det mellomste hastighetsområdet best egnet.

##### 5.4.2 Artsammensetning

En vurdering av Skjærsløvelva på grunnlag av karakterartene gir et entydig bilde av vannkvalitet. En vurdering på grunnlag av de tilfeldige artene gir et forvirrende bilde. Nostoc (tilfeldig art) f.eks. blir vanligvis påtruffet i elektrolyttrike, svakt alkaliske vassdrag. Kjennskap til karakterartene og deres variasjon gjennom året er med andre ord nødvendig for å kunne karakterisere vannkvalitet.

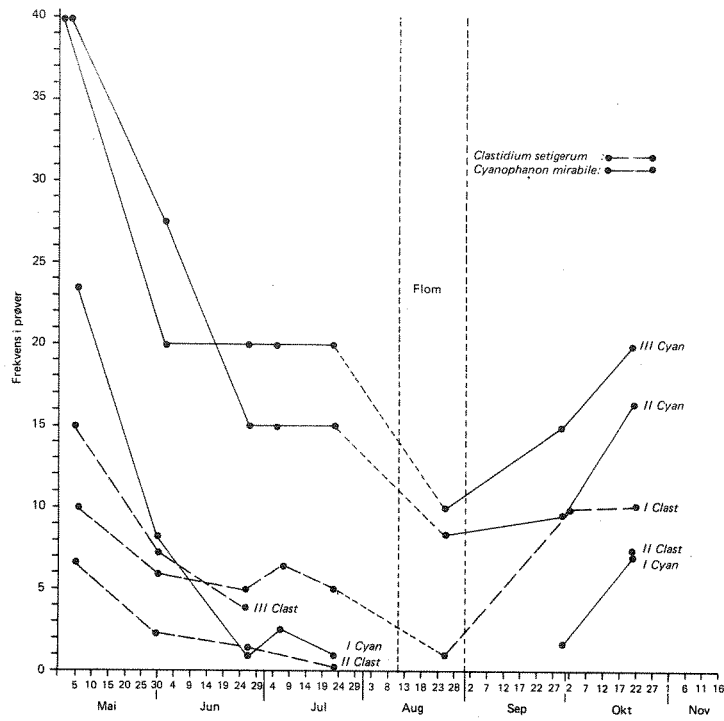
#### 5.4.3 Årstidsvariasjon - mengdevariasjon

Både mengdebedømmelsen i felt av de makroskopiske begroingselementene og analysen av den enkelte arts forekomst i prøven viser at de fleste organismene hadde klar preferanse for ett eller to av de tre hastighetsområdene. Den enkelte art viste ulikt variasjonsmønster med hensyn til fordeling på de tre transektene og variasjon i mengde gjennom observasjonsperioden. Dette tyder på at det vekslende tilbud av nisjer som fins gjennom vekstperioden fordeles mellom artene slik at flest mulig nisjer utnyttes til enhver tid.

Med noen få unntak (arter med like stor forekomst på alle transekter, eks. Oedogonium 14-18  $\mu$ ) viser observasjonene i Skjærsljøelva at strømhastigheten er en viktig faktor for den enkelte arts forekomst i sted, tid og mengde (fig. 5.3 og 5.4).

Fig. 5.5 viser forekomsten av blågrønnalge-epifyttene Clastidium setigerum og Cyanophanon mirabile. Selv om mengden av Clastidium og Cyanophanon avtar utover sommeren (trolig p.g.a. økende lys og temperatur), viser Clastidium preferanse for lav hastighet gjennom hele vekstperioden og Cyanophanon viser tilsvarende preferanse for høy hastighet. Grunnen til at de forsvinner fra det ugunstigste hastighetsområdet (Clastidium v/høy hastighet - Cyanophanon v/lav hastighet) midt på sommeren er sannsynligvis at den totale miljøpåvirkning er ugunstig. I et annet område med samme lys og temperaturforhold, men med gunstigere strømforhold (Clastidium v/lav hast. - Cyanophanon v/høy hast.) er den totale miljøpåvirkning gunstig nok til at algene fortsatt kan vokse der. En arts utbredelse i tid synes derfor delvis bestemt av lokal strømhastighet.

Fig. 5.6 viser forekomsten av én art som forekommer på alle tre transekter gjennom hele vekstperioden, Stigonema mamillosum og én art som bare forekommer på ett transekt i en begrenset periode, Lemanea fluviatilis. Erfaringer fra andre vassdrag tilsier at Stigonema kjemisk sett trives svært godt i Skjærsljøelva, mens Lemanea trives og får stor forekomst i vassdrag med mer kalk og høyere ledningsevne. (Palmer 1941, Israelson 1944, Harding & Whitton 1981, Thirb & Benson-Evans 1983, Kann, pers. kom. og diverse NIVA-rapporter).



5.5 Frekvens i prøvene av Clastidium setigerum og Cyanophanon mirabile på transekt I, II og III.

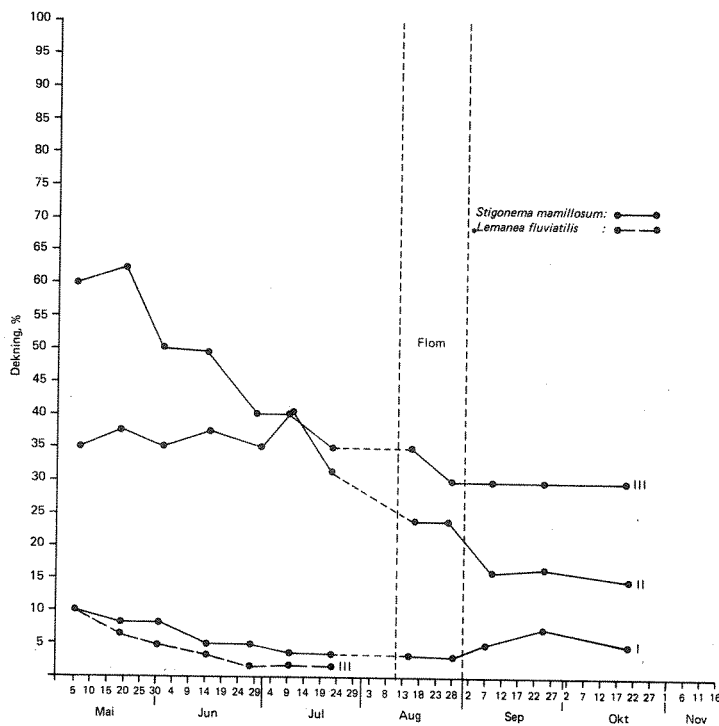


Fig. 5.6 Synlig dekning i % av Stigonema mamillosum og Lemanea fluviatilis på transekt I, II og III.

I Skjærsljøelva virker de kjemiske forhold gunstig på Stigonema. Det medfører at den greier å vokse der de andre miljøfaktorene, eks. strøm, ikke er optimale. De gunstige kjemiske forholdene i Skjærsljøelva synes med andre ord å bevirke at Stigonema har vid toleranse hva strømhastighet angår. Den har imidlertid størst forekomst på transekt III (høy hastighet) gjennom hele vekstperioden.

Forsøk har vist at Lemanea vokser optimalt ved 145 cm/s under ellers like betingelser (Thirb & Benson-Evans, 1982). Den vokste saktere ved lavere strømhastighet, og nedre grense for vekst var ifølge undersøkelsen ca. 25 cm/s. Harding og Witton (1981) observerte Lemanea i elver med høyt sinkinnhold i vannet. Der sinkbelastningen var høyest, var veksten av Lemanea begrenset til områdene med strømhastighet over 100 cm/s. I Skjærsljøelva har trolig Lemanea marginale vannkjemiske forhold. Dette kan være grunnen til at den bare vokser der den har optimal strømhastighet (trans. III).

På grunnlag av observasjonene i Skjærsljøelva ser det ikke ut til at en arts preferanseområde for strømhastighet forandres i løpet av vekstperioden, fig. 5.3, 5.4, 5.5 og 5.6. Optimalt strømhastighetsområde for en art synes å være den samme gjennom en hel vekstperiode selv om andre miljøfaktorer, eksempelvis lys og temperatur, varierer. Det kan tyde på at strømhastighetens betydning er artsspesifikk.

Hvis det skjer endringer i de øvrige miljøfaktorene som er gunstige for en art, kan dessuten artens nisje med hensyn til strømhastighet utvides. Tilsvarende vil miljøforandringer som virker negativt for en art, føre til at artens strømhastighetsnisje blir trangere. Arten vil tilslutt bare vokse i det strømhastighetsområde som er optimalt for arten eller den forsvinner helt.

Den korte flomperioden viste at dersom strømhastigheten endres, endres begroingen også. Dersom strømhastigheten øker, forskyves mengdeforholdet mellom artene mot arter som trives ved høyere strømhastighet (eks. transekt I - drastisk reduksjon av Mougeotia a og Teilingia og økning av Horomidium og Zygnema b). Endringen i begroingssamfunnet var mest markert på transekt I, der den prosentvise økningen i strømhastighet var størst. Effekten av flommen var dessuten minst på transekt III, der strømhastigheten var høy

fra før, se fig. 5.7. Etter flommen da strømforholdene på de tre transektene igjen ble som opprinnelig, økte mengdene av grønnalgefilamenter raskest på transekt II. Også før flommen var veksten av grønnalgefilamenter størst på transekt II.

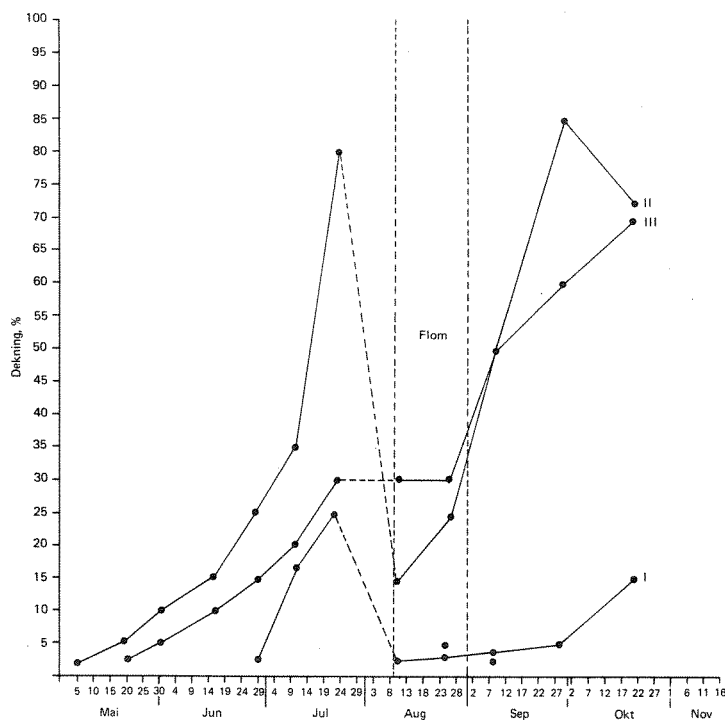


Fig. 5.7 Synlig dekning i % av lys grønne filamenter på transekt I, II og III.

Det kan være mange årsaker til at strømshastigheten har betydning for den enkelte arts utbredelse i sted, tid og mengde.

Arter som ikke er festet til underlaget med spesielle festeorganer, kan ha vanskelig for å motstå det mekaniske presset i områder med høy strømshastighet. På den annen side er arter som har gode festeorganer og tåler mekanisk påkjenning, konkurransedyktige i høye hastighetsområder.

I tillegg til rent mekaniske kan det være metabolske årsaker til artenes preferanse for ett hastighetsområde. De metabolske prosesser går gjerne raskere i hurtigstrømmende vann, og stoffer som dannes ved de metabolske prosesser, transporteres vekk raskere når strømshastigheten er høy.



## 6. LITTERATUR

- GAUCH, H., 1982: Noise reduction by eigenvector ordinations. Ecology 63:1643-1649.
- HARDING, J.P.C. og B.A. WHITTON, 1981: Accumulation of zink, cadmium and lead by field populations of Lemanea. Water Research, vol. 15.
- HAWKES, H.A., 1975: River Zonation and Classification. In "River Ecology", Studies in Ecology, vol. 2, Univ. of California Press, 725 p.
- HILL, M.O., 1973: Reciprocal averaging. An eigenvector method of ordination. J. Ecol. 61:237-249.
- HORNER, R.R. og E.B. WELCH, 1981: Stream periphyton development in relation to current velocity and nutrients. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 38:449-457.
- ILLIES, J., 1961: Versuch einer allgemeinen biozönotischen Gliederung der Fließgewässer. Int. Revue ges. Hydrobiol. 46, 2, pp. 205-213.
- ISRAELSON, G., 1942: The Freshwater Floridæ of Sweden. Almqvist & Wiksells Boktryckeri, Uppsala.
- JOHANSSON, C., 1982a: Attached algal vegetation in running waters of Jämtland, Sweden. Acta Phytogeogr. Suec., 71:1-84.
- 1982b: Recipientundersökningar i Nissan i augusti 1982. Stencil växtbiol. inst. Univ. Uppsala. 5 pp.
- 1982c: Biologiske (begrøingsalger) forhold i 9 vassdrag i Nord-trøndelag fylke. Stencil Växtbiol. inst. Univ. Uppsala. 9 pp.
- JONES, H.R. og J.C. PETERS, 1977: Physical and biological typing of unpolluted rivers. TR 41, Water Research Centre, England.

- LILLEHAMMER, A., 1983: Bunndyr i rennende vann. I TRAAEN m.fl. 1983.
- LILLEHAMMER, A. og S.J. SALTVEIT, 1983: The effect of the regulation on the aquatic macroinvertebrate fauna of the river Suldalslågen, Western Norway. Second International Symposium on Regulated Streams, 1982. Univ. of Oslo. In press.
- LINGSTEN, L., 1982: Rutineundersøkelser i Glåma i Østfold 1982. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 43/82. NIVA OSLO.
- MAAREL, E. van der, JANSSEN, J. & LOUPPEN, J., 1978: TABORD, a program for structuring phytosociological tables. Vegetatio 38:143-156.
- McINTIRE, C.D., 1966: Some factors affecting respiration of periphyton communities in lotic environments. Ecology, 47, 6, pp. 918-930.
- NAIMAN, J.R. og J.R. SEDELL, 1980: Relationships Between Metabolic Parameters and Stream Order in Oregon. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37:834-847.
- ORLOCI, L., 1966: Geometric models in ecology. I. The Theory and application of some ordination methods. J. Ecol. 54:193-215.
- PALMER, C.M., 1941: A study of Lemanea in Indiana with notes on its distribution in North America. Butler Univ. bot. Stud., 5.
- PENNAK, W.R., 1971: Toward a Classification of Lotic Habitats. Hydrobiologia, 38:321-334.
- PERSOONE, G., 1979: Proposal for a Biotypological Classification of Watercourses in the European Communities. I "Biological Indicators of Water Quality", John Wiley & Son, Chichester, 1979.
- RØRSLETT, B. m.fl., 1982: Glåma i Hedmark. Biologiske undersøkelser i Glåma med bielver 1978-80. 0-78045, NIVA, OSLO.

- THIRB, H.H. og K. BENSON-EVANS, 1982: The effect of different current velocities on the red algae, Lemanea, in a laboratory stream. Arch. Hydrobiol., 96, no. 1.
- THIRB, H.H. og K. BENSON-EVANS, 1983: Studies on the life cycle of Lemanea using natural and artificial substrates. Hydrobiologia, 98.
- TRAAEN, T.S. m.fl., 1981: Basisundersøkelse i Alta-Kautokeino-vassdraget 1980. Statlig program for forurensningsovervåking, Rapport 1/81. NIVA, OSLO.
- TRAAEN, T.S. m.fl., 1983: Basisundersøkelser i Alta-Kautokeino-vassdraget 1980-82. Statlig program for forurensningsovervåking, rapport 68/83, NIVA, OSLO.
- VERNEAUX, J. og LEYNAUD, G., 1974: Introduction à la définition d'objectifs et critères de la qualité des eaux courantes. Trav. Div. Qual. Eaux, P. Pisc. C.T.G.R.E.F., Paris, 28 p.
- ZIMMERMANN, P., 1961: Experimentelle Untersuchungen über die ökologische Wirkung der Strömungsgeschwindigkeit auf die Lebensgemeinschaften des fließenden Wasser. Schweiz. Z. Hydrol., 23:1-81.

B I L A G

Bilag 3 Diatoméer funna i Altaälven i augusti 1980 och 1981.

	1980												1981												
	1	2	3	4	5	6	7	8	10	11	A12	12	1a	1b	1c	2	5	4b	4	6	6b	A12	11	12	
1 Cyclotella comta	.	1	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	.	1	.	.	.	
2 Cyclotella ocellata	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	1	.	1	.	.	.	
3 Melosira spp.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	.	1	.	.	.	
4 Achnanthes biasolettiana	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	
5 Achnanthes exigua	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	
6 Achnanthes haukiana	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	
7 Achnanthes kryophila	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	.	1	1	1	.	.	.	.	.	
8 Achnanthes lanceolata elliptica	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	1	.	.	.	
9 Achnanthes lanceolata rostrata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	1	1	1	.	.	.	.	
10 Achnanthes linearis pusilla	.	.	2	.	.	.	.	1	.	.	.	.	1	1	3	2	1	2	1	1	1	.	1	.	
11 Achnanthes minutissima-Komplexet	4	2	1	2	.	1	2	.	4	4	1	4	4	4	3	4	4	2	4	4	6	5	4	5	
12 Achnanthes peragalli	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
13 Amphora ovalis	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	
14 Amphora perpusilla	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	1	.	
15 Anomoeoneis brachysira	.	.	1	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	1	1	.	.	1	.	.	1	.	.	
16 Anomoeoneis brachysira lanceolata	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
17 Anomoeoneis exilis	.	.	.	2	.	.	.	1	.	2	.	1	1	.	.	1	.	1	.	1	.	.	1	.	
18 Asterionella formosa	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	1	1	1	.	.	1	1	
19 Caloneis alpestris	.	1	1	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	
20 Ceratoneis arcus inkl. linearis	6	.	1	3	2	3	.	3	2	2	2	3	2	1	.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
21 Cocconeis placentula euglypta	2	.	2	1	2	1	.	2	1	1	.	1	.	1	.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
22 Cymbella affinis	5	6	2	2	.	3	1	6	.	4	3	2	2	.	1	1	.	1	1	1	1	1	2	2	
23 Cymbella cesatii	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
24 Cymbella delicatula	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
25 Cymbella gracilis	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
26 Cymbella lanceolata	.	.	2	1	2	.	.	.	.	.	.	1	1	.	.	.	1	1	.	.	.	.	.	.	
27 Cymbella microcephala	.	.	.	1	.	.	.	3	1	.	.	.	.	.	3	2	2	.	.	.	.	1	.	1	
28 Cymbella parva	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	
29 Cymbella prostrata	.	.	.	2	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
30 Cymbella sinuata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	1	1	1	.	1	.	.	.	.	1	1	
31 Cymbella ventricosa	1	.	2	2	.	2	.	1	2	.	2	1	1	1	1	1	1	.	1	1	1	1	1	1	
32 Denticula tenuis	1	.	2	.	.	.	.	.	2	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	
33 Diatoma elongatum	.	.	.	.	.	1	1	2	.	1	1	.	2	1	1	1	.	1	1	.	1	.	1	1	
34 Diatoma hiemale	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
35 Diatoma hiemale mesodon	3	.	.	.	.	.	.	.	3	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
36 Diatoma vulgare	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
37 Didymosphenia geminata	.	3	.	3	1	.	1	.	2	3	5	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
38 Diploneis elliptica	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	1	.	1	.	.	.	.	.	
39 Epithemia argus	.	1	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
40 Epithemia sorex	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	3	1	1	.	.	.	.	
41 Eucocconeis flexella	1	1	.	.	1	1	.	.	.	.	.	1	1	1	1	1	.	.	.	.	.	1	1	1	
42 Eucocconeis lapponica	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	2	.
43 Eunotia arcus	.	.	1	.	3	.	2	.	.	1	1	1	1	.	.	.	.	1	.	1	.	.	.	.	
44 Eunotia lunaris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	1	
45 Eunotia pectinalis	4	.	.	.	.	.	.	.	2	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
46 Eunotia pectinalis minor	2	.	.	.	2	.	.	3	2	1	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
47 Eunotia praerupta bidens	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
48 Eunotia triodon	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
49 Eunotia vanheurckii	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
50 Eunotia veneris	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	1	.	.	.	
51 Eunotia spp.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	1	1	1	1	.	.	1	1	1	1	1	
52 Fragilaria brevistriata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
53 Fragilaria capucina	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	3	2	1	1	1	.	.	.	
54 Fragilaria capucina lanceolata	.	.	1	2	.	.	2	.	4	2	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
55 Fragilaria construens binodis	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
56 Fragilaria construens venter	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	2	2	2	1	2	1	.	1	1	



BILAG 5.1 Kjemiske analyser fra Skjær sjøelva i 1982

D a t o 1982		14/5	15/6	15/7	17/8	29/9	$\bar{x}$
Surhetsgrad	pH	6,46	6,54	6,44	6,60	6,72	6,55
Konduktivitet, 20°C	mS/m	2,98	2,63	2,58	2,68	3,54	2,88
Fargetall, filtrert prøve	mg Pt/l	11,5	11,5	11,0	9,0	17,0	12,0
Turbiditet	FTU	0,52	0,35	0,25	0,40	0,35	0,37
Kjem. oksygenforbr. (KOF <sub>perm.</sub> )	mg O <sub>2</sub> /l	3,28	2,99	2,12	2,12	2,57	2,62
Alkalitet	mmol/l	0,079	0,069	0,077	0,081	0,100	0,081
Sulfat	mg SO <sub>4</sub> /l	6,8	5,6	5,8	5,3	7,2	6,1
Klorid	mg Cl/l	1,4	1,1	1,1	0,9	1,6	1,2
Silisium	mg SiO <sub>2</sub> /l	3,5	2,5	1,9	2,2	3,7	2,8
Kalsium	mg Ca/l	2,58	2,37	2,38	2,45	3,24	2,60
Magnesium	mg Mg/l	0,48	0,41	0,41	0,44	0,59	0,47
Natrium	mg Na/l	1,18	1,11	1,03	1,08	1,28	1,14
Kalium	mg K/l	0,31	0,31	0,34	0,33	0,33	0,32
Totalfosfor	µg P/l	3,0	2,0	2,5	3,5	2,0	2,6
Nitrat + nitritt	µg N/l	140	100	90	80	130	108
Klorofyll 'a'	µg/l	0,51	0,87	0,58	1,64	0,89	0,90
Totalantall bakterier	10 <sup>6</sup> /ml	0,56	0,47	0,37	0,69	0,74	0,57





Bilag 5.3: Skjærsvælv 1982, transekt II. Dækning i % (dækningsgrad av alger og mosser). Frekvens i prøver av alger

Andre grupper	Frekvens i prøver		Dækningsgrad											
	Grønnalger	Blågrønnalger												
Blindia acuta	3		1/5	1/5	3/6	15/6	20/6	10/3	20/3	14/6	26/6	9/4	29/4	21/6
Deflexis	15/4													
Thalassia	10/4													
Thalassia	10/4													
Blindia acuta	3													
Deflexis	15/4													
Thalassia	10/4													
Thalassia	10/4													
Blindia acuta	3													
Deflexis	15/4													
Thalassia	10/4													
Thalassia	10/4													
Blindia acuta	3													
Deflexis	15/4													
Thalassia	10/4													
Thalassia	10/4													
Blindia acuta	3													
Deflexis	15/4													
Thalassia	10/4													
Thalassia	10/4													
Blindia acuta	3													
Deflexis	15/4													
Thalassia	10/4													
Thalassia	10/4													
Blindia acuta	3													
Deflexis	15/4													
Thalassia	10/4													
Thalassia	10/4													
Blindia acuta	3													
Deflexis	15/4													
Thalassia	10/4													
Thalassia	10/4													
Blindia acuta	3													
Deflexis	15/4													
Thalassia	10/4													
Thalassia	10/4													
Blindia acuta	3													
Deflexis	15/4													
Thalassia	10/4													
Thalassia	10/4													
Blindia acuta	3													
Deflexis	15/4													
Thalassia	10/4													
Thalassia	10/4													
Blindia acuta	3													
Deflexis	15/4													
Thalassia	10/4													
Thalassia	10/4													
Blindia acuta	3													
Deflexis	15/4													
Thalassia	10/4													
Thalassia	10/4													
Blindia acuta	3													
Deflexis	15/4													
Thalassia	10/4													
Thalassia	10/4													
Blindia acuta	3													
Deflexis	15/4													
Thalassia	10/4													
Thalassia	10/4													
Blindia acuta	3													
Deflexis	15/4													
Thalassia	10/4													
Thalassia	10/4													
Blindia acuta	3													
Deflexis	15/4													
Thalassia	10/4													
Thalassia	10/4													
Blindia acuta	3													
Deflexis	15/4													
Thalassia	10/4													
Thalassia	10/4													
Blindia acuta	3													
Deflexis	15/4													
Thalassia	10/4													
Thalassia	10/4													
Blindia acuta	3													
Deflexis	15/4													
Thalassia	10/4													
Thalassia	10/4													
Blindia acuta	3													
Deflexis	15/4													
Thalassia	10/4													
Thalassia	10/4													
Blindia acuta	3													
Deflexis	15/4													
Thalassia	10/4													
Thalassia	10/4													
Blindia acuta	3													
Deflexis	15/4													
Thalassia	10/4													
Thalassia	10/4													
Blindia acuta	3													
Deflexis	15/4													
Thalassia	10/4													
Thalassia	10/4													
Blindia acuta	3													
Deflexis	15/4													
Thalassia	10/4													
Thalassia	10/4													
Blindia acuta	3													
Deflexis	15/4													
Thalassia	10/4													
Thalassia	10/4													
Blindia acuta	3													
Deflexis	15/4													
Thalassia	10/4													
Thalassia	10/4													
Blindia acuta	3													
Deflexis	15/4													
Thalassia	10/4													
Thalassia	10/4													
Blindia acuta	3													
Deflexis	15/4													
Thalassia	10/4													
Thalassia	10/4													
Blindia acuta	3													
Deflexis	15/4													
Thalassia	10/4													
Thalassia	10/4													
Blindia acuta	3													
Deflexis	15/4													
Thalassia	10/4													
Thalassia	10/4													
Blindia acuta	3													
Deflexis	15/4													
Thalassia	10/4													
Thalassia	10/4													
Blindia acuta	3													
Deflexis	15/4													
Thalassia	10/4													
Thalassia	10/4													
Blindia acuta	3													

