

PLANLAGT KALKING AV NISSER:  
EN FISKERIBIOLOGISK VURDERING AV TILTAKET.

SIGURD K. BJØRTUFT

FORSIDEFOTO: FINN SMEDSTAD

LABORATORIUM FOR FERSKVANNSØKOLOGI OG INNLANDSFISKE (LFI),  
ZOOLOGISK MUSEUM, UNIVERSITETET I OSLO.  
SARSGT. 1,  
0562 OSLO 5

## FORORD

I forbindelse med det pågående forprosjekt for kalking av Nisser var det fra Fylkesmannen i Telemark ved Miljøvernveddelingen et ønske å få belyst hvilke effekter de foretatte reguleringer i innsjøen og tilførselselvene har hatt på fiskebestandene, og hvilken respons på fiskesamfunnet som kan forventes etter en eventuell kalking av Nisser.

Rapporten tar bare for seg Nisser med ovenforliggende vassdrag. Rapporten avgrenser seg til rent biologiske forhold, da det er lagt opp til at nødvendige økonomiske analyser blir foretatt av andre. Det er ikke foretatt egne undersøkelser i forbindelse med oppdraget, og bakgrunnsdata begrenser seg derfor til det som allerede finnes.

Oslo, april 1992

Svein Jakob Saltveit

## INNHOLD

SAMMENDRAG MED KONKLUSJONER.....	4
ENGLISH SUMMARY .....	7
INNLEDNING .....	11
NISSER .....	13
FORETATTE UNDERSØKELSER .....	18
DISKUSJON .....	37
Vannkvalitet .....	37
Elektrofiske .....	37
Fiskesamfunnet i Nisser .....	37
Reguleringer i forhold til forsuring .....	40
Rekrutteringsmuligheter .....	42
Forsuring - oligotrofiering .....	43
Økt fisketrykk .....	45
Kalkingens antatte virkninger .....	47
LITTERATUR .....	51
VEDLEGG	

## SAMMENDRAG MED KONKLUSJONER

Bjørtuft, S.K. 1992. Planlagt kalking av Nisser: En fiskeribio-  
logisk vurdering av tiltaket. Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Inn-  
landsfiske, Universitetet i Oslo, 134, 58 s.

Det er utarbeidet kalkingsplaner for Nisser og nedenforliggende deler av Arendalsvassdraget. Kalking av Nisser vil kreve mellom 22.000 og 46.000 tonn kalk, avhengig av kalkmeltype og ønsket kalsiumkonsentrasjon. Dersom planene blir realisert, vil det bli verdens største kalkingsprosjekt.

Fiskesamfunnet i Nisser, som består av sik, ørret, røye og abbor er sterkt utsatt på grunn av innsjøens lave pH (5.35 i 1982) og dårlige bufferkapasitet. En økning av sulfatkonsentrasjonen på 25 % er beregnet å gi en pH på 4.7. Tilløpselvene varierte i 1989 med pH fra 4.4 til 6.1, med de høyeste verdiene fra elver som går gjennom områder med basisk lava, og hvor det fortsatt foregår rekruttering av ørret.

I løpet av de siste tiår har det foregått reguleringer og for-  
suring av både Nisser og resten av nedbørfeltet. Samspillet mellom virkningene av reguleringer, forsuring, fiskesamfunnet i Nisser, rekrutteringsmuligheter og økt fiske vanskeliggjør vurderingene av effektene.

Dagens situasjon:

1. Dagens artssammensetning med sik, ørret, røye og abbor vil spille den viktigste rollen i styringen av videre utvikling av Nisser, og deretter i en viss grad reguleringene. En kalking vil virke stabiliserende på det biologiske systemet i forhold til dagens situasjon og ikke medføre radikale endringer.
2. Sik vil forbli den dominerende fiskearten i Nisser. Ørret er sterkt utsatt for konkurranse både fra abbor og sik. Reguleringen gjør ørret ytterligere utsatt, og under slike

situasjoner må ørret gjerne utnytte nisjen som rovfisk for å kunne hevde seg i flerartssamfunnet.

3. Siden Nisser er dyp og har bratte strender, betyr dyreplankton i de frie vannmasser mer som fiskeføde enn bunndyr. Dette forholdet er forsterkt av reguleringene. Siden fjærmygg, som forekommer også på ganske store dyp, er det viktigste bunndyret, betyr reguleringen totalt sett mindre i Nisser enn mange andre steder.
4. Gyting foregår i selve Nisser for alle artene, også for ørret. Denne påvirkes i liten grad av reguleringen. Forsuring vil imidlertid kunne begrense rekrutteringen i innsjøen. Resultatene for 1990 tyder på reduserte årsklasser av ung røye. Mulighetene for rekruttering er blitt forringet for ørret dels ved forsuring, dels ved regulering av tilløpsbekker og -elver.
5. Selv om rekrutteringen av ørret på bekk og elv er redusert, er det totalt sett ikke for liten rekruttering av ørret sett i forhold til næringstilgangen.
6. De betydelige reguleringsinngrepene og innsjøens store volum demper utslagene av perioder med surere vann, og dermed virket stabiliserende på vannkvaliteten på årsbasis. Surere perioder vår og høst kan på denne måte begrenses eller unngås. Utjevningen av vannkvalitet medfører dog en lavere pH vinterstid. Siden dette faller sammen med rognutvikling hos sik, ørret og røye, vil det bli alvorlig hvis pH nærmer seg kritiske nivåer. Røye er mest utsatt.
7. Ørretens dårlige vekst skyldes trolig både reguleringer, næringskonkurransen og økt stress på grunn av forsuring og dermed større energibehov og dårligere næringstilgang.
8. Forsuring har antagelig gjort Nisser mer næringsfattig ved at nedbryting av organisk materiale går langsommere og ved reduserte tilførsler av fosfat fra nedbørfeltet.

## Effekter av kalking:

9. Dersom Nisser skal kalkes, anbefales det at det gjøres mens det ennå er intakte fiskebestander.
10. Økt fiske kan redusere "overbefolkning" og være gunstig for fiskesamfunnet. Økt sikfiske vil antagelig øke avkastningen. Mer intensivt fiske kan imidlertid ikke forhindre bortfall av fisk på grunn av forsuring, og er dermed ikke noe alternativ til kalking.
11. Det er tvilsomt om røye vil oppnå særlig størrelse dersom den bare eter dyreplankton. Forsøk har vist at predasjon på røyeunger betyr mer for å redusere "overbefolkning" enn hardt fiske på røye. Det vil derfor være ønskelig med fiskeetende ørret i Nisser. Hardere fiske på sik og røye vil neppe bedre næringsgrunnet og endre populasjonsstrukturen hos ørret.
12. En kalking vil kunne øke alkaliniteten og pH til et akseptabelt nivå, og vil utvilsomt sikre fiskebestandenes levevilkår i Nisser. Det er knyttet usikkerhet til både langtidsoopløsning av kalk og biologiske langtidsvirkninger i Nisser. Det er dog grunn til å regne med at en tilfredsstillende økning av pH vil føre til:
  - sikrere vilkår for gyting, klekking og oppvekst
  - redusert stress og økt aktivitet hos fisk
  - raskere nedbryting av organisk materiale
  - økt biomasse på ulike trofiske nivå, også hos fisk
  - bedre næringstilgang for fisk
13. Selv om Nisser blir kalket, vil den forbli næringsfattig. Tilgjengelig næring vil kunne utnytted godt med sik, ørret, røye og abbor tilstede. Det antydes en årlig avkastning på ca. 5 kg/ha årlig, hovedsakelig sik. Dette tilsvarer ca. 40 tonn for hele Nisser.

## ENGLISH SUMMARY

Bjørtuft, S.K. 1992. Planned liming of Lake Nisser, Telemark county: a biological evaluation of the project. Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Universitetet i Oslo, 134, 58 pp.

Liming of Lake Nisser and parts of the Arendal watercourse below the lake has been planned. Liming of Lake Nisser will require between 22,000 and 46,000 metric tons of lime, depending on the type of lime product chosen and the desired calcium concentration after liming. If implemented, it will be the world's largest project of its kind.

Nisser covers about 80 km<sup>2</sup> and has a theoretical retention time of 8.8 years. The catchment area is 1090 km<sup>2</sup>, and consists mainly of granite, although a belt of basic lavas is present. Nisser has been regulated 3 m since 1912, the Skafså watercourse from the 1950s, and with the Fjone power plant in operation from 1970 about 2/3 of the catchment area is now regulated.

The fish community in Nisser, consisting of whitefish, brown trout, Arctic char, perch, and probably also three-spined stickleback, is endangered due to the lake's low pH (5.35 in 1982) and poor buffer capacity. A 25 % increase in the sulfate concentration has been calculated to give a pH of 4.7. In 1989 the pH of water flowing into Nisser varied from 4.4 to 6.1, with the highest values in rivers passing through zones of basic lava, and in which recruitment of brown trout still takes place.

The fish community of Nisser has been studied by biologists in 1973, 1975 and 1990. Our report is based on their results and a review of relevant literature.

During the last decades regulations and acidification have taken place both in Nisser and in its catchment. Interactions between the effects of regulation, acidification, the fish

community of Nisser, recruitment possibilities, and intensified fishing make an evaluation of the effects more difficult.

The present situation:

1. The present species composition, with whitefish, brown trout, Arctic char and perch, will play the most important role in directing the further development of Nisser, in addition to a certain degree of influence from the regulation. Liming will have a stabilizing effect on the biological system in relation to the present situation, and will not cause any radical change.
2. Whitefish will remain the dominating fish species in Nisser. Brown trout is exposed to strong competition from both the littoral perch and the pelagic whitefish. Regulation places even more pressure on the brown trout, and they may have to switch to a higher trophic level and occupy the niche of fish predator to retain its position in the fish community.
3. Since Nisser is deep and has steep shores, zooplankton in the pelagic zone are more important than zoobenthos in fish diet. This is even intensified by the regulation. As chironomids, which in rather deep waters, are the most important zoobenthos, regulation is of less importance in Nisser than in many other Norwegian lakes.
4. For all fish species spawning takes place in the lake itself. This is also true for brown trout. The spawning is therefore minimally affected by the regulation. Acidification may, however, limit recruitment in Nisser. The 1990 results indicate reduced age classes of young Arctic char. The conditions for recruitment of brown trout have been worsened, partly by acidification, partly by the regulation of the inlet rivers.



5. Although the recruitment of brown trout is reduced in the rivers, the total recruitment is not limiting in relation to the availability of food items.
6. The considerable degree of regulation and the lake's large volume moderate the fluctuations resulting from periods of more acidic water, and have a stabilizing effect on water quality throughout the year. More acidic periods in spring and autumn may be limited or avoided. However, this stabilization of water quality gives a lower pH in wintertime. Since this coincides with the development of the eggs of whitefish, brown trout and Arctic char, it may become a serious threat if pH approaches critical levels. Arctic char is most at risk.
7. The poor growth of brown trout is probably caused by impoundments, food competition and increased stress due to acidification, which results in a higher energy demand and poorer diet.
8. Acidification has most likely made Nisser more oligotrophic through slower decomposition of organic matter and a reduced supply of phosphate from the catchment.

Effects of liming:

9. If Nisser is to be limed, it is recommended to carry it out while there are still intact fish populations.
10. Increased exploitation may reduce overpopulation and be beneficial for the fish community. Increased fishing of the whitefish stock would probably augment the yield. More intensive exploitation would, however, not stop the disappearance of fish stocks due to acidification, and is consequently no alternative to liming.
11. It is doubtful whether Arctic char will attain large size when feeding solely on zooplankton. Experiments have shown

that predation on young Arctic char is more important in reducing overpopulation than severe exploitation of adult Arctic char. Therefore a piscivorous brown trout population feeding on Arctic char is desirable. An increased exploitation of whitefish and Arctic char will most likely neither improve the diet nor change the population structure of brown trout.

12. Liming may increase the alkalinity and pH to an acceptable level, and will undoubtedly secure suitable living conditions for the fish stocks in Nisser. However, uncertainty is attached both to the long term dissolution of lime and to its long term biological effects. If Nisser is to be limed and the pH is satisfactorily raised, there is, however, reason to assume the following changes:

- safer conditions for spawning, hatching and juvenile growth
- reduced fish stress and increased activity
- faster decomposition of organic matter
- increased biomass at different trophic levels, also for fish
- improved food supply for fish

13. Nisser will remain oligotrophic, even if limed. Available nutrients will be well utilized with the present whitefish, brown trout, Arctic char and perch populations. An annual yield of about 5 kg per ha, predominantly whitefish, is predicted. For the whole lake this is equivalent to about 40 metric tons.

## INNLEDNING

Den tiltagende forsuringen av vassdrag i det sørlige Norge er vel dokumentert (Overrein et al. 1980, Sevaldrud et al. 1980 og Wright et al. 1985). Dette har nødvendiggjort praktiske tiltak som kan redusere skadevirkningene. Men kalking i Norge har ligget på et relativt lavt nivå (Hindar og Rosseland 1988). Signaler om økte offentlige tilskudd har ført til at tiltak også er blitt vurdert i større vassdrag.

Arendalsvassdraget er sterkt utsatt for forsuring, men har fortsatt bestander av opprinnelige fiskearter. Det er utbeidret kalkingsplaner for Nisser og resten av vassdraget (Hindar 1989). Kalking av Nisser vil kreve mellom 22.300 og 46.400 tonn kalk, avhengig av kalkmeltype og ønsket kalsiumkonsentrasjon. Tabell 1 angir oppløselighet, renhet og kornfordeling for de tre kalkmeltypene som er brukt i beregningene (Hindar 1989). Mel 2 er et mer oppløselig, renere og mer finmalt kalksteinmel enn mel 1. Mel 3 er dansk kritt. Nødvendige kalkmengder av de tre forskjellige meltypene for å øke kalsiumkonsentrasjonen, og dermed samtidig pH, til tre ulike nivå er vist i Tabell 2.

Tabell 1. Data for kalkmeltypene som er brukt i beregningene ved planlegging av kalking av Nisser. (Fra Hindar 1989).

Mel nr.	Oppløselighet i %	Renhet i % CaCO <sub>3</sub>	Kornfordeling	
			90 % mindre enn	50 % mindre enn
1	75	80	0.060 mm	0.012 mm
2	88	97	0.030 mm	0.009 mm
3	100	92	0.007 mm	0.003 mm

Varighet, fra kalking til pH igjen vil ha avtatt til 5.8 og omkalking blir nødvendig, er beregnet til 6-8 år, avhengig av meltype og -mengde. For meltypene med dårligst umiddelbar oppløselighet regnes det med en viss langtidsoppløsning av kalk som blir liggende på bunnen av Nisser. Men det er knyttet usikkerhet til effektene av langtidsoppløsning i så store innsjøer. Hvis det kan tillates at pH avtar ytterligere, fra 5.8 til 5.7 før omkalking, kan intervallet forlenges med to år p.g.a. stabil vannkvalitet på slutten av perioden (Hindar 1989).

Tabell 2. Beregnet behov for kalk, angitt i tonn, for ulike økninger av kalsiumkonsentrasjonen (fra 1.0 mg Ca/l) og pH (fra 5.35). Beregnet varighet, avrundet til hele år, fra kalking til pH igjen vil avta til 5.8 er angitt i parentes. (Fra Hindar 1989).

	Økning til:		
mg Ca/L	2.15	2.35	2.55
pH	6.2	6.3	6.35
Mel 1	34.000 (7)	40.400 (8)	46.400 (8)
Mel 2	24.200 (7)	28.500 (8)	32.400 (8)
Mel 3	22.300 (6)	26.100 (7)	30.100 (7)

Hindar (1989) anbefaler å fullkalke Nisser til en kalsiumkonsentrasjon på 2.15 mg/l for å sikre fisken akseptable leveforhold og reproduksjonsmuligheter.

Tiltaket vil, dersom det blir realisert, bli verdens hittil største kalkingsprosjekt. Kalkingen av Stora Le i Sverige, ved grensen til Norge, er til nå det største med 11 000 tonn.

Som en del av de videre forarbeidene til en eventuell kalking ble det i regi av Miljøvernavdelingen hos Fylkesmannen i Telemark i 1989 og 1990 foretatt ekkoloddregistreringer, prøvegarnfiske og andre undersøkelser i og ved Nisser (Bredeli & Carm 1991). Vår rapport bygger på disse og tidligere resultater.

## NISSER

Nisser ligger 246 m o.h. ved høyeste regulerte vannstand, og er regulert med 3 m. Vannet ligger i Nissedal og Kviteseid kommuner i Telemark fylke. Nisser er også kalt Nisservann, men det burde være overflødig da stavelsen "ser" kommer av det gammel-norske "sær", som betyr sjø.

Nisser har et nedbørfelt på ca. 1090 km<sup>2</sup> (se Fig. 1), og er den største innsjøen i Arendalsvassdraget med et areal på 80.18 km<sup>2</sup> og en lengde på 35 km. Den teoretiske oppholdstiden for vannet er 8.8 år.

Nisser er ca. 240 m på det dypeste, og har en gjennomsnittsdybde på 93 m. Det er stort sett bratte strender, men med grunnere partier i området omkring Fjone og i nord- og sør-enden, se Fig. 2.

Nissers nedbørfelt består hovedsakelig av gneissgranitt og granitt, som er en del av de prekambriske dannelser i Sør-Norge. Disse bergartene er sure, og de brytes av et belte av basiske lavaer som skjærer Nisser omtrent på midten, se Fig. 3. Vråvatn er omgitt av granitt og sure og basiske lavaer.

Det er sterke strømmer i Nisser (Valland 1976). Dette har ført

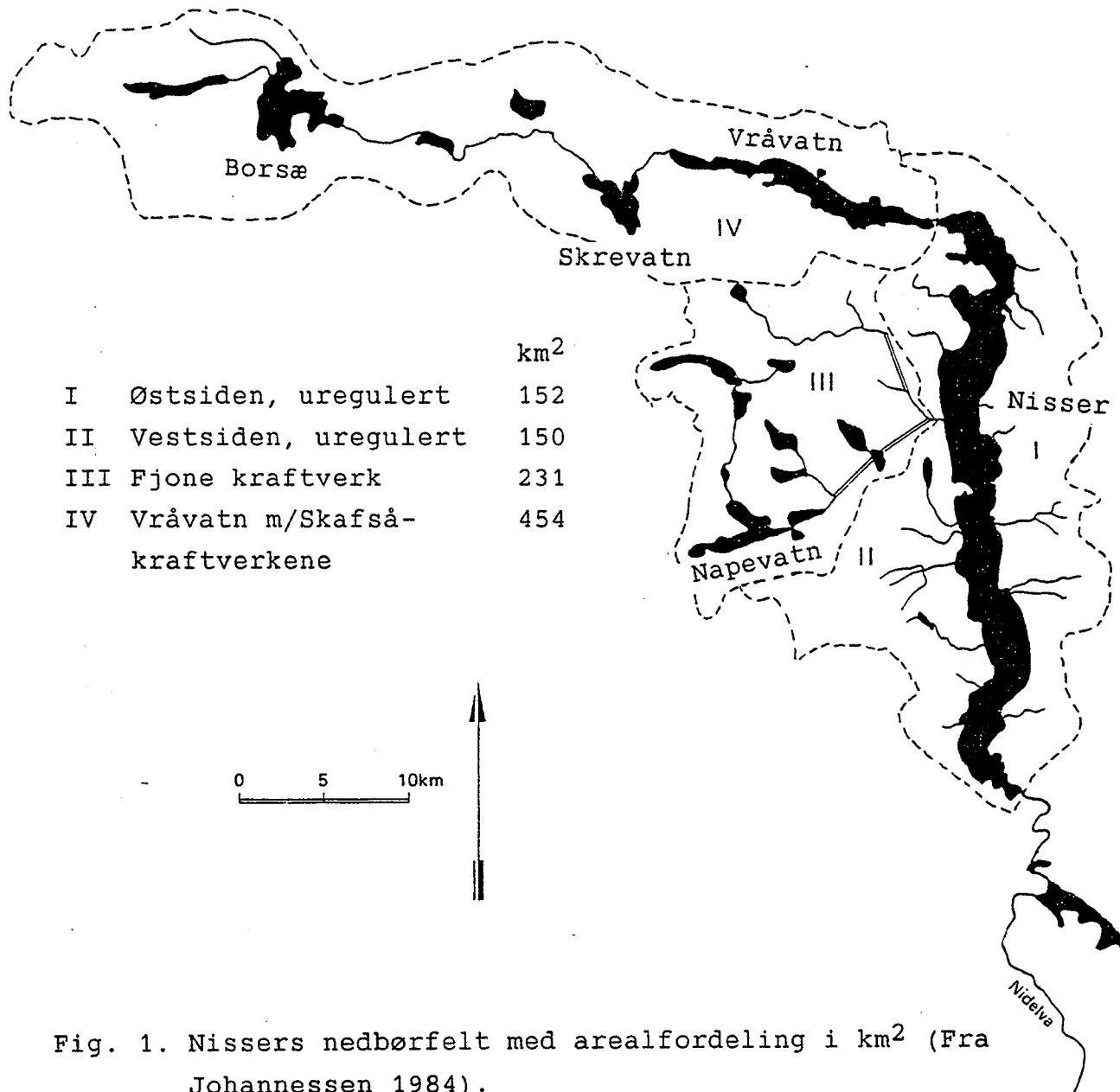


Fig. 1. Nissers nedbørfelt med arealfordeling i km<sup>2</sup> (Fra Johannessen 1984).

til problemer både ved garnfiske og for båttrafikk. En kabelferge i Fjonesundet har til tider hatt problemer, og der har også en slepebåt stått i stampe selv i medvind (Valland 1976).

Det foregår en sirkulasjon i det øverste vannlaget. Valland (1976) antar at sommerstagnasjonen finner sted i slutten av juli eller begynnelsen av august. Sprangsjiktet er anslått å ligge på ca. ti meters dyp. Temperaturvariasjonen i Nisser i 1975 er vist i Vedlegg 1.

Nisser ble første gang regulert etter kongelig resolusjon i 1893. Reguleringshøyden var 0.8 m, og skulle tjene tømmerfløtingen. Vassdraget er siden preget av reguleringer for vannkraftproduksjon. Nisser har siden 1912-13 vært regulert med 3 m. Samtidig ble Vråvatn regulert med 1.5 m. Skafsåvassdraget er regulert fra begynnelsen av 1950-årene. Etter at Fjone kraftverk ble satt i drift i 1970, består ca. 2/3 av Nissers nedbørfelt av regulerte områder, se tilrenningsområdene III og IV på Fig. 1.

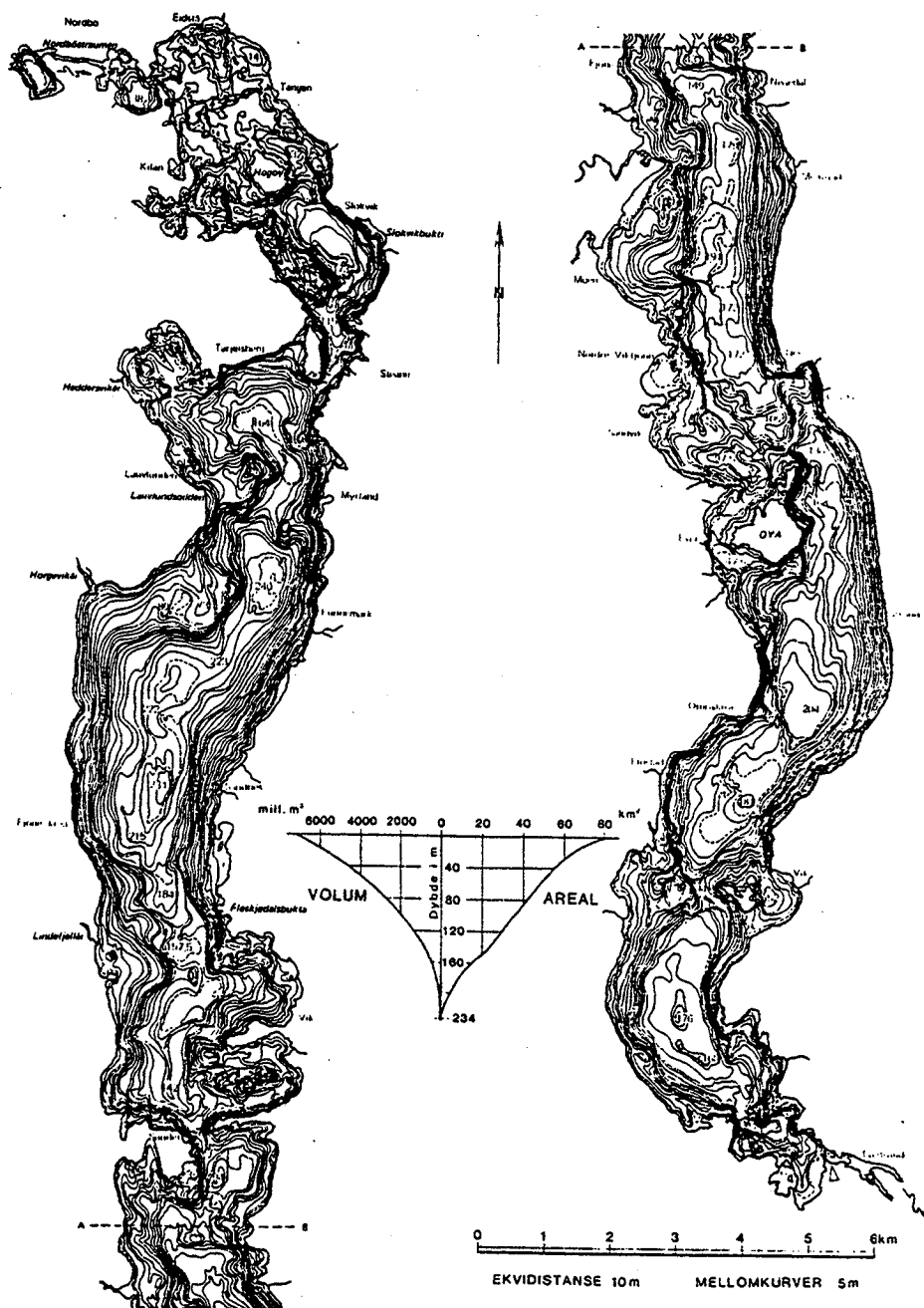
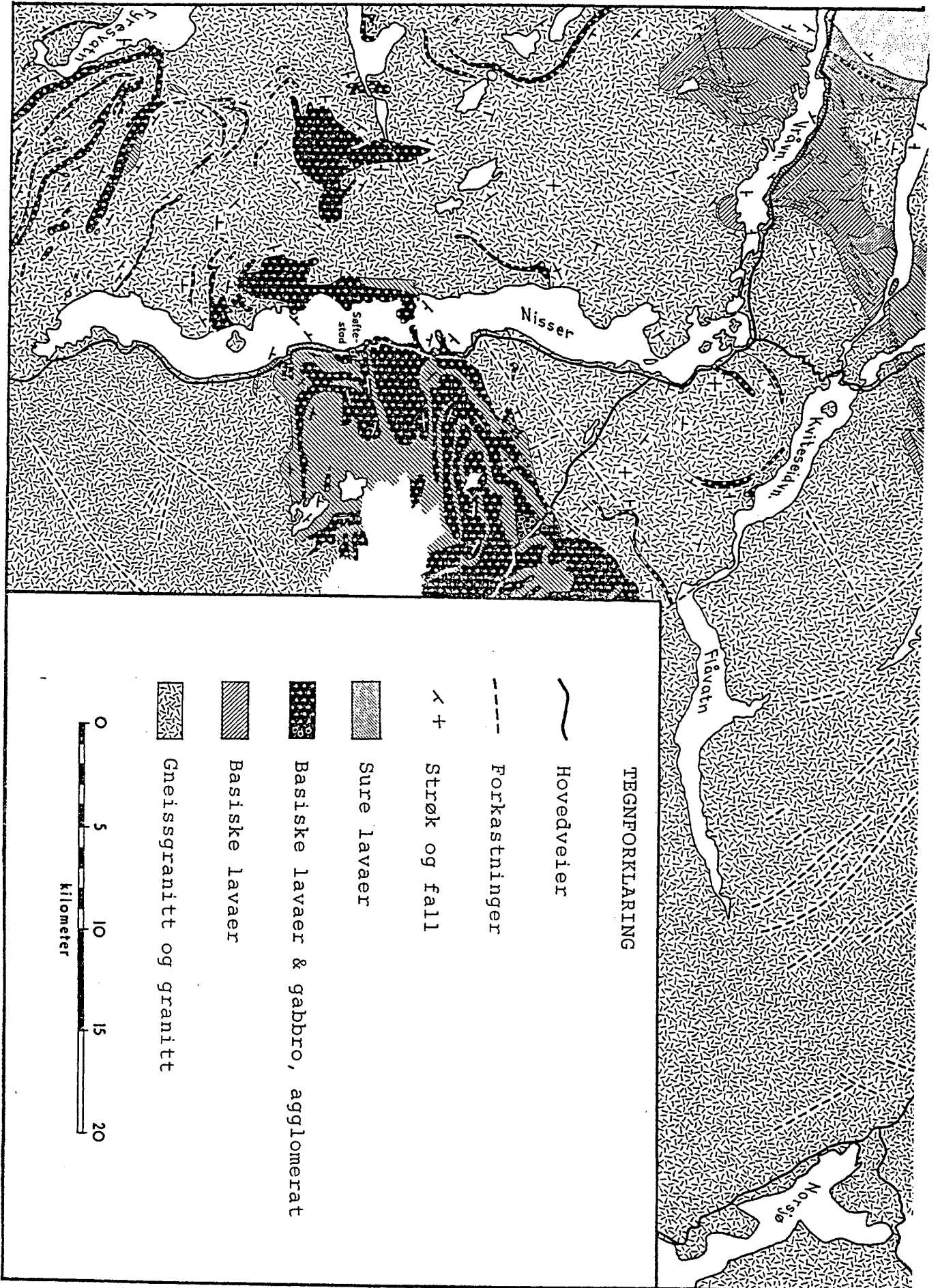


Fig. 2. Dybdekart for Nisser (Fra NVE 1984).

Fig. 3. Berggrunnen rundt Nisser (Fra Dons 1960).





Reguleringene fører til høyere vintervannføring både inn i og ut av Nisser, mens ellers kraftige vår- og høstflommer uteblir. Feltene I og II på Fig. 1 omfatter uregulerte områder som kjennetegnes ved mange mindre bekker som drenerer direkte til Nisser.

Fiskesamfunnet i Nisser består av sik, ørret, røye, abbor, og trolig også trepigget stingsild (Borgstrøm 1976). Ifølge Gulseth (1976) er det sannsynligvis bare ørret som har innvandret naturlig til Nisser. Ørret gyter hovedsakelig i selve Nisser (Aagaard 1913). Ifølge Huitfeldt-Kaas (1918) er sik innført til Nisser i 1851, og røye antagelig etter 1877. Under utbredelsen av trepigget stingsild i det daværende Bratsberg Amt (nå Telemark fylke) er det listet bl.a.: "Vraavand (?)" (Huitfeldt-Kaas 1918). Trepigget stingsild er også funnet i Kråkenespollen, nord i Nisser (Borgstrøm 1976), og arten har sannsynligvis kommet fra Vråvann, som ligger ovenfor Nisser. Abbor, som finnes hovedsakelig i nordenden av Nisser, har neppe kommet opp i innsjøen ved egen hjelp (Gulseth 1976).

Gulseth (1976) refererer til fiskeriinspektørens rapport for 1874-75 hvor det hevdes at lagesild "paa offentlig bekostning" er forsøkt overført til bl.a. Nisser. Lagesilda slo aldri til i dette vannet, og Gulseth (1976) peker på muligheten av at den kunne være blitt utkonkurrert av den allerede voksende sikstammen. Ellers regnes lagesild å fortrenge sik (Filipsson 1975, Aass 1976, Svårdson 1976). Det er forøvrig kjent fra nyere tid at ikke all utsetting av lagesild lykkes, idet både yngel og årsgammel fisk ble prøvd i Stora Jougdan i Sverige i 50-årene. Lagesilda ble ca. ti år, men formerte seg ikke (Filipsson & Svårdson 1976).

Det er mulig at regnbueørret også er forsøkt satt ut i Nisser. Det er hevdet at da sik ble satt ut i Fyresvatn i 1851, forøvrig samme år som i Nisser, var det som forfisk for regnbueørret (Helland 1900, Gulseth 1976).

Bekkerøye har vært satt ut i Napevatn fra og med 1982 (Møkkel-

gjerd & Gunnerød 1985), og vil kunne spre seg til Nisser.

Hele Arendalsvassdraget er sterkt preget av forsurening. Et stort antall mindre vann i nedbørfeltet til Nisser er blitt fiske-tomme, og det er registrert at 87 % av ørretpopulasjonene i Nissedal er gått tapt (Strand 1989). Nissers fiskebestander er sterkt utsatt på grunn av innsjøens lave pH og dårlige evne til å motstå ytterligere forsurening. Dette fordi konsentrasjonen av kalsiumbikarbonat er blitt meget sterkt redusert (Henriksen 1979).

## FORETATTE UNDERSØKELSER

I tillegg til de nylig foretatte undersøkelsene i Nisser (Bredeli & Carm 1991) foreligger det resultater fra prøvefiske i Nisser i 1973 i regi av Reguleringsundersøkelsene under det daværende Direktoratet for Vilt og Ferskvannsfiske (Gunnerød et al. 1981), rapport fra prøvefiske i Nisser og Borstadvatn i 1975 med vurderinger av ovenforliggende regulerings virkninger (Borgstrøm 1976) og hovedoppgave fra Norges Landbruks-høgskole om sik (Gulseth 1976) og dyreplankton i Nisser (Valland 1976). Det er dessuten foretatt undersøkelser ved Nissers utløp i forbindelse med planene om flytting av Nisserdam (Saltveit 1981), og i det ovenforliggende Skafsåvassdraget i forbindelse med planene om en videre utbygging (Brittain & Nielsen 1984). Håtveitåi og vannene som renner ut i Frostdøl (begge disse elvene munner ut i Nisser) er undersøkt i forbindelse med planene om utbygging av Kilå-vassdraget (Nielsen & Brittain 1986). I forbindelse med planene om bygging av Napetjern kraftverk som berører deler av nedbørfeltene til kraftverkene Skafså II og Fjone er det også foretatt undersøkelser (Brittain & Grann 1988). Forsuringssituasjonen i Nisser er beskrevet av Johannessen (1984) og Hindar (1989).

I regi av Reguleringsundersøkelsene (Gunnerød et al. 1981) ble det også foretatt prøvefiske i 1973/78 i Vråvatn og i de ovenforliggende Skrevatn, Hylebuhylen, Gausbuvatn, Borsæ og Urvatn

samt i Rolleivstadvatn, Napevatn, Lytingsvatn, Reinevatn og Borstadvatn, alle på vestsiden av Nisser og innenfor nedbørfeltet til Fjone kraftverk.

Napevatn hadde i 1973 en stor bestand av ørret av god kvalitet. Vekst og kvalitet var gjerne ekstra god som en korttidseffekt etter Fjonereguleringen av 1970. Prøvefisket i 1978 ga et betydelig dårligere resultat, mens ørret ikke ble påvist ved prøvefisket i 1984 (Møkkelgjerd & Gunnerød 1985), og heller ikke i 1985 (Nielsen & Brittain 1986). Fra og med 1982 settes bekkerøye ut i stedet. Etter prøvefisket i 1984 ble det konkludert med vellykket utsetting (Møkkelgjerd & Gunnerød 1985), mens resultatene fra 1985 fra den østre del av vannet (Nielsen & Brittain 1986) tilsier bekkerøye av langt dårligere kvalitet.

## RESULTATER FRA NISSER

### VANNKVALITET

Nisser er en oligotrof (næringsfattig) klarvannssjø med siktedyp registrert til 8 m i august 1973 (Gunnerød et al. 1981), 10.5 m i juni 1975 og 13 m i august 1975 (Borgstrøm 1976). Vannfargen ble vurdert som gullig-grønn i 1973 (Gunnerød et al. 1981) og grønn i 1975 (Borgstrøm 1976). pH i selve innsjøen ble registrert til 5.7 i 1973 (Gunnerød et al. 1981) og 5.65 i juni 1975 (Borgstrøm 1976). I 1982 hadde pH et snitt på 5.34 i Nisser (Johannessen 1984). Mer utførlige analyseresultater fra 1982 er vist i Vedlegg 2. Målinger fra 1986 viser ingen endring fra 1982 (Hindar 1989).

Undersøkelsene i 1982 viser at vannkvaliteten i bunnlagene er svært stabil, mens pH varierer fra 5.25 til 5.47 i overflaten (Johannessen 1984). Høyere pH i overflaten om sommeren kan skyldes tilførsler fra Vråvatn, som i hele 1982 viste høyere pH enn Nisser. Vann tilført Nisser fra Vråvatn hadde i oktober 1989 og oktober 1990 pH på 5.56 og 5.57 (Bredeli & Carm 1991).

To små nedbørfelt i den sørlige del og på østsiden av Nisser ble undersøkt i 1974-75. I feltet med mest stabil vannkvalitet lå pH gjennomgående mellom 4.4 og 4.6, mens den i det andre varierte fra 4.2 - 4.3 om sommeren til oppmot 5.0 om vinteren (Johannessen 1984).

Det ble foretatt pH-målinger på innløpsbekker og -elver i oktober 1989 og oktober 1990 som viser en spredning fra 4.40 til 6.08, bortsett fra 6.95 for Steaná i 1990, en økning av pH fra 4.89 i 1989. Dette er forklart med kalking av et ovenforliggende tjern (Bredeli & Carm 1991).

Nederst i Håtveitåi er pH også målt i juli 1984 samt i april og mai 1985 til henholdsvis 4.80, 4.92 og 4.45 (Halvorsen 1985, 1986).

## ELEKTROFISKE

Tabell 3 viser en sammenstilling av pH-målinger og registreringer av elektrofiske og Fig. 4 lokalitetene. Både årsyngel og eldre fisk ble påvist i Frostdøl og Borstadåi både i 1975 og 1989 og i Horgevikåi og Gjuvåna i 1975. I 1990 ble det under et stamfiske i to små sidebekker til Horgevikåi registrert dette bestander av gytefisk og ungfisk. I enkelte av elvene eller bekkene er det i 1989 registrert et lite antall fisk helt nederst, uten at årsyngel er påvist.

I Håtveitåi, ca. 300 m fra utløpet i Nisser, ble det under elektrofiske i 1985 fanget 19 ørreter som målte fra 7.5 cm til 21.3 cm. Stikkprøver viste at det stod ørret på hele strekningen ned til utløpet i Nisser (Nielsen & Brittain 1986).

Tabell 3. pH-målinger og påviste ørret ved elektrofiske på innløpsbekker og -elver i Nisser (fra Borgstrøm 1976, Johannessen 1984 og Bredeli & Carm 1991). Stedene er vist på Fig. 4. (+ angir påvist og - angir ikke påvist).

Sted	pH				Påvist ørret		
	Juni 1975	Mai 1982	Okt. 1989	Okt. 1990	Juni 1975	Okt. 1989	
					Årsyngel- 4 vintre	Årsyngel	Eldre enn årsyngel
Frostdøl	6.1	5.72	5.85	6.03	+	+	+
Borstadåi	6.3	5.78	6.08	5.75	+	+	+
Horgevikåi	6.2			5.59	+	-	+
Gjuvåna	5.3				+		
Heddersvikåi	4.7				-		
Syftestadbk.	4.6				-		
Stemtjernbk.	4.7				-		
Naurak			4.48	4.65		-	-
Trontveitåni		4.68	4,79			-	+
Håtveitåi		4.79	4.64	4.78		-	+
Nesåni			4.62	4.62		-	-
Vikåni			4.40	4.62		-	-
Nordbøåni			4.65	5.08		-	+
Steanåi			4.89	6.95		-	-

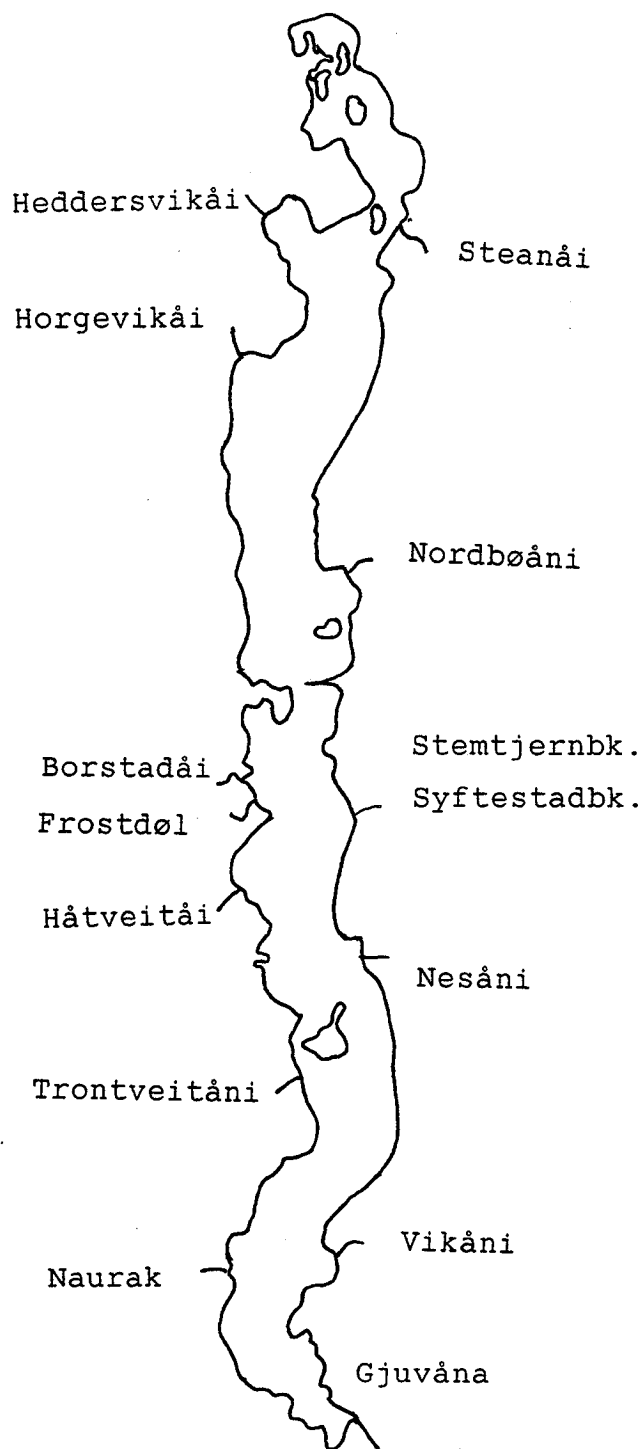


Fig. 4. Innløpsbekker og -elver i Nisser hvor det er foretatt pH-målinger og elektrofiske, se tabell 3.

## PLANTEPLANKTON

Gulseth (1976) refererer til undersøkelser fra september 1973 på 0.5 m dyp i Nisser. Da bestod 68 % av blågrønnalgen Merismopedia tenuissima. Grønnalger utgjorde bare 0.15 %, gulalger 14 % og fureflagellater 5 % av den totale mengde planteplankton. Eriksson et al. (1982) skriver at Merismopedia tenuissima kan forekomme ved pH ned mot 5, men siden plutselig forsvinner ved ytterligere pH-senkning. Det påpekes ellers at blågrønnalger stort sett mangler i sure sjøer, og at fureflagellater og gulalger vanligvis dominerer under slike forhold. Dominans av gulalger ble også registrert før kalking av Hovvatn i Aust-Agder (Raddum et al. 1986).

## DYREPLANKTON

Dyreplanktonsamfunnet i de midtre deler av Nisser ble undersøkt sommeren og høsten 1975. Det ble registrert sju arter av Cladocera (vannlopper):

Bosmina longispina  
Holopedium gibberum  
Leptodora kindti  
Bythotrephes longimanus  
Eurycercus lammellatus  
Latona setifera  
Polyphemus pediculus

og tre av Copepoda (hoppekreps):

Cyclops scutifer  
Diaptomus laciniatus  
Heterocope saliens

I sjiktet 0-15 m dominerte Bosmina longispina, Holopedium gibberum og Cyclops scutifer både i juni og september (Valland 1976).

## EKKOLODDUNDERSØKELSER

Nisser ble undersøkt med ekkolodd i mai 1990 (Bredeli & Carm 1991). Gjennomsnittstallene viser at i de fri vannmassene i dybdesjiktet 5-90 m ble det registrert 26 fisk eller 3.93 kg biomasse pr. hektar.

## PRØVEFISKE

Det er i prøvefisket med bunngarn tatt utgangspunkt i serier på 8 garn som anbefalt av Jensen (1972) bestående av:

2 stk. 21 mm = 30 omfar	1 stk. 40 mm = 16 omfar
1 stk. 26 mm = 24 omfar	1 stk. 45 mm = 14 omfar
1 stk. 29 mm = 22 omfar	1 stk. 52 mm = 12 omfar
1 stk. 35 mm = 18 omfar	

Denne serien er benyttet både i 1973 (Gunnerød et al. 1981) og i 1990 (Bredeli & Carm 1991), mens det i 1975 (Borgstrøm 1976) istedet for to garn av 21 mm ble brukt ett av 19.5 mm og ett av 22.5 mm, henholdsvis 32 og 28 omfar.

Av flytegarn ble det i 1975 benyttet maskeviddene 21 mm, 29 mm, 35 mm, 45 mm og 52 mm (Gulseth 1976), mens det i 1990 ble brukt 16 mm, 22 mm, 26 mm, 29 mm, 35 mm, 39 mm og 45 mm (Bredeli & Carm 1991).

En sammenstilling av resultatene fra prøvefiske med hele serier av bunngarn er vist i Tabell 4.

## SIK

Lengdefordeling av sik fra prøvefisket i 1975 og 1990 er vist i Fig. 5. Av fangsten i 1975 er ca. 1/3 over 30 cm, mot hele 60 % i 1990.



Tabell 4. Prøvefiske med serier av bunngarn i Nisser i august 1973 (fra Gunnerød et al. 1981), juni og august 1975 (fra Borgstrøm 1976) og juli 1990 (fra Bredeli & Carm 1991).

	Antall garnserier	Antall fisk pr. garnserie	Prosentvis fordeling			
			Sik	Røye	Ørret	Abbor
August 1973	9	51	11.8	2.0	29.4	56.8
Juni 1975	12	39	2.1	27.6	43.2	27.1
August 1975	8	50	24.0	11.0	4.0	61.0
Juli 1990	11	23	17.2	15.9	48.7	18.1

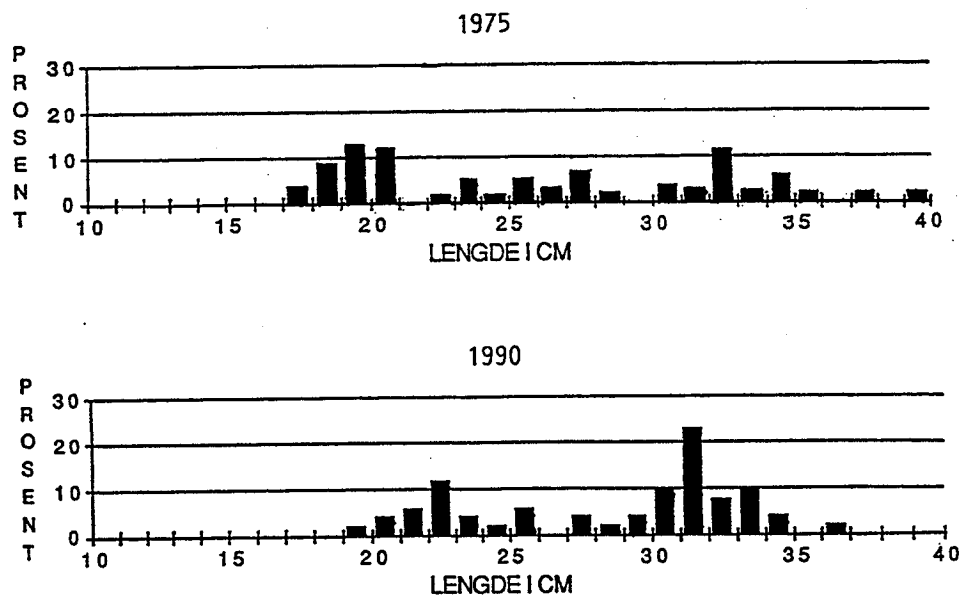


Fig. 5. Lengdefordeling av sik tatt ved prøvefiske i Nisser i 1975 (fra Borgstrøm 1976) og i 1990 (fra Bredeli & Carm 1991).

Fig. 6 viser aldersfordelingen av sik tatt ved prøvofisket i 1990. Av siken var 56 % 6 år eller yngre, og eldste sik var 22 vintre. Ingen forskjell i aldersfordeling ble påvist mellom den nordlige og sørlige delen av Nisser (Bredeli & Carm 1991). Gulseth (1976) fant eldste sik til å være 25 vintre.

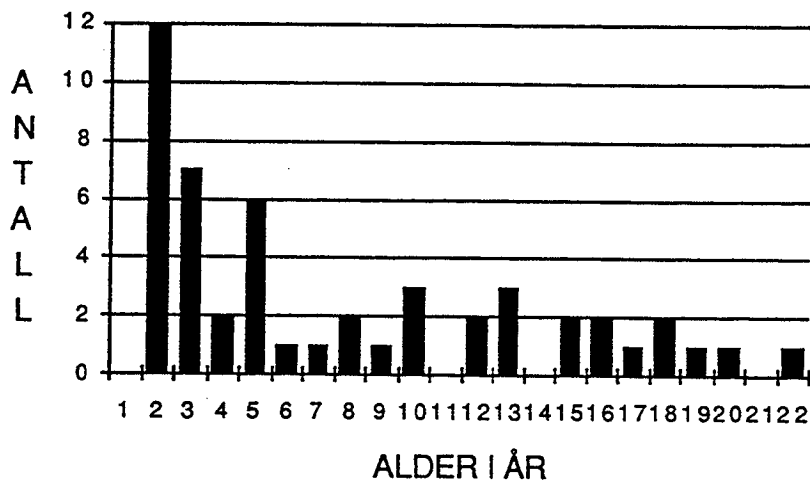


Fig. 6. Aldersfordeling hos sik tatt i Nisser i 1990 (fra Bredeli & Carm 1991).

Den empiriske vekstkurven i Fig. 7 viser sik tatt i 1975 og 1990. Siken vokser bra i 3-4 år før den stagnerer på ca. 30 cm etter å være blitt kjønnsmoden.

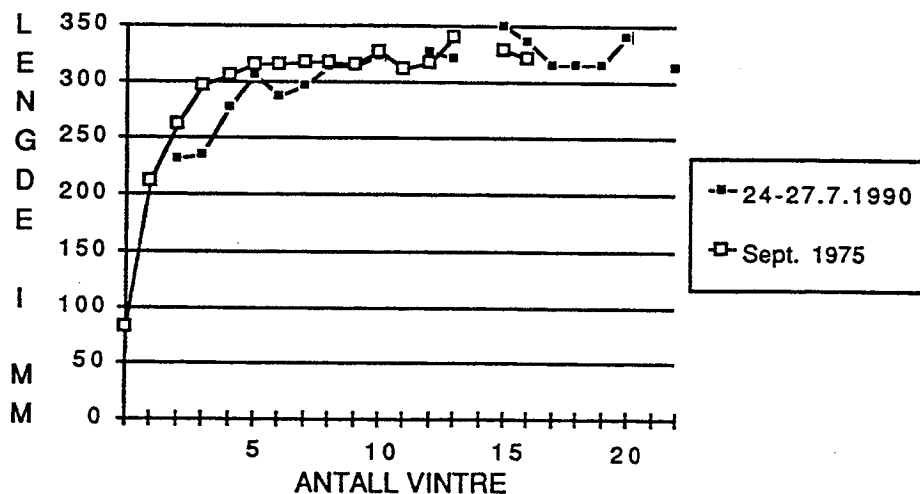


Fig. 7. Empirisk vekstkurve for sik tatt i Nisser i 1975 (fra Gulseth 1976) og i 1990 (fra Bredeli & Carm 1991).

Gulseth (1976) fant kondisjonsfaktoren hos sik fra juni/juli 1975 på 0.82 for hunn og 0.84 for hann. Siken i 1990 har et gjennomsnitt på 0.84 (Bredeli & Carm 1991).

Borgstrøm (1976) fant at dyreplankton utgjorde vel 50 % av mageinnholdet hos sik i juni 1975 og drøye 90 % i august, se Tabell 5. I juli 1990 var det tilsvarende 80 % i mageprøvene, og disse var omtrent halvfulle (Bredeli & Carm 1991).

Tabell 5. Mageinnhold hos sik i Nisser uttrykt i volumprosent, fra juni og august 1975 (Borgstrøm 1976) og juli 1990 (Bredeli & Carm 1991). n angir antall undersøkte fisk. Lengdeintervallene er også angitt. 1: gjelder "insekter i vann".

Mageinnhold	Juni 1975	Aug. 1975		Juli 1990
	30-40 cm n=20	18-22 cm n=9	30-40 cm n=19	19-36 cm n=34
Dyreplankton	51.4	95.5	90.3	80.5
Fjærmygg	17.7	2.2	6.1	9.9 <sup>1</sup>
Vårfluer	3.2	2.2	1.2	
Andre bunndyr	20.9		2.4	
Muslinger				0.7
Div, ubestemt	6.8			8.8

## ØRRET

Lengdefordelingen av ørret fanget i 1975 og 1990 går fram av Fig. 8. Det ble ikke fanget ørret over 30 cm i 1990, mens det i 1975 ble tatt en helt opp til 44.7 cm.

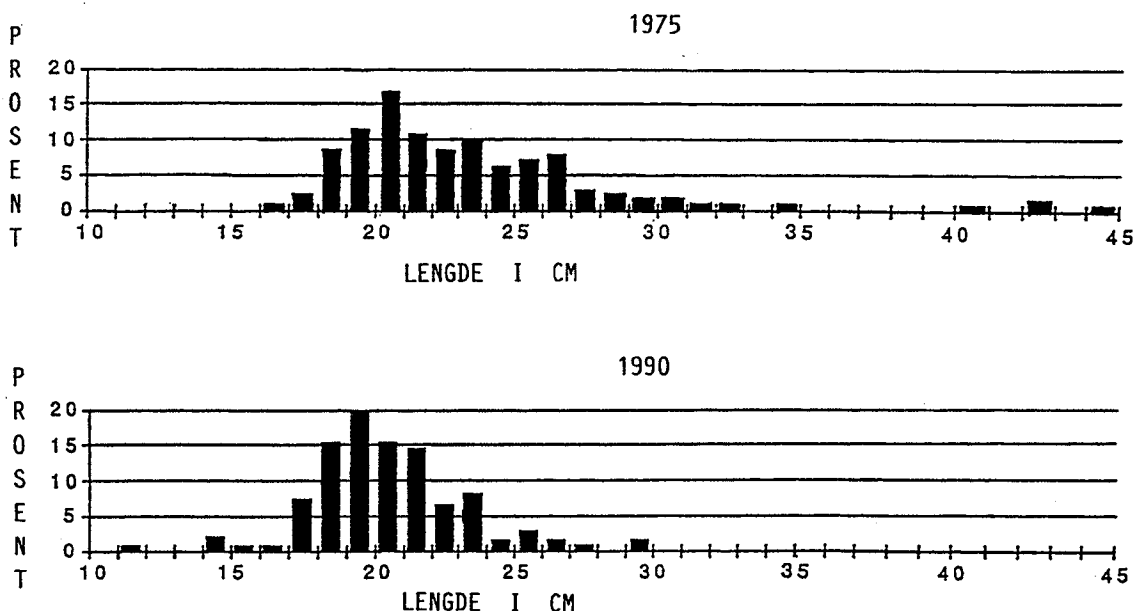


Fig. 8. Lengdefordeling av ørret tatt ved prøvafiske i Nisser i 1975 (fra Borgstrøm 1976) og i 1990 (fra Bredeli & Carm 1991).

Fig. 9 viser aldersfordelingen hos ørret fanget i 1975 og 1990. (Bredeli & Carm 1991) har beregnet dødeligheten til 0.629 i 1990 og 0.645 i 1975 (Chapman-Robsons metode). Av ørret 6 år eller eldre var det i 1973 8 %, i 1975 12 % og i 1990 9% (Gunnerød et al. 1981, Borgstrøm 1976, Bredeli & Carm 1991).

Tilbakeberegnet lengdevekst for ørret for 1973, 1975 og 1990 er vist i Fig. 10. Ørret fanget i 1990 viser en stabil vekst til 5 år, men så stagnerer veksten ved kjønnsmodning. Det er en signifikant dårligere vekst i 1990 enn i 1973 og 1975. Ingen forskjell påvises imidlertid mellom nordlig og sørlig del av Nisser (Bredeli & Carm 1991).

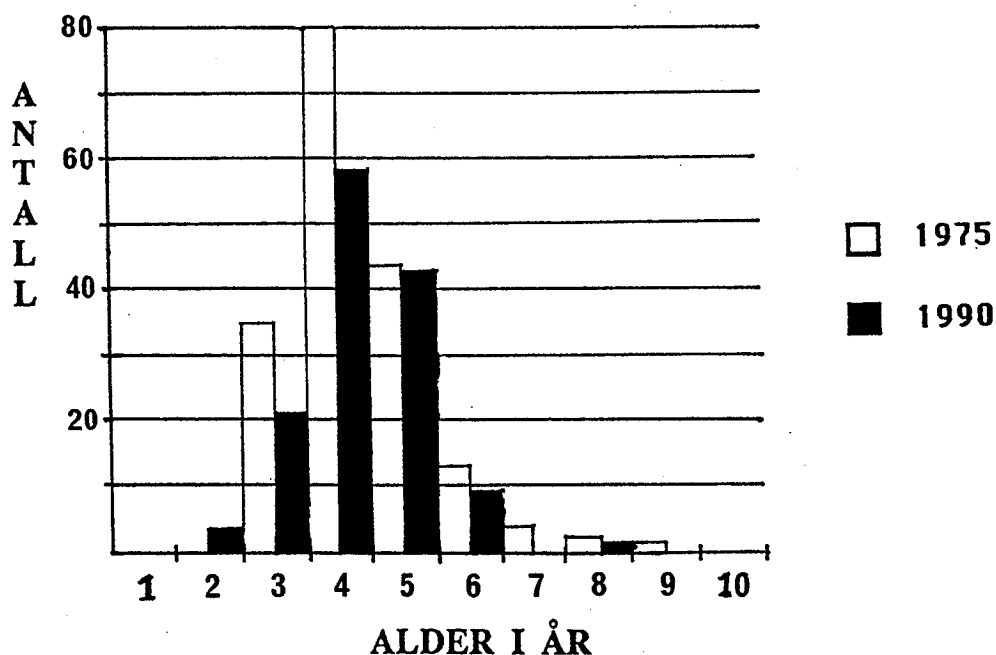


Fig. 9. Aldersfordeling hos ørret tatt i Nisser i 1975 (fra Borgstrøm 1976) og i 1990 (fra Bredeli & Carm 1991).

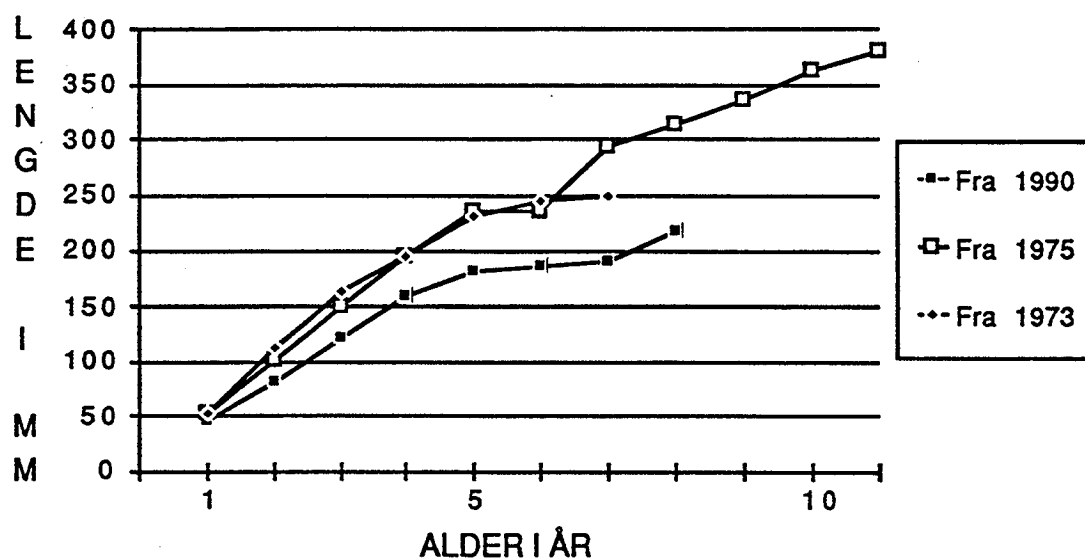


Fig. 10. Tilbakeberegnet lengdevekst hos ørret tatt i Nisser i 1973 (fra Gunnerød et al. 1981), i 1975 (fra Gulseth 1976) og i 1990 (fra Bredeli & Carm 1991).

Både kurven for tilbakeberegnet lengdevekst i 1975 (se Fig. 10) etter Gulseth (1976) og den empiriske vekstkurven (se Fig. 11) viser et vekstomslag ved overgang til fiskeføde.

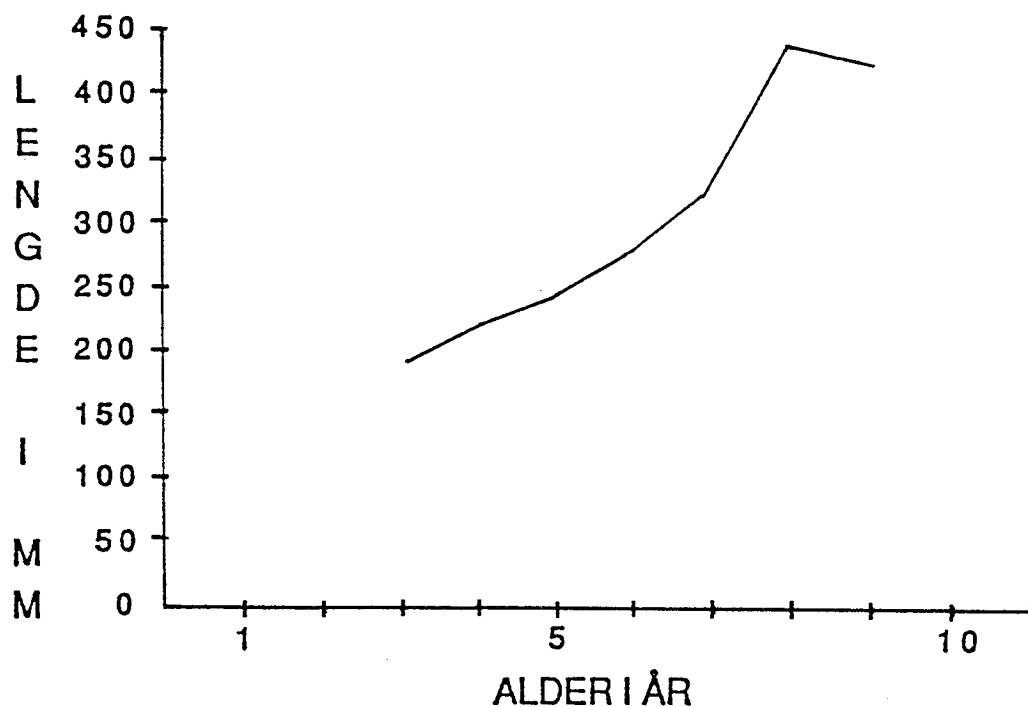


Fig. 11. Empirisk vekstkurve for ørret tatt i Nisser 1975 (fra Borgstrøm 1976).

Kondisjonsfaktor for ørret fra 1973 ble beregnet til 0.93 (Gunnerød et al. 1981), mens Gulseth (1976) beregnet den til 0.96. I 1990 var den gjennomsnittelige kondisjonsfaktoren på 1.0 (Bredeli & Carm 1991), og 84 % av ørreten ble registrert som hvit i kjøttfargen, mot 94 % i 1973.

Mageinnholdet fra de ulike undersøkelsene er vist i tabell 6. Det fremgår at ørreten i Nisser eter mye insekter og noe dyreplankton. Fiskeføde ble registrert både i 1973 og 1975, særlig blant de største fiskene. I 1990 var magene fra ørret omtrent halvfulle.

## RØYE

Fig. 12 viser lengdefordeling av røye tatt ved prøvefisket i Nisser i 1975 og 1990. Det fremgår tydelig at røya er blitt mindre i løpet av de 15 årene.

Tabell 6. Mageinnhold hos ørret i Nisser uttrykt i volumprosent, fra august 1973 (Gunnerød et al. 1981), juni og august 1975 (Borgstrøm 1976) og juli 1990 (Bredeli & Carm 1991). n angir antall undersøkte fisk. Lengdeintervallene er også angitt. 1: gjelder "insekter i vann".

Mageinnhold	Aug. 1973	Juni 1975			Aug. 1975	Juli 1990
		15-20 cm n=22	20-30 cm n=30	30-45 cm n=7	20-30 cm n=13	11-30 cm n=110
Dyreplankton	27		0.7		17.3	0.7
Fjærmygg	14	61.6	50.0	6.7	7.3	32.6 <sup>1</sup>
Vårfluer	22	20.0	28.4	15.6	21.8	
Andre bunndyr	14	14.2	14.2	6.7	3.6	
Landinsekter	18	1.0	4.7		31.8	20.7
Fisk	5			66.6	18.2	
Flomdrift						3.1
Div, ubestemt		3.2	2.0	4.4		42.9

Fordeling av røye etter alder er vist på Fig. 13. Ved fiske i november 1975 med 24 mm bunngarn var ca. 2/3 av røya yngre enn 8 år mot ca. 1/3 i 1990. Resultatene for 1990 viser dog en viss spredning slik at det i juni og oktober var henholdsvis 17 og 44 % yngre enn 8 år. Den mest tallrike årsklassen var i 1975 4 vintre mot 8 vintre begge gangene i 1990. De yngste årsklassene virker underrepresentert i 1990, særlig i juli.

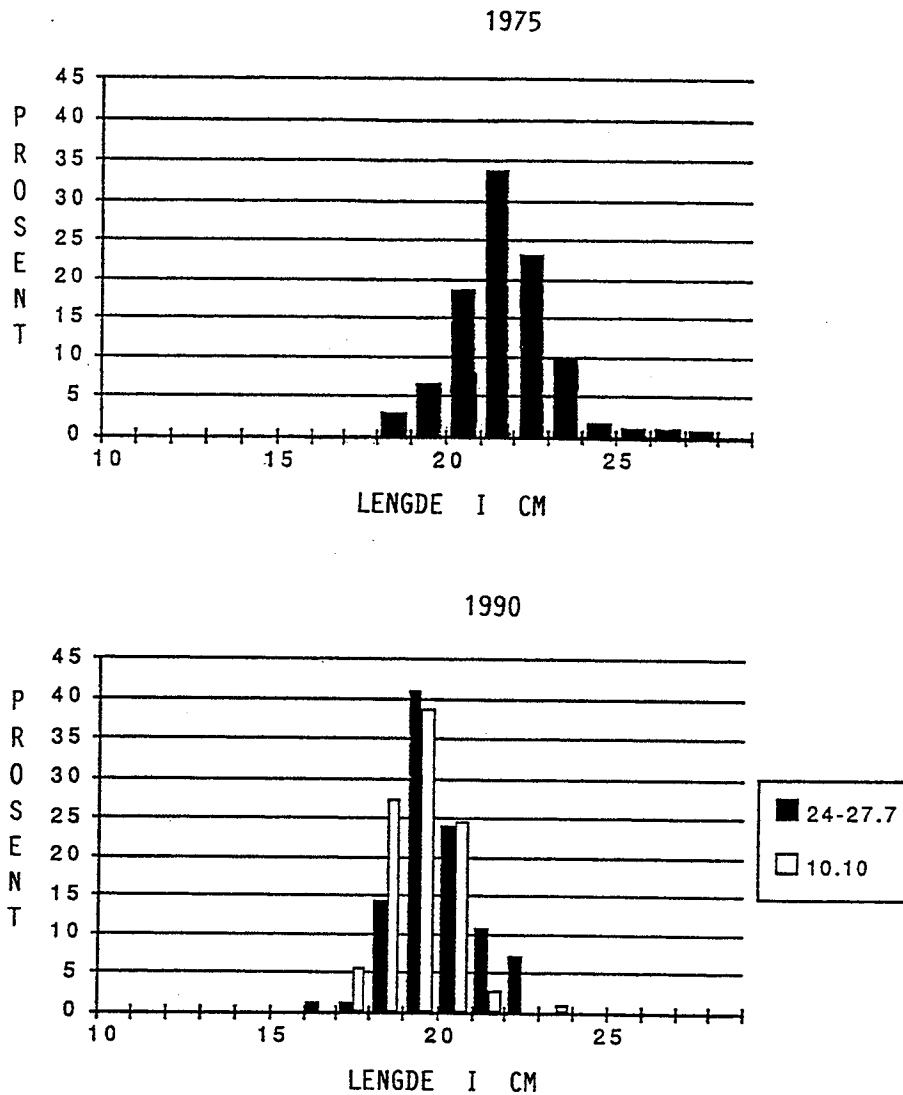


Fig. 12. Lengdefordeling av røye tatt ved prøvafiske i Nisser i 1975 (fra Borgstrøm 1976) og i 1990 (fra Bredeli & Carm 1991).

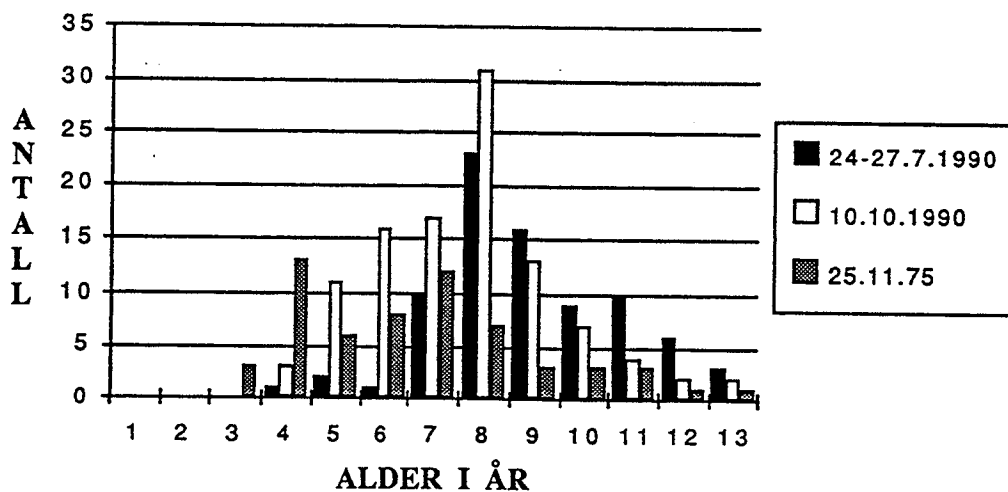


Fig. 13. Aldersfordeling hos røye tatt i Nisser i 1975 (fra Gulseth 1976) og i 1990 (fra Bredeli & Carm 1991).



En empirisk vekstkurve for røye fanget i 1975 og 1990 er vist på Fig. 14. Kurven får dårlig fram selve veksten fram til stagnasjon rundt 20 cm etter ca. fire vintre, trolig ved kjønnsmodning. Kurven for 1990 ligger litt under den for 1975, men forskjellen er ikke signifikant (Bredeli & Carm 1991).

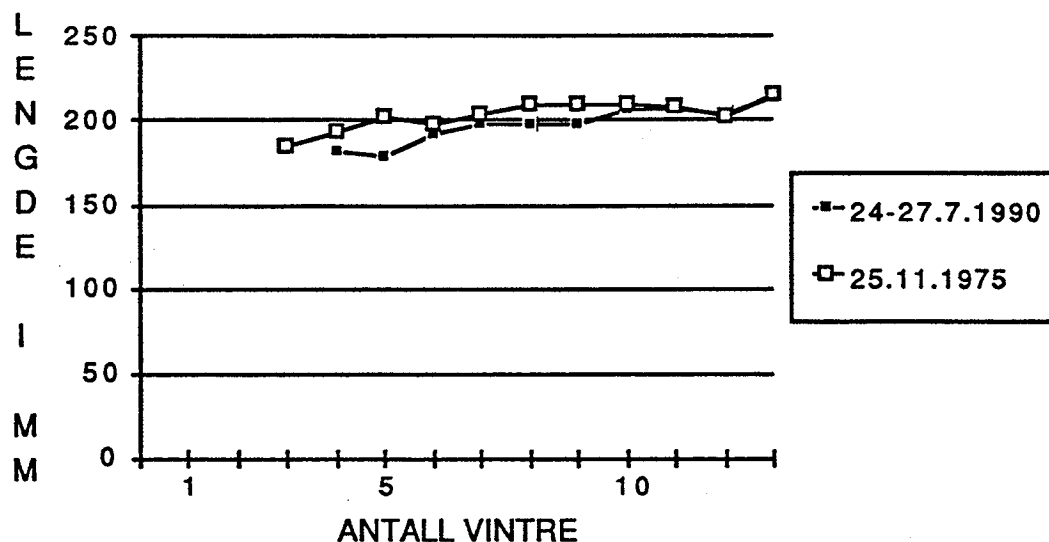


Fig. 14. Empirisk vekstkurve for røye tatt i Nisser i 1975 (fra Gulseth 1976) og i 1990 (fra Bredeli & Carm 1991).

Resultatene fra prøvofisket i november 1975 viser en gjennomsnittlig kondisjonsfaktor på 0.92 hos røye (Gulseth 1976). I 1990 var den henholdsvis 0.77 og 0.95 i juli og oktober (Bredeli & Carm 1991).

Bendelmark ble funnet i 31 av 35 undersøkte røyer i 1990, og disse var tildels sterkt infisert (Bredeli & Carm 1991).

Mageprøvene fra juli 1990 viser at røya hovedsakelig eter dyreplankton. Resultatene fra juni og august 1975 viser at fjærmygg da var et viktigere næringsdyr, særlig for de minste fiskene, se Tabell 7. Mageprøvene fra 1990 var i snitt 1/5 fulle.

Tabell 7. Mageinnhold hos røye i Nisser uttrykt i volumprosent, fra juni og august 1975 (Borgstrøm 1976) og juli 1990 (Bredeli & Carm 1991). n angir antall undersøkte fisk. Lengdeintervallene er også angitt. 1: gjelder "insekter i vann".

	Juni 1975	Aug. 1975	Juli 1990
Mageinnhold	18-27 cm n=20	18-27 cm n=16	16-24 cm n=32
Dyreplankton	29.3	65.1	73.7
Fjærmygg	57.7	34.9	8.0 <sup>1</sup>
Vårfluer	0.5		
Andre bunndyr	11.5		
Landinsekter	0.9		
Div, ubestemt			18.3

## ABBOR

Lengdefordelingen av abbor fanget i Nisser i 1975 og 1990 fremgår av Fig. 15, og kan tyde på at abboren er blitt mindre. Eksemplarer over 20 cm forekom i resultatene fra 1975, men ikke 15 år senere.

Aldersfordelingen av abbor fra 1990 viser en varierende styrke på årsklassene, se Fig. 16.

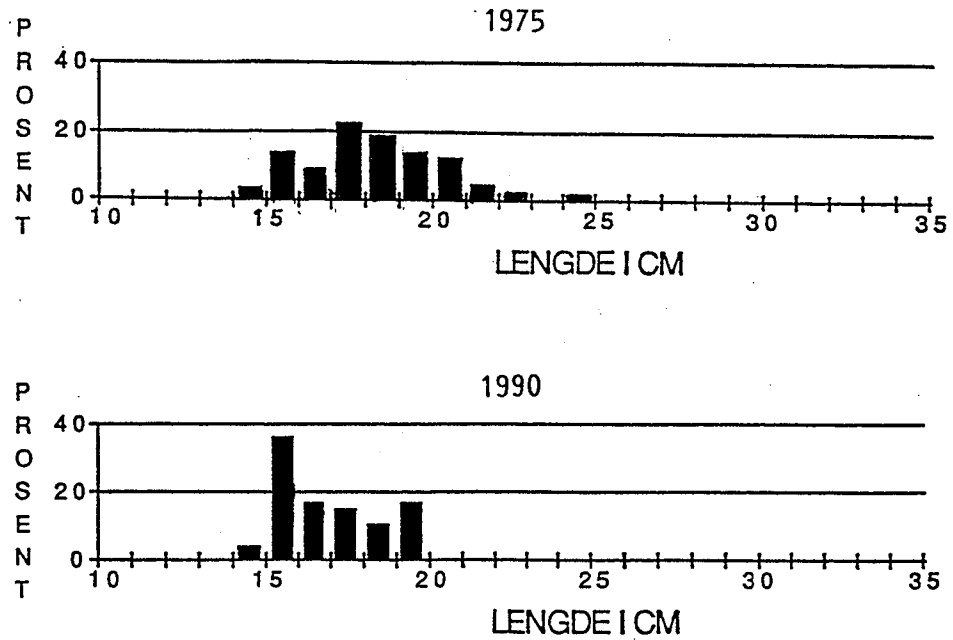


Fig. 15. Lengdefordeling av abbor tatt ved prøvefiske i Nisser i 1975 (fra Borgstrøm 1976) og i 1990 (fra Bredeli & Carm 1991).

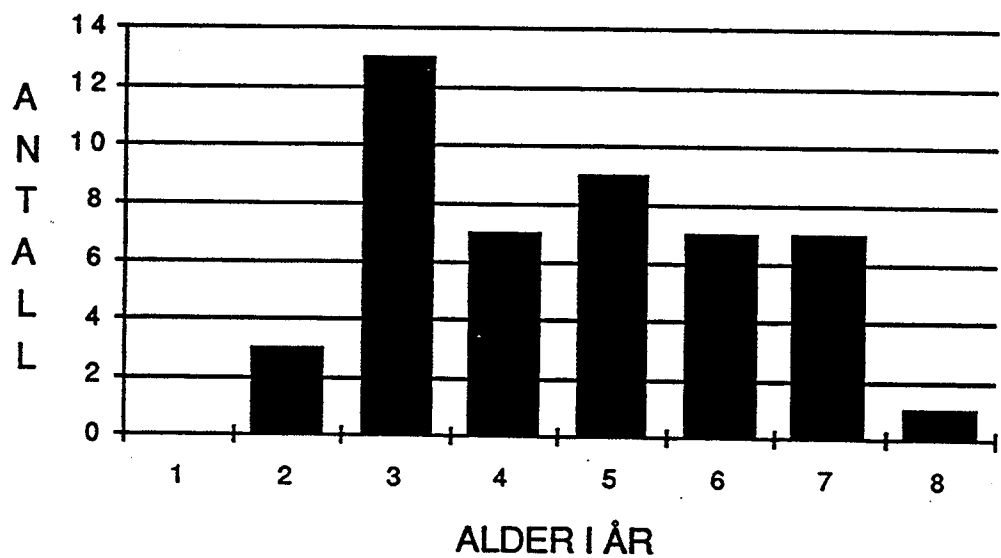


Fig. 16. Aldersfordeling hos abbor tatt i Nisser i 1990 (fra Bredeli & Carm 1991).

Fig. 17 viser tilbakeberegnet vekst for abbor fanget i 1990. Veksten virker stabil, men svak, ca. 3.5-4 cm pr. år fram til kjønnsmodning ved 3-4 årsalder. (Bredeli & Carm 1991).

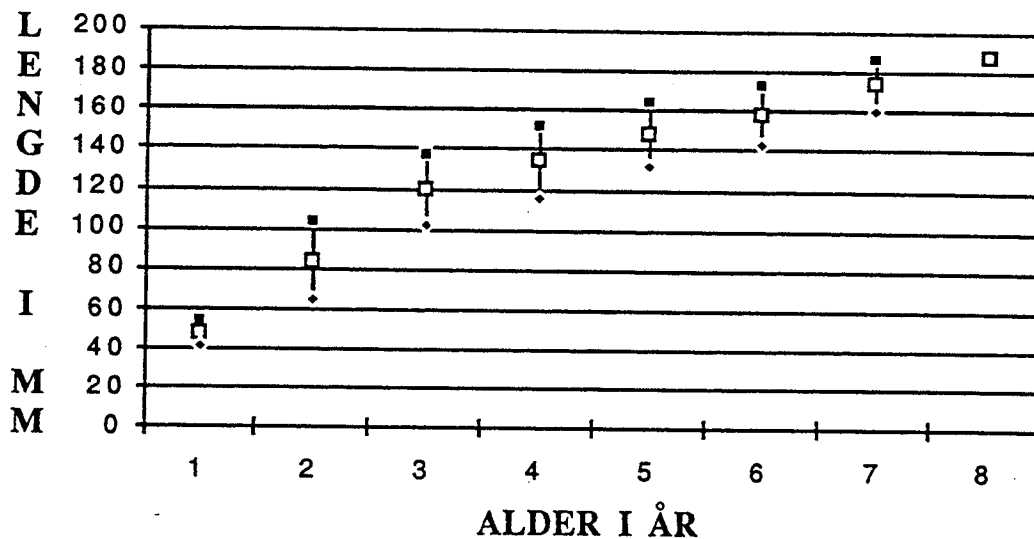


Fig. 17. Tilbakeberegnet vekst hos abbor tatt i Nisser i 1990. Vertikale linjer angir standardavvik. (Fra Bredeli & Carm 1991).

Vanninsekter dominerte føden hos 20 abbor som ble undersøkt i 1990, se tabell 8. De var omtrent 2/5 fulle.

Tabell 8. Mageinnhold hos 20 abbor tatt i Nisser i juli 1990 uttrykt i volumprosent (fra Bredeli & Carm 1991).

Vanninsekter	63.8
Overflateinsekter	5.0
Flomdrift	3.1
Fisk	5.6
Div, ubestemt	22.5

## DISKUSJON

### VANNKVALITET

På grunn av vannkvaliteten regnes Nisser som en del av et "på vippen-vassdrag" (Hindar 1989). Det vil si at fiskebestandene står i fare for å bli utryddet dersom forholdene bare blir litt dårligere og tiltak ikke blir gjennomført. Selv om det ikke er dokumentert noen senkning av pH på 80-tallet, er situasjonen bekymringsfull, fordi bufferkapasiteten er dårlig. En ytterligere økning av sulfatkonsentrasjonen vil føre til surere tilstander. En økning på 25 % og 50 % er beregnet å gi pH på henholdsvis 4.7 og 4.5 (Johannessen 1984). Svært mange arter, både av fisk og deres næringsdyr, vil forsvinne fra vassdraget ved en slik forsuring. En tilførsel av kalk eller reduksjon av sulfatkonsentrasjonen vil derimot medføre økt alkalinitet og høyere pH og dermed bedre og tryggere vilkår for fisk og næringsdyr.

### ELEKTROFISKE

Når det gjelder elektrofiske er det en klar sammenheng mellom de høyeste målingene av pH og påvist årsyngel av ørret. Når årsyngel påvises, er det en indikasjon på at ørret reproduserer på stedet. Resultatene avspeiler berggrunnsforholdene da både Frostdøl og Borstadåi renner gjennom basiske områder (se Fig. 3).

### FISKESAMFUNNET I NISSER

Med et flerartssamfunn som består av sik, ørret, røye og abbor er Nisser mer artsrik enn de fleste andre vann i øvre del av Telemark, som bare har ørret og røye. Samtidig er det færre arter tilstede enn i f.eks. Heddalsvatn og Nordsjø, der det også er gjedde, krøkle og ål. Disse er igjen artsfattige i forhold til f.eks. Mjøsa.

I en stor og dyp innsjø med bratte strender som Nisser ville dyreplankton i de frie vannmassene, selv uten regulering, ha

betydd langt mer enn bunndyr (Borgstrøm 1976). Reguleringen forsterket dette forholdet ytterligere ved at bunndyrproduksjonen er redusert. Av bunndyr har trolig fjærmygg selv før regulering vært viktigste næringsdyrgruppe, og siden fjærmygg forekommer ned på ganske store dyp, betyr det at reguleringen totalt sett fikk liten innvirkning på fiskeproduksjonen (Borgstrøm 1976). Av fiskeartene som er tilstede i Nisser er det sik som er best i stand til å utnytte dyreplanktonet i de frie vannmassene, og som dermed er dominerende. Ørret er sterkt konkurranseutsatt, da den er mer avhengig av bunndyr enn sik og røye. Ørret viste dårligere vekst i 1990 enn i 1975. Brabrand og Saltveit (1988) viser med utgangspunkt i Strandefjorden i Oppland hvordan abbor og ørekyt presser ørret til også å ernære seg på dyreplankton. Dette er illustrert på Fig. 18, hvor det også fremgår at konkurransetrykket mot ørret øker ved tilstedeværelse av sik og ytterligere ved regulering. Ørret som er sterkt presset av annen fisk må i en slik situasjon ofte gå opp et trofisk nivå og utnytte nisjen som rovfisk for å kunne hevde seg i flerartssamfunnet. Det er forøvrig vanlig i mange lavere-liggende norske innsjøer at ørret eter annen fisk (Aass 1973). Det ble også registrert fiskeetende ørret i Nisser i 1970-årene, se Tabell 6. Sikens dominans fremgår også tydelig av Fig. 18.

Uten sik tilstede ville røye ha kunnet hevde seg langt bedre, og ha utnyttet dyreplanktonet i de frie vannmassene best. Nå er det imidlertid tydelig at røyas vekst stagnerer tidlig. Abbor kan i mindre og grunne vann som varmes raskt opp dominere også over sik (Svårdson 1976). Men Nisser er en helt annen innsjøtype, og etter rapportene å dømme er det kun i nordenden abboren virkelig betyr noe. Der er den til gjengjeld en betydelig konkurrent til ørret, se Fig. 18 nede til høyre.

Selv om det er registrert ulike forhold mellom sik, ørret, røye og abbor i fangstene fra prøvofisket (se Tabell 4), er det vanskelig å si noe sikkert om styrkeforholdet mellom artene og endringer av dette over tid. Bratte strender gjør det vanskelig å sette garnserier slik at disse fanger jevnt. Strømninger i

vannet kan drive med seg garn slik at de fanger dårlig. Men det kan også fanges ekstra mye av en stim i en slik strøm. Bunn garn fanger til tider sik og røye dårlig fordi disse artene oppholder seg mer i de fri vannmassene enn ørret og abbor. Resultatet

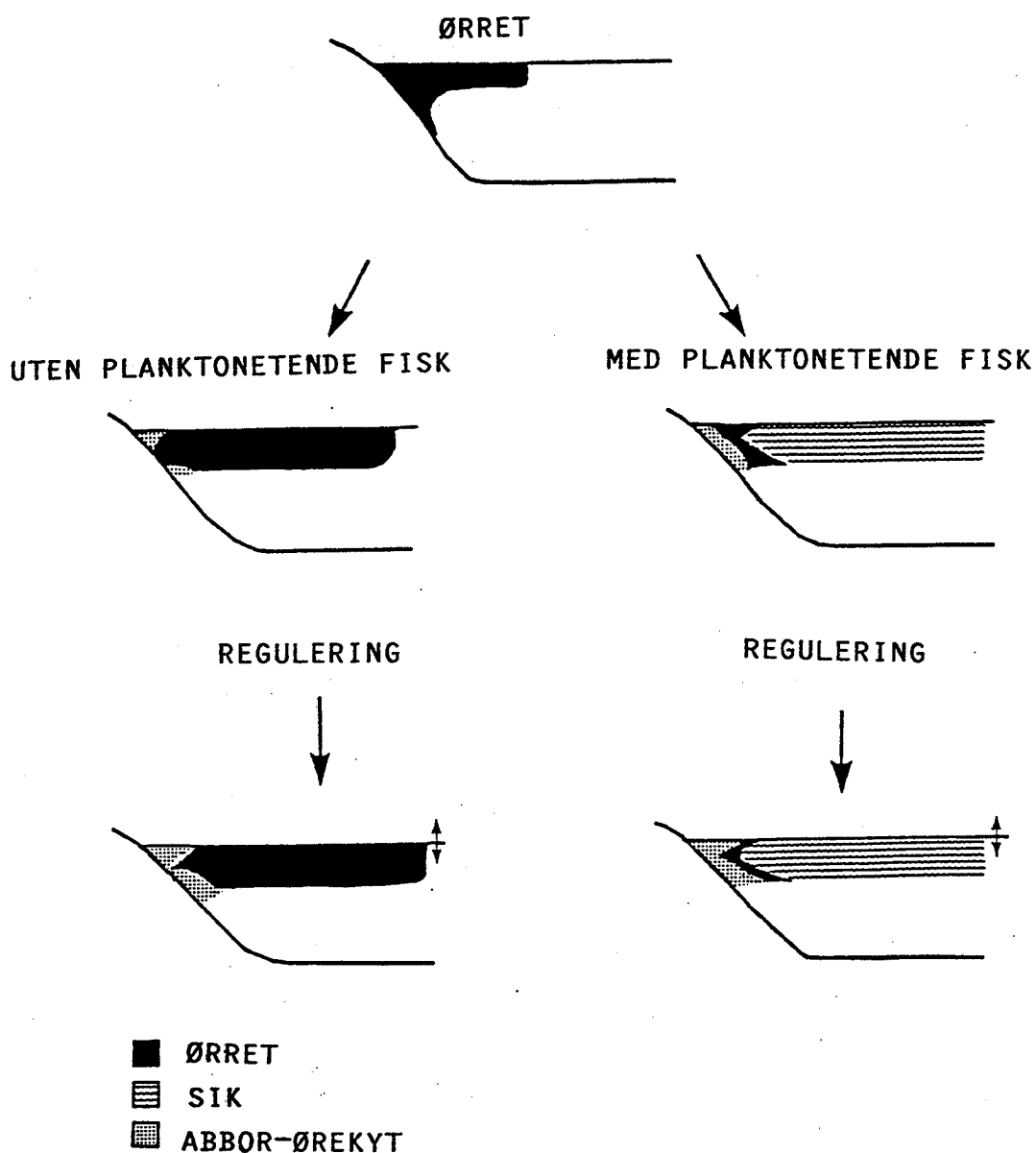


Fig. 18. Hovedmønster for ørretens tilgjengelige habitat, avhengig av tilstedeværelsen av bunndyr- og planktonetende fiskearter, med og uten regulering. (Fra Brabrand og Saltveit 1988).

tatene viser mest røye i forhold til abbor tidlig på sommeren. Dette er naturlig da abboren er en mer varmekjær fiskeart som blir mer aktiv og dermed lettere fanges senere på sommeren eller tidlig på høsten.

## REGULERINGER I FORHOLD TIL FORSURING

De siste tiårene er preget både av ytterligere vassdragsreguleringer for kraftproduksjon og en tiltagende forsuring av vassdragene i nedbørfeltet til Nisser. Samspillet mellom forsuring og reguleringer gjør det vanskelig å vurdere de to faktorene adskilt med hensyn på effekten på fiskebestandene (Bredeli & Carm 1991). Det er ellers kjent fra fiskeforskning at forsuring kan gjøre det komplisert å klarlegge andre forhold (bl.a. Filipsson & Svårdson 1976).

For Nisser kan de betydelige reguleringsinngrepene i store deler av nedbørfeltet ha bidratt til å dempe utslagene av perioder med surere vann, og dermed vært med på å stabilisere vannkvaliteten gjennom året (Johannessen 1984). Det store volumet i Nisser demper også virkningene av tilførsler av vann med ulik vannkvalitet. I et mindre magasin vil variasjonene i vannkvalitet bli vesentlig større, og tilførsler fra deler av nedbørfeltet med ekstra lav pH vil slå kraftigere ut. Vannkvaliteten i innsjøen er svært lik den relativt stabile kvaliteten som avrenningen fra Fjone kraftverk viser. Med stabil kvalitet menes god kvalitet i den forstand at f.eks. utslag av sure tilførsler dempes og uheldige episoder unngås. En slik utjevning kan imidlertid også medføre litt lavere pH i vinterhalvåret da vannkvaliteten under uregulerte forhold ville ha vært best. Dette sammenfaller med rognutvikling for sik, ørret og røye, og en senkning av pH vil i denne perioden kunne være alvorlig for rogn og yngel dersom en kommer i nærheten av de kritiske nivåer (Jensen & Snekvik 1972). Gjedrem (1980) har undersøkt overlevelse fra befruktning til yngelstadiet for ørret ved ulik pH. Som kontroll brukte han vann med pH 6.2, og da var overlevelsen 74 %. pH 5.2 og 4.7 ga overlevelse på henholdsvis 18 og 7 %.



Muniz et al. (1979) beskriver tilfeller av fiskedød i Nidelva omkring Åmli, og mener den hadde sammenheng med raske og skadelige endringer i vannkvaliteten på grunn av stopp i tilførsler fra Fyresvatn og Nisser. Dette ga dominans i avrenning av surt smeltevann direkte i elva. Ved undersøkelser i Åmli i 1978 ble det ikke påvist rekruttering i sideelver (Bjørtnuft 1978), og disse var surere enn hovedelva.

Det er registrert færre større ørret og dårligere vekst i 1990 enn i 1973 og 1975. Frostdøl, Borstadåi og Horgevikåi, alle på vestsiden av Nisser, har fått redusert vannføring fra 1970 etter regulerigene i forbindelse med Fjone kraftverk. Dette sammen med lav vannstand i Nisser vil måtte føre til mindre oppgang av ørret og dermed redusert produksjon av ørretunger i elvene (Borgstrøm 1976). Fangstoppene for bl.a. Frostdøl viste at det var fisk av meget høy kvalitet, men det ble påpekt at dette storørretfisket på lengre sikt ikke kunne opprettholdes.

Færre større ørret kan altså skyldes tilbakegang i rekruttering av storørretstammene i tilløpsbekkene og -elvene som følge av regulering. Men redusert vekst hos ørret kan også skyldes stress i form av forsuring (Rosseland 1980). Mer energi går med til metabolisme, og med mindre dette kompenseres med økt næringsinntak, vil det medføre mindre energi for vekst.

Tilbakegangen i elver på vestsiden av Nisser, som fikk sine nedbørfelt avskåret i forbindelse med regulering av Fjone kraftverk, ble forutsett uavhengig av forsuring. Flere av disse er som påpekt mindre utsatt for forsuring da de renner gjennom områder hvor berggrunnen preges av basiske lavaer. I granittområder på østsiden derimot er endel av bekkene eller elvene blitt så sure at rekrutteringen har opphørt i løpet av de siste tiår.

## REKRUTTERINGSMULIGHETER

Borgstrøm (1976) påpeker som nevnt problemene med å opprettholde storørretfiske i elvene på vestsiden av Nisser, men mener også at det i andre deler av vannet neppe vil bli for liten rekruttering fordi ørret gyter i selve vannet. Sett i forhold til næringstilgangen ble bestanden av små ørret vurdert til heller å være for stor enn for liten på grunn av langsom vekst de første årene. Med enda dårligere vekst i 1990 enn 15 år tidligere skulle det etter denne måten å vurdere situasjonen på ikke være grunn til å hevde at det nå er for liten rekruttering av ørret.

Det er ingen tvil om at rekruttering av ørret på elver og bekker har gått tilbake. Sikker påvisning av yngel ble i 1989 og 1990 kun gjort i Frostdøl, Borstadåi og på sidebekker til nedre del av Horgeviksåi. I enkelte andre elver er det fanget eldre fisk enn årsyngel, og de nederste strekningene benyttes da gjerne som oppvekstområder. Nielsen & Brittain (1986), som påviste ørreter i den nedre delen av Håtveitåi, mente disse vanskelig kunne stamme fra gyting på denne strekningen på grunn av den lave pH i elva.

Borgstrøm (1976) nevner dårligere rekruttering på innløpselva som mulig forklaring på dårlig ørretfiske i nordenden av selve Nisser, og påpeker predasjon av abbor på yngel som en viktig årsak til at ørretbestanden som gyter der neppe vil kunne få gode rekrutteringsforhold.

Med endringen i alderssammensetning av røye fra 1975 til 1990 til vesentlig eldre fisk, kan det stilles spørsmål om røyas rekrutteringsmuligheter i Nisser. Selv om det er benyttet garnserier med ulike maskevidder i 1975 og 1990, skulle det bety lite når årsklassene er konsentrert innenfor et snevert lengdeintervall (Bredeli & Carm 1991). Røye på 4 vintre skulle være fullt fangbar, men årsklassene 4-7 er underrepresentert i 1990-materialet sett under ett. Det er dog en forskjell på data fra juli og oktober.

Svake årsklasser kan skyldes naturlige svingninger. Men med fire påfølgende svake årsklasser er det naturlig å vurdere muligheten for andre årsaker til den dårlige rekruttering hos røye. Svak rekruttering som følge av nedtapping i reguleringsmagasiner og dermed tørrlegging av røyerogn er velkjent. Men for Nisser med hovedsakelig bratte strender og en reguleringshøyde på bare 3 m, er dette neppe forklaringen. Gjedrem (1980) har undersøkt overlevelse fra befruktning til yngelstadium for ulike pH-verdier, og fant at røye hadde lavere overlevelse enn ørret. Bredeli og Carm (1991) viser til resultater fra Gjerstadvatn hvor røye og sik var mer utsatt i en forsuringssituasjon enn ørret og abbor, og mener det tilsier at svake årsklasser hos røye er det første det bør sees etter for å finne mulige virkninger av det sure vannet i Nisser. Det er også påpekt av Andersen et al. (1984) at røye er mer utsatt enn ørret, og at egg og yngel er de mest følsomme stadier i røyas livssyklus siden overlevelsen er relativt høy hos voksen røye. Lindström et al. (1984) mener ut fra sine undersøkelser at svake årsklasser av røye kan forklares med en aluminiumskonsentrasjon over 70 ug/l i annen halvdel av første leveår. Målinger fra Nisser (se Vedlegg 2) viser at aluminiumskonsentrasjonen varierte mellom 80 og 125 ug/l fra mars til november 1982 (Johannessen 1984). Samspillet mellom høy konsentrasjon av aluminium og pH nær 5 er kjent som svært skadelig. Mye peker på at forsuringen kan være årsaken til røyas svake rekruttering. Spredningen i resultatene av røyas alder fra juli til oktober 1990 tilsier dog at en må være forsiktig med konklusjonene.

Aldersfordelingen av sik på Fig. 6 virker normal, og gir ingen holdepunkter for sviktende rekruttering.

#### FORSURING - OLIGOTROFIERING

Eutrofiering er en prosess hvor et vassdrag tilføres mer næringsstoffer. Grahn et al. (1974) foreslår "oligotrofiering" for den motsatte prosess hvor vannene blir mer næringsfattige på grunn av forsuring. Det påpekes bl.a. at det blir langt mer torvmose (Sphagnum sp.) i vann når pH synker, og at ioner

tiltrekkes av torvmosen og blir utilgjengelig for andre organismer. Vekst av torvmose på bunnen kan også redusere habitatet for flere bunndyr, og er antatt å ha en kraftig innvirkning på dynamikken i en innsjø (Hultberg 1977, Grahn 1977).

Nedbrytingen av organisk materiale i sure innsjøer foregår mer ved hjelp av sopp i stedet for bakterier (Grahn et al. 1976). Da går prosessen langsommere, og det blir en opphoping av organisk materiale og mindre næring blir tilgjengelig. I norske eksperimenter er det vist at f.eks. bjørkeløv brytes mye dårligere ned ved pH 4.3-5.6 enn ved pH 6.0-6.5 (Traaen 1976).

Fosfat er vanligvis det begrensende næringssalt for biologisk produksjon. Eksperimenter og observasjoner viser at konsentrasjonen av fosfat (og totalt fosfor) blir lav under forsuring (Gahnstrom et al. 1980). Vanligvis synker innholdet av totalt fosfor med tiltagende forsuring (Hultberg & Andersson 1982). Broberg & Persson (1984) og Jansson et al. (1986) mener tilførselene fra nedbørfeltet reduseres under en forsuringssituasjon ved at fosfat bindes av aluminiumskomplekser i jordprofilen.

Død fisk i vassdragene blir lagt merke til ganske raskt. Endringer i vann som er mindre åpenbare, men ikke mindre alvorlige, foregår blant mikroorganismer (nedbrytere), alger, vannplanter, dyreplankton og bunndyr (Hendrey et al. 1976). Forsuringen kan altså virke på alle trofiske nivåer, både direkte og indirekte. Beitetrykket på dyreplankton og bunndyr vil endres, og strukturen på disse samfunnene vil dermed påvirkes når strukturen i fiskesamfunnet blir forandret. Eriksson et al. (1980) mener at bortfall av fisk er opphavet til mange av de økologiske forandringene som er registrert i forsurede innsjøer. På den annen side kan viktige næringsdyr for fisk forsvinne før forsuringen virker direkte skadelig for fisken (Økland 1969). I en forsuringssituasjon foregår det både abiotiske prosesser, hvor biomasseproduksjonen blir redusert og arter på ulike trofiske nivå forsvinner, og biotiske hvor organismer oppover i systemet påvirkes av endret næringstilgang og organismer nedover i systemet utsettes for endret beite-

trykk. Dersom forsuringprosessen går langt, vil endringene i økosystemet i vannet kunne bli svært store. Det er derfor anbefalt at tiltak blir iverksatt før denne utviklingen går for langt, dvs. mens det ennå er intakte fiskesamfunn i vassdraget (Økland 1983, Henrikson et al. 1984).

En sik tatt under prøvofisket i 1990 hadde muslinger i magesekken (Bredeli & Carm 1991). Muslinger forsvinner vanligvis raskt når pH synker, og tilstedeværelsen kan tyde på at vannet ikke har vært svært surt. En mulig forklaring på at de forekom kan være at de oppholdt seg nær utløpet av elvene med gunstigst pH. Muslingene kan imidlertid tilhøre arten Pisidium casertanum, som er vidt utbredt og en av de få som tåler surt vann (Økland & Kuiper 1980).

#### ØKT FISKETRYKK

I forbindelse med det pågående forprosjektet for kalking er det reist spørsmål om økt uttak av sik og røye vil kunne ha en tilsvarende effekt på fiskekvaliteten som en eventuell kalking.

Fra tidligere er det kjent at kraftigere fiske kan redusere "overbefolkning" av fisk i et vann, og gi de gjenværende et bedre næringsgrunnlag. Kalking kan også øke fiskestørrelsen dersom veksten er hemmet av stress eller næringsmangel forårsaket av forsuring. Men kalking og økt fisketrykk bør heller betraktes som tiltak som kan utfylle hverandre enn som alternativer. Økt fisketrykk kan virke bra der rekrutteringsmulighetene er gode. Men økt fiskeintensitet kan ikke hindre at fisk forsvinner på grunn av forsuring. Kalking derimot virker mer radikalt og på alle trofiske nivåer. Dette kan derfor forbedre næringstilgangen for fisk ved at den totale biomasseproduksjonen i vannet vil kunne heves.

I den grad rekruttering er hemmet av forsuring, blir dette motvirket ved kalking. For røye forventes det at rekrutteringen vil kunne økes, og at det totale næringsgrunnlaget øker. Men næringstilgangen for røye vil igjen påvirkes av konkurransen

med de andre fiskeartene, i første rekke sik.

Tiltak for å øke fisketrykket på røye og sik er ikke alltid enkle å gjennomføre. Interessen for å fiske smårøye er ofte liten. Som også observert i Nisser (Bredeli & Carm 1991) blir det ofte økt parasittisme ved overbefolkning av røye, noe som reduserer interessen for å fiske ytterligere.

Rådene for å øke røyas størrelse har variert. Filipsson & Svårdson (1976) anbefaler økt maskevidde ved garnfiske i innsjøer med ørret og røye. De tar sikte på å favorisere ørretens vilkår, slik at det skal bli flere større ørret som igjen kan beskatte røya. Dette underbygges av utviklingen i flere svenske innsjøer hvor økt beskatning på ørret har redusert gjennomsnittsstørrelsen på ørret vesentlig. Dette har igjen redusert predasjon på røye og med økning av røyebestanden som resultat.

Langeland & Jonsson (1990) foreslår derimot reduserte maskevidder i røye-ørret-vann, med 29 mm (22 omfar) som en øvre tillatt grense. Dette er basert på noen års fiske i vann hvor både ørret og røye var småfallen.

I Nisser vil det være urealistisk å la hensynet til røye alene bestemme maskestørrelsen generelt. Men ethvert fiske som virker selektivt på røye vil være gunstig: finmaskede garn på lokaliserte gyteplasser, bruk av flytegarn i frie vannmasser, pilking osv. Men i tillegg til at det er vanskelig å motivere for intensivt fiske er det et spørsmål hvor mye dette egentlig vil hjelpe. Aass (1990) tviler på om hovedsakelig planktonproduserende magasiner vil kunne gi grunnlag for røye av noen særlig størrelse.

Fiskeforsøk i Lånbybjörsjö i Sverige viser at rekrutteringen av røye ikke reduseres nevneverdig selv med et hardt fisketrykk på gytefisk, og at bortfall av predatorørret øker overlevelsen hos røyeunger kraftig (Filipsson & Svårdson 1976, Svårdson 1976). Det er ikke usannsynlig at det er en lignende effekt i Nisser.

Det ville derfor for røyebestandens del være ønskelig med ørret som rovfisk (omtalt under fiskesamfunnet i Nisser) for å øke beskatningen. Denne ørreten på sin side trenger fiskeføde for å vokse seg stor. Sik vokser antagelig for raskt til å kunne bety noe særlig som føde for rovørret, og abbor er rapportert begrenset til nordenden av Nisser. Røye vil derfor kunne bli hovedføde for storørret i dette vannet.

Fiskeetende ørret ble registrert i 1973 og 1975, mens veksten i 1990 var for dårlig til å komme opp i predatorstørrelse. Etter en eventuell kalking bør ørretens vekst overvåkes for å se om det utvikler seg fiskeetere igjen. Hvis ikke kan overflytting av stor ørret vurderes. Dette er forsøkt i Sverige (Filipsson & Svårdson 1976).

Hardere fiske av sik er tidligere anbefalt (Borgstrøm 1976, Gulseth 1976), og det er ingen grunn til å endre dette rådet. Etter at siken har stagnert i veksten på rundt 30 cm ved kjønnsmodning, går den energien fisken får i seg hovedsakelig med til basalmetabolisme (kroppsvedlikehold) og utvikling av rogn eller melke. Det er kun en begrenset del av gytefisken som egentlig trengs for å holde rekrutteringen ved like. Borgstrøm (1976) mener også at en mer intensiv beskatning høyst sannsynlig ville øke både produksjon og avkastning, og at det bør fiskes mer om sommeren, og da med flytegarv.

Et hardere fiske på sik og røye for å øke ørretens tilgang på dyreplankton for å gi den et bedre næringsgrunnlag ville være et tvilsomt tiltak. Etter 7 års hardt sikfiske i Goppollen i Oppland økte veksten hos sik betraktelig, men ingen endring i populasjonsstrukturen hos ørret ble påvist (Saltveit & Brabrand 1989).

#### KALKINGENS ANTATTE VIRKNINGER

Siden planene for kalking av Nisser innebærer at det vil bli verdens største prosjekt i sitt slag, har en naturlig nok ikke noe av tilsvarende omfang å sammenligne med. Ifølge Hindar

(1989) er det knyttet stor usikkerhet til effektene av langtidsoppløsning av kalk i så store innsjøer. De biologiske virkningene over tid er det heller ikke mulig å ha full oversikt over på forhånd.

Siden forsuring, og også kalking, virker inn på alle trofiske nivåer, ville det ha vært ønskelig med mer informasjon om plantevekst, bunndyr og dyreplankton i Nisser, for bedre å kunne vurdere forholdene for fiskesamfunnet.

Det er hevdet at ingen negative biologiske virkninger av kalking er blitt observert (Lessmark & Thörnelöf 1986). Nyberg et al. (1986) mener etter å ha undersøkt nær 50 svenske innsjøer at fiskefaunaen blir nær den i ikke-forsurede vann når pH endres fra under 5.5 til over 5.5 etter kalking. Intet økosystem er imidlertid blitt tilbakeført til samme tilstand som før forsuring, ifølge Weatherly (1988) i en gjennomgang av foreliggende litteratur om biologiske konsekvenser ved kalking. Han påpeker også behov for økt kunnskap om økosystemets langsiktige funksjon og stabilitet for å kunne forutsi utviklingen etter en kalking.

Appelberg et al. (1990) refererer til undersøkelsene før og etter kalking av Stora Härsjön (243 ha) i Sverige. Under forsuringssituasjonen før kalking ble utviklingen i økosystemet i første rekke styrt av abiotiske prosesser, hvor mangel på fosfor og organisk karbon begrenset innsjøens biomasse, samtidig som effekten av lav pH og høyt aluminiumsinnhold styrte artssammensetningen. Kalkingen i 1977/78 resulterte i økt biomasse på alle trofiske nivåer. Bedre tilgang på næring som følge av gunstigere pH og mindre aluminiumskonsentrasjon bør ha gjenspeilet seg høyere opp i økosystemet, og interaksjonene mellom og innen de ulike trofinivåene har trolig kunnet spille en stadig viktigere rolle utover i undersøkelsesperioden. Effekter av første kalking av Stora Härsjön er blitt observert 11 år etter (Appelberg et al. 1990).

Organismene i vann har livssyklus fra noen dager til flere år,



og det tar tid å oppnå stabilitet etter en kalking. Hvor lang tid vil bl.a. avhenge av hvor store endringer i økosystemet forsuringen medførte. Raddum et al. (1986) indikerer at tre år behøves for å oppnå stabilitet i Hovvatn, hvor ørret ble satt ut igjen etter kalking. Der ble det også registrert at forsuringen tok til igjen kort tid etter kalking. Ny forsuring gjør det ytterligere komplisert å oppnå stabile forhold i økosystemet i vannet. Hovvatn er kalket på nytt (Barlaup et al. 1989), med bl.a. bedre ørretvekst som resultat. Hasselrot et al. (1984) fant at enkelte arter av dyreplankton fortsatt økte 4 år etter kalking.

Resultatene fra ulike kalkingstiltak er ikke ensartede. Det er naturlig når det dreier seg om innsjøer med bl.a. ulike arealer, oppholdstider, geologiske forhold i nedbørfeltene, artsammensetning på ulike nivåer og også med ulike forsuringssituasjoner før kalking. Raddum et al. (1986) kunne f.eks. ikke påvise signifikant økning av biomasse og produksjon av planteplankton. Brettum & Hindar (1985) refererer til noe varierende effekter fra ulike målinger foretatt i regi av Kalkingsprosjektet. Nyberg et al. (1986) viser til mindre gjennomsnittsvekt på fisk etter kalking siden antallet hadde økt som følge av bedre rekrutteringsforhold.

Kalking vil motvirke fysiologisk stress hos ørret, og kunne frigjøre mer av næringsopptaket til vekst ettersom energibehovet for metabolisme blir redusert. Økt aktivitet hos ørret etter kalking er påvist (Hultberg & Andersson 1982, Barlaup et al. 1989). Om dette er gunstig for veksten, avhenger av om energiopptaket øker mer enn det ekstra forbruket ved aktiviteten. Dette vil igjen avhenge av fisketetthet, konkurranse mellom fiskeartene og næringstilgang.

Kalking vil motvirke "oligotrofiering" og opphoping av organisk materiale som skjer under en forsuring gjennom redusert aktivitet hos mikroorganismene (Grahm et al. 1974), og dette vil nå bli gjort lettere tilgjengelig for bunndyr og dyreplankton av nedbryterorganismene (Gahnstrom et al. 1980). Dette

sammen med en eventuell økt planteproduksjon skulle igjen gi et bedre næringsgrunnlag for fisken. Brettum & Hindar (1985) oppsummerer at økt mikrobiell omsetning vil forbedre føden til mange organismer, bl.a. fjærmygg, som av Borgstrøm (1976) er vurdert som viktigste næringsdyrgruppe blant bunndyr i Nisser.

For Nisser er det rimelig å anta at kalking vil føre til økt mineralisering og dermed økt biomasseproduksjon på ulike nivåer. Men Nisser vil forbli en oligotrof innsjø. Selv om Nisser kalkes, vil nedbørfeltet forbli tildels meget surt og utvasking av fosfat noe begrenset.

Dyreplankton antas å forbli det viktigste næringsgrunnlaget for fisk i Nisser. For dyreplankton vil en kombinert behandling med næringssalter og kalk være det beste tiltaket for å restaurere sure sjøer (Brettum & Hindar 1985, Broberg 1987). Dersom økt fiskeproduksjon, og ikke bare sikring av fiskens levevilkår, er et viktig mål for en eventuell kalking av Nisser, bør tilgjengelige næringssalter vurderes.

Når det gjelder avkastning av fisk i Nisser, mente Borgstrøm (1976) på grunnlag av foreliggende opplysninger om fisket at det ikke ville være usannsynlig at den totalt skulle ligge over 5 kg/ha årlig. En slik avkastning bør bli mulig etter en kalking av Nisser. Det ble målt en nokså beskjeden tetthet av sik og røye ved ekkoloddmålinger. Da Nisser er en næringsfattig klarvannssjø, kan det ikke forventes stor produksjon. Med sik, ørret, røye og abbor tilstede vil den tilgjengelige næringen likevel kunne utnyttes godt. I Vedlegg 3 er tatt med en modell av energistrømmen i Sølensjøen fra september 1972, som viser årlige avkastninger på 2.5 kg/ha av sik, 1.5 kg/ha av røye og 1.0 kg/ha av ørret og harr, tilsammen 5 kg/ha (Langeland & Rognerud 1972). Tatt i betraktning av at det også finnes andre arter i Sølensjøen, og at Nisser har sine begrensninger, er det ikke urimelig å anta at totalavkastningen blir omtrent den samme i Nisser. Men når det gjelder fordelingen av artene vil sik dominere mer i Nisser, mens røye blir langt mer marginal.

## LITTERATUR

- Aagaard, B. 1913. Fiskerisakkyndige uttalelser om Fisket i Nisser og Fyresvann i forbindelse med skjønnnet i 1913. Brev til overrettssakfører Grini 13.8, 18.8, og 20.9.1913. (Fra Borgstrøm 1976).
- Aass, P. 1973. Some effects of lake impoundments on salmonids in Norwegian hydroelectric reservoirs. Acta Univ. Upsalensis Abstr. Uppsala Diss. Sci. 234: 1-14.
- Aass, P. 1976. Hvordan vil det gå med fisket i Mjøsa? Jakt - Fiske - Friluftsliv 1976 (3): 6-9.
- Aass, P. 1990. Management of Arctic charr (Salvelinus alpinus L.) and brown trout (Salmo trutta L.) fisheries in Lake Tunhovdfjord, a Norwegian hydroelectric reservoir. In: van Densen, W.L.T., Steinmetz, B. & Hughes, R.H. (eds.): Management of freshwater fisheries. Proceedings of a symposium organized by the European Inland Fisheries Advisory Commission, Göteborg, Sweden, 31 May - 3 June 1988. Pudoc. Wagenengen. pp. 382-389.
- Andersen, R., Muniz, I.P. & Skurdal, J. 1984. Effects of acidification on age class composition in arctic char (Salvelinus alpinus (L.)) and brown trout (Salmo trutta L.) in a coastal area, SW Norway. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 61: 5-15.
- Appelberg, M., Ekström, C. & Hörnström, E. 1990. Stora Härsjön - ett exempel på integrerad uppföljning av kalkningens effekter. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm 1990 (1), 20 s.
- Barlaup, B.T., Åtland, Å., Raddum, G.G. & Kleiven, E. 1989. Improved growth in stunted brown trout (Salmo trutta L.) after reliming of lake Hovvatn, Southern Norway. Water, Air, and Soil Pollution 47: 139-151.

- Bjørtuft, S.K. 1978. Fiskeribiologiske undersøkelser i Nidelva og Gjøv i Åmli, Aust-Agder. Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo, 37, 47 s.
- Borgstrøm, R. 1976. Skjønn Nisser og Fyresvatn. Ovenforliggende regulerings virkning på fisket i Nisser, Borstadvatn og Fyresvatn/Drang. Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo, 27, 55 s.
- Brabrand, Å. & Saltveit, S.J. 1988. Feeding behaviour and habitat shift in allopatric and sympatric populations of brown trout (*Salmo trutta* L.): Effects of water level fluctuations versus interspecific competition. Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo, 102, 13 s.
- Bredeli, I. og Carm, K. 1991. Fiskeundersøkelser i Nisser 1990. Fylkesmannen i Telemark, Miljøvern avdelingen. Rapport 4/91, 30 s.
- Brettum, P. & Hindar, A. 1985. Effekter av kalking på det biologiske system. I: Baalsrud, K. (red.): Kalking av surt vann - sluttrapport 1985. Kalkingsprosjektet. s. 79-108
- Brittain, J.E. & Grann, O.J. 1988. Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med overføringer til Napetjern kraftverk, Telemark fylke. Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo, 104, 49 s.
- Brittain, J.E. & Nielsen, P.S. 1984. Reguleringsundersøkelser i Skafsåvassdraget, Telemark fylke. I. Fisk og bunndyr. Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo, 66, 67 s.
- Broberg, O. 1987. Nutrient responses to the liming of lake Gårdsjön. Hydrobiologia 150: 11-24.
- Broberg, O. & Persson, G. 1984. External budget for phosphorus, nitrogen and dissolved organic carbon for the acidified Lake Gårdsjön. Arch. Hydrobiol. 99: 160-175.

- Dons, J.A. 1960. The Precambrian, Central Telemark area, Southern Norway. In: Høltedahl, O. (ed.): Geology of Norway. Norges Geologiske Undersøkelse nr. 208, Pl. 4.
- Eriksson, F., Hörnström, E., Mossberg, P. & Nyberg, P. 1982. Ekologiska effekter av kalkning i forsurnade sjöar och vattendrag. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm 1982 (6), 96 s.
- Eriksson, M.O.G., Henrikson, L., Nilsson, B.-I., Nyman, G., Oscarson, H.G. Stenson, A.E. & Larsson, K. 1980. Predator-prey relations important for the biotic changes in acidified lakes. Ambio 9: 248-249.
- Filipsson, O. 1975. Siklöje tranger undan sik. Fiskerinytt, Gävle 1975 (1): 2-5.
- Filipsson, O. & Svärdson, G. 1976. Principer för fiskvården i rödingsjöar. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm 1976 (2), 79 s.
- Gahnström, G., Andersson, G. & Fleischer, S. 1980. Decomposition and exchange processes in acidified lake sediment. I: Drabløs, D. & Tolland, A. (eds.): Ecological impact of acid precipitation. Proc. Int. Conf., Sandefjord, Norway 1980. SNSF project. pp. 306-307.
- Gjedrem, T. 1980. Genetic variation in acid tolerance in brown trout. I: Drabløs, D. & Tolland, A. (eds.): Ecological impact of acid precipitation. Proc. Int. Conf., Sandefjord, Norway 1980. SNSF project. pp. 308.
- Grahn, O., Hultberg, H. & Landner, L. 1974. Oligotrophication - a self-accelerating process in lakes subjected to excessive supply of acid substances. Ambio 3: 93-94.
- Grahn, O. 1977. Macrophyte succession in Swedish lakes caused by deposition of airborne acid substances. Water, Air, and

Soil Pollution 7: 295-305.

- Gulseth, O.A. 1976. Siken i Nisservann - med et tillegg om fiskemetoder og omsetning. Hovedoppgave ved Institutt for Naturforvaltning, Norges Landbrukshøgskole, 98 s.
- Gunnerød, T.B., Møkkelgjerd, P.I., Klemetsen, C.E., Hvidsten, N.A. & Garnås, E. 1981. Fiskeribiologiske undersøkelser i regulerte vassdrag på Sørlandet, 1972 - 1978. Rapp. DVF - Reguleringsundersøkelsene 4-1981, 206 s.
- Halvorsen, G. 1985. Hydrografi, plankton og strandlevende krepsdyr i Kilåvassdraget, Fyresdal, sommeren 1984. Kontaktutv. vassdragsreg. Univ. Oslo. Rapp. 80, 42 s.
- Halvorsen, G. 1986. Kilåvassdraget, Telemark fylke. Forventede endringer i vannkvaliteten som følge av planlagt kraftutbygging. Vassdragsforsk Univ. Oslo. Rapp 96, 53.
- Hasselrot, B., Andersson, B.I. & Hultberg, H. 1984. Ecosystem shift and reintroduction of Arctic char (Salvelinus alpinus (L.)) after liming of a strongly acidified lake in South-western Sweden. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 61: 78-92.
- Helland, A. 1900. Topografisk-Statistisk Beskrivelse over Bratsberg Amt. Første del. Kristiania. (Fra Gulseth 1976)
- Hendrey, G.R., Baalsrud, K., Traaen, T.S., Laake, M. & Raddum, G.G. 1976. Some hydrobiological changes. Ambio 5: 224-227.
- Henriksen, A. 1979. Regional undersøkelse av store innsjøers kjemi i Sør-Norge vinteren 1979. SNSF-prosjekt TN 50/79, 24 s.
- Henrikson, L., Oscarson, H.G., Stenson, J.A.E. 1984. Development of crustacean zooplankton community after lime treatment of the fishless lake Gårdsjön, Sweden. Rep. Inst.

Freshw. Res., Drottningholm 61: 104-114.

Hindar, A. 1989. Prosjektering av kalkingstiltak i Nisser og Arendalsvassdraget. NIVA-rapport 8/89, 28 s.

Hindar, A. & Rosseland, B.O. 1988. Liming acidic waters in Norway: National policy and research and development. Water, Air, and Soil Pollution 41: 17-24.

Huitfeldt-Kaas, H. 1918. Ferskvandsfiskenes utbredelse og indvandring i Norge, med et tillæg om krebsen. Centraltrykkeriet, Kristiania. 106 s. + vedlegg.

Hultberg, H. 1977. Thermally stratified acid water in late winter - a key factor inducing self-accelerating process which increase acidification. Water, Air, and Soil Pollution 7: 279-294.

Hultberg, H. & Andersson, I.B. 1982. Liming of acidified lakes: induced long-term changes. Water, Air, and Soil Pollution 18: 311-331.

Jansson, M., Persson, G. & Broberg, O. 1986. Phosphorus in acidified lakes: The example of Lake Gårdsjön, Sweden. Hydrobiologia 139: 81-96.

Jensen, K.W. & Snekvik, E. 1972. Low pH levels wipe out salmon and trout populations in Southernmost Norway. Ambio 3: 223-225.

Johannessen, M. 1984. Forurensningssituasjonen i Nisser og Fyresvatn. NIVA-rapport 139/84, 35 s.

Langeland, A. & Johnsson, B. 1990. Management of stunted populations of Arctic charr (Salvelinus alpinus) and brown trout (Salmo trutta) in Norway. In: van Densen, W.L.T., Steinmetz, B. & Hughes, R.H.(eds.): Management of freshwater fisheries. Proceedings of a symposium organized by

the European Inland Fisheries Advisory Commission, Göteborg, Sweden, 31 May - 3 June 1988. Pudoc. Wagenengen. pp. 396-406.

Langeland, A. & Rognerud, S. 1973. Energiomsetningen i Sølen-sjøen høsten 1972. Fauna 26: 287-294.

Lessmark, O. & Thörnelöf, E. 1986. Liming in Sweden. Water, Air, and Soil Pollution 31: 809-816.

Lindström, T., Dickson, W. & Andersson, G. 1984. Reclaiming acid high mountain lakes by liming: A progress report. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 61: 128-137.

Muniz, I.P., Leivestad, H. & Bjerknes, V. 1979. Fiskedød i Nidelva (Arendalsvassdraget) våren 1979. SNSF-prosjekt TN 49/79, 29 s.

Møkkelgjerd, P.I. & Gunnerød T.B. 1985. Utsetting av bekkerøye i regulerte vassdrag på Sørlandet. Rapport fra kontrollfisket i 1984. Rapp. DVF - Reguleringsundersøkelsene 10-1985, 53 s.

Nielsen, P.S. & Brittain, J.E. 1986. Utbyggingsplaner for Kilåvassdraget, Telemark. En vurdering av de fiskeribiologiske forhold og virkninger på bunndyr og fisk. Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo, 82, 93 s.

NVE 1984. Dybdekart for norske innsjøer. Statens Kartverk. (Fra Hindar 1989).

Nyberg, P., Appelberg, M. & Degerman, E. 1986. Effects on liming on crayfish and fish in Sweden. Water, Air, and Soil Pollution 31: 669-687.

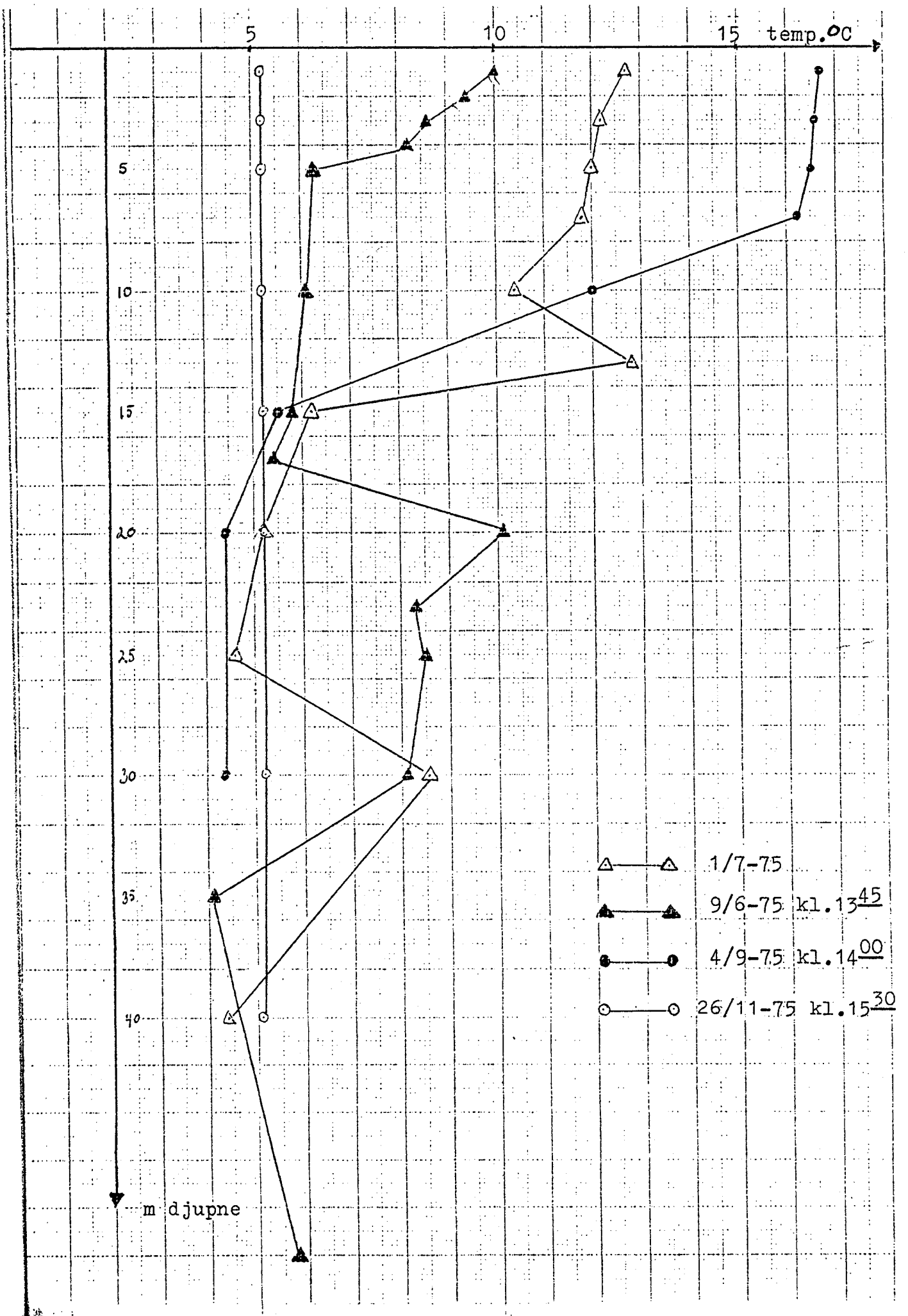
Overrein, L., Seip, H.M. & Tollan, A. 1980. Acid precipitation-effects on forest and fish, SNSF-project, FR 19/80. 175 s.



- Raddum, G.G., Brettum, P., Matzow, D., Nilssen, J.P., Skov, A., Sveælv, T. & Wright, R.F. 1986. Liming the acid lake Hovvatn, Norway: A whole-ecosystem study. Water, Air, and Soil Pollution 31: 721-764.
- Rosseland, B.O. 1980. Physiological responses to acid water in fish. 2. Effects of acid water on metabolism and gill ventilation in brown trout, Salmo trutta L., and brook trout, Salvelinus fontinalis Mitchill. In: Drabløs, D. & Tollan, A. (eds.): Ecological impact of acid precipitation, SNSF-project. pp. 348-349
- Saltveit, S.J. 1981. Flytting av Nisserdam i Nidelva, Telemark. Virkninger på fisket. Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo, 49, 12 s.
- Saltveit, S.J. & Brabrand, Å. 1989. Intensive whitefish exploitation: effects on population structure of whitefish Coregonus lavaretus L. and brown trout Salmo trutta L. on a mountain reservoir. Fauna norv. Ser. A. 10: 19-24.
- Sevaldrud, I. H., Muniz, I.P. & Kalvenes, S. 1980. Loss of fish populations in Southern Norway. Dynamics and magnitude of the problem. I: Drabløs, D. & Tolland, A. (eds.): Ecological impact of acid precipitation. Proc. Int. Conf., Sandefjord, Norway 1980. SNSF project. pp. 350-351.
- Strand, R. 1989. Aktuelle kalkingslokaliteter i Telemark. Fylkesmannen i Telemark, Miljøvernavdelingen. Rapport 2/89, 66 s.
- Svårdson, G. 1976. Interspecific population dominance in fish communities of Scandinavian lakes. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 55: 144-171.
- Traaen, T.S. 1976. Nedbryting av organisk materiale. Forsøk med "litterbags". SNSF-prosjekt TN 19/76, 14 s.

- Valland, N. 1976. Zooplankton som føde for sik (Coregonus lavaretus L.) i Nisservatn. Om planktoniske krepsdyr som lokaliseringsfaktor for sikens næringsvandringar. Hovedoppgave ved Institutt for Naturforvaltning, Norges Landbruks-høgskole, 84 s.
- Weatherly, N.S. 1988. Liming to mitigate acidification in freshwater ecosystems: a review of the biological consequences. Water, Air, and Soil Pollution 39: 421-437.
- Wright, R.F., Rosseland, B.O. & Raddum, G.G. 1985. Forsurings-situasjonen. I: Baalsrud, K. (red.): Kalking av surt vann - sluttrapport 1985. Kalkingsprosjektet. s. 13-22.
- Økland, J. 1969. Om forsuring av vassdrag og betydningen av surhetsgaden (pH) for fiskens næringsdyr i ferskvann. Fauna 22: 140-147.
- Økland, J. 1983. Ferskvannets verden 3: Regional økologi og miljøproblemer. Universitetsforlaget, Oslo, 189 s.
- Økland, K.A. & Kuiper, J.G.J. 1980. Småmuslinger (Sphaeriidae) i ferskvann i Norge - utbredelse, økologi og relasjon til forsuring. SNSF-prosjekt IR 61/80, 85 s.

Vedlegg 1. Temperaturvariasjon i Nisser 1975 (Fra Valland 1976).

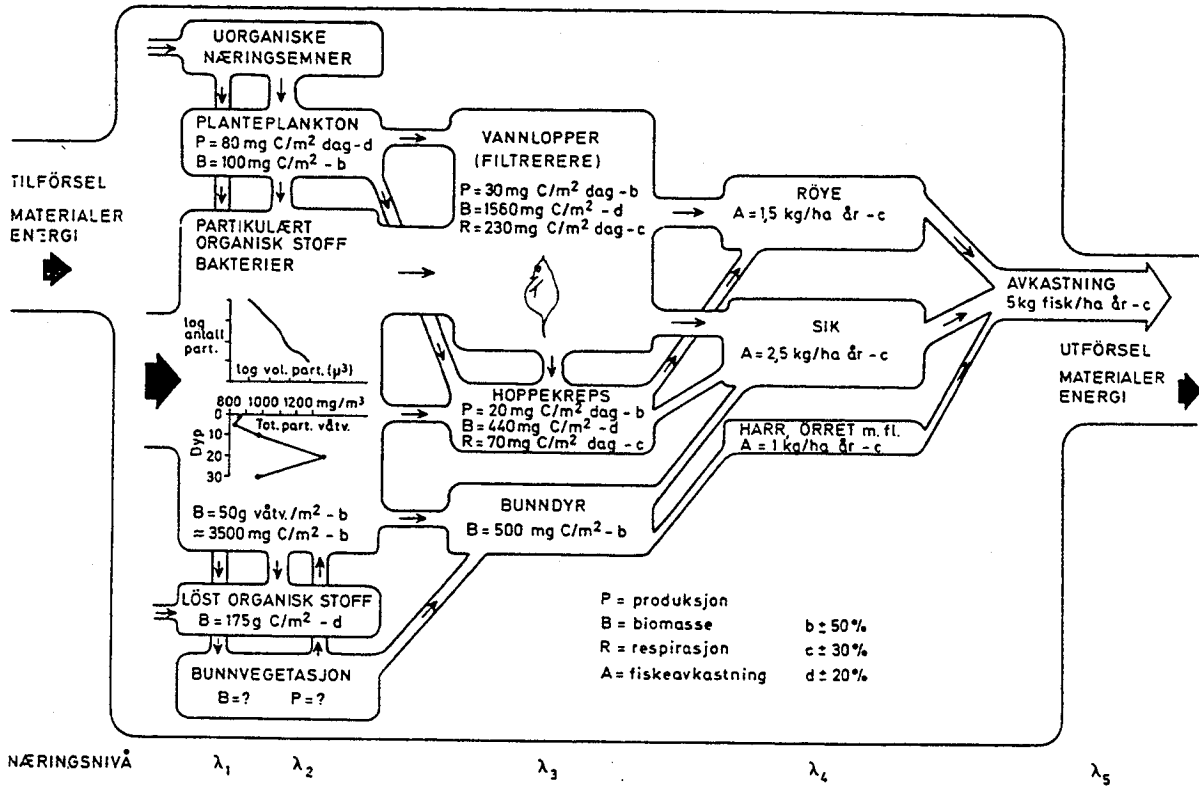


Vedlegg 2. Analyseresultater fra Nisser for 1982 (Fra Johannesen 1984). For hver prøveserie er middelerverdiene for resultatene fra dyp på 1 m, 20 m og 100 m beregnet. Årsmiddel er beregnet utfra disse seriene.

Middelerverdi (1,20,100m's dyp)	25/3	26/5	7/7	19/8	5/10	23/11	Årsmiddel
pH	5,20	5,36	5,35	5,35	(5,35) <sup>a</sup>	5,32	5,32
Ca mg/l	1,03	0,97	1,05	1,04	1,04	1,04	1,03
Mg "	0,22	0,22	0,22	0,23	0,23	0,22	0,22
Na "	0,73	0,76	0,78	0,77	0,68	0,68	0,73
K "	0,22	0,24	0,26	0,22	0,21	0,20	0,22
Al µg/l	90	80	100	(105) <sup>a</sup>	125	115	105
SO <sub>4</sub> mg/l	3,2	3,0	3,3	3,1	3,3	3,0	3,2
NO <sub>3</sub> µg/l	230	200	200	190	200	220	210
Cl mg/l	1,0	1,1	1,1	0,9	0,9	1,0	1,0
Perm. mgO/l	1,5	1,3	1,2	1,6	1,3	1,0	1,3
Alk. µekv/l	0	2	0	4	0	0	0
Kond.ms/m 25°C	-	1,69	1,76	1,76	1,68	1,73	1,72
ACl µekv/l	50	44	50	47	-	50	48

a) Estimert verdi.

Vedlegg 3. Modell av stoffomsetning og energistrøm i Sølensjøen  
5. september 1972. (Fra Langeland & Rognerud 1972).



OVERSIKT OVER UTGITTE RAPPORTER FRA LABORATORIUM FOR  
FERSKVANNSØKOLOGI OG INNLANDSFISKE (LFI), ZOOLOGISK MUSEUM,  
UNIVERSITETET I OSLO.

- 1, 1970. Mårvatn. Rapport om fiskeribiologiske undersøkelser i august 1969.
- 2, 1970. Stolsvannsmagasinet. Årsrapport om fiskeribiologiske undersøkelser sommeren 1969.
- 3, 1970. Savalen. Årsrapport om fiskeribiologiske undersøkelser sommeren 1969.
- 4, 1971. Årsrapport om fiskeribiologiske undersøkelser i Hallingdal sommeren 1970.
- 5, 1971. Fiskeribiologiske undersøkelser i Savalen 1969 og 1970.
- 6, 1971. Fiskeribiologiske undersøkelser i Steinbusjøen og Øyangen i Vang i Valdres sommeren 1970.
- 7, 1971. Innledende undersøkelser av ørret- og abborbestanden i Flyvann i Vestre Slidre. Forslag til tiltak for å øke avkastningen.
- 8, 1972. Fiskeribiologiske undersøkelser på Blefjell.
- 9, 1972. Korttidseffekten av en øket senkning av Mårvann på ørretbestanden.
- 10, 1972. Fisket i Strandavatn i Hol kommune.
- 11, 1972. Fisket i Ustevann, Sløtfjord, Nygårdsvann, Bergsmulvann og Finsevann. Forslag til beskatningsmåter.
- 12, 1972. Fiskeribiologiske undersøkelser i Feragen, Rien og Hyllingen i Sør-Trøndelag.
- 13, 1973. The effect of increased water level fluctuation upon the Brown trout population of Mårvann, a Norwegian reservoir.
- 14, 1973. Kontinuasjonsskjønn for strekningen Nomelandsmo - Byglandsfjorden. Reguleringens virkninger på fisket.
- 15, 1973. Regulering av Tronstadvann. Virkninger på fisket.
- 16, 1973. Skjønn - Ytterligere regulering av Nesvatn. Fiske.
- 17, 1974. Inventeringer av verneverdige områder i Østfold. Boksjøområdet, Berbydalen/Indre Iddefjord og Mingevatn/Vestvatn.
- 18, 1974. Dybdefordeling og ernæring hos sik, røye og ørret i Ustevann. Forslag til beskatningsmåter.
- 19, 1974. Østerdalsskjønnet - Savalen. En vurdering av regulerings virkninger på fisket ved reguleringshøyder på 3.0 og 4.7 m.
- 20, 1974. Lomen kraftverk. Virkninger på faunaen i Øystre Slidre-vassdraget. Del I. Fisk.
- 21, 1974. Oppsamlingsskjønn for Norsjø m.v. Ovenforliggende regulerings virkning på fiskebestander og utøvelsen av fisket.
- 22, 1975. Skjoldkreps, Lepidurus arcticus Pallas, i regulerte vann. I. Forekomst av egg i reguleringssonen og klekking av egg. II. Ørekyt og ørrets beiting på skjoldkrepslarver.
- 23, 1975. Fisket i regulerte vann i Hallingdal og Hemsedal. I. Flævatn/Gyrinosvatn, Vavatn, Stolsmagasinet og Bergsjø.
- 24, 1975. Fisket i Glåma på strekningen Hommelvold-Teineset. Virkninger ved utbygging av Tolga-fallene.
- 25, 1976. Østerdalsskjønnet. Glåma mellom Auma og Høyegga. Virkninger på fisket.
- 26, 1976. Utbyggingsplaner for Faslefoss kraftverk. Virkninger på fisket.
- 27, 1976. Skjønn Nisser og Fyresvatn. Ovenforliggende regulerings virkning på fisket i Nisser, Borstadvatn og Fyresvatn/Drang.
- 28, 1976. 1. Øvre- og Nedre Smådalsvatn. En limnologisk undersøkelse med hovedvekt på hydrografi, sommeren 1975. 2. Botnvegetasjonen i Øvre- og Nedre Smådalsvatn sommeren 1975. 3. Bunndyr og fiskebestander i Øvre- og Nedre Smådalsvatn. 4. Fuglefaunaen i Smådalen 1975.
- 29, 1976. Fisket i Aursunden. Forslag til drift.
- 30, 1976. Ørretbestanden i Tinnelva. Virkninger på fisket ved utbygging av fallet mellom Tinnsjøen og Årlifoss.
- 31, 1976. Fiskeundersøkelser i Straumsfjorden, Gjeddevatn, Kilevatn, Topsø og Grøssø.

- 32, 1976. Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. Del I. Bunndyr i Akerselva. Fisk i Akerselva, Sognsvannsbekken - Frognerelva, Holmenbekken-Hoffselva og Mærradalsbekken.
- 33, 1977. Fiskeundersøkelser i Tovdal. Del II. Gauslåfjorden, Herefossfjorden, Ogge og Flakksvatn.
- 34, 1978. Reguleringsundersøkelser i Nedre Heimdalsvatn. I. Dyreplankton, bunndyr og ernæring hos ørret. II. Fisk og fiske. III. Innvirkninger på fugl og pattedyr.
- 35, 1978. Skjønn Øvre Otra. Utbyggingens virkninger på fisket i magasinene.
- 36, 1978. Fiskeribiologiske undersøkelser i Øyangen, Volbufjorden og Strandefjorden, Øystre Slidre.
- 37, 1978. Fiskeribiologiske undersøkelser i Nidelva og Gjøv i Åmli, Aust-Agder.
- 38, 1978. Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. Del II. Bunndyr og fisk i Akerselva, Sognsvannsbekken- Frognerelva, Holmenbekken-Hoffselva og Mærradalsbekken 1976 og 1977.
- 39, 1978. Fiskeribiologiske undersøkelser i Numedalslågen ved Skollenborg.
- 40, 1979. Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med eutrofiering av Vansjø, Østfold.
- 41, 1979. Skjønn Laudal kraftverk. Fiskeribiologiske forhold i Mandalselva og Mannflåvatn.
- 42, 1980. Bunndyr i elver og bekker i Tovdal, Aust-Agder.
- 43, 1980. Smeland kraftverk. Fiskeribiologiske undersøkelser i Logna og Monn, Vest-Agder.
- 44, 1980. Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med reguleringsplanene for vassdragene Etna og Dokka, Oppland. I. Fisk og bunndyr i Etnsenn, Heisenn, Røssjøen, Rotvollfjorden, Sebu-Røssjøen, Dokkfløyvatn, Dokkvatn, Mjogsjøen, Synnfjorden og Garin.
- 45, 1980. Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med reguleringsplanene for vassdragene Etna og Dokka, Oppland. II. Registrering av fisk i Randsfjorden ved hjelp av hydroakustisk utstyr.
- 46, 1981. Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med reguleringsplanene for vassdragene Etna og Dokka, Oppland. III. Studier på ørret og sik i Randsfjorden og elvene Etna og Dokka.
- 47, 1981. Undersøkelse av bunndyr og fisk i Store Svarttjern og reguleringsmagasinet Øksne ved Hakavik, Eikernvassdraget, Buskerud.
- 48, 1981. Fiskeundersøkelser i Tovdal. Del III. Status for fisk i innsjøer i Tovdal og Skjeggedal, basert på litteratur.
- 49, 1981. Flytting av Nisserdam i Nidelva, Telemark. Virkninger på fisket.
- 50, 1981. Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med endret regulering av Trevatn, Oppland.
- 51, 1981. En vurdering av skader på fisket ved utvandring av fisk via tunneler fra Norsjø til Rafnes og Porsgrunn fabrikker.
- 52, 1981. Registrering av fisk i Gjersjøen ved hjelp av hydroakustisk utstyr.
- 53, 1982. Fiskeribiologiske undersøkelser av Brødbølvassdraget, Kongsvinger, Hedmark.
- 54, 1982. Reguleringsundersøkelser i Flena-vassdraget, Hedmark fylke. I. Fisk og bunndyr. II. Hydrografi og dyreplankton.
- 55, 1983. Fiskeribiologiske undersøkelser i Lærdalselva, Sogn og Fjordane. Studier på laks- og ørretunger i 1980 og 1981.
- 56, 1983. Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med planer om bygging av Hekni kraftverk, Aust-Agder, Del. 1. Fisk.
- 57, 1983. Fiskeribiologiske undersøkelser i Landefoss, Numedalslågen.
- 58, 1983. Rutineovervåking i Farris-Siljanvassdraget 1982. Fagrapport om bunndyr.
- 59, 1983. Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med planer om en overføring av Heistadvassdraget til Hovvatn, Aust-Agder. I. Fisk og bunndyr. II. Hydrografi og dyreplankton.
- 60, 1983. Fiskeribiologiske undersøkelser i innsjøene Leirungsvatn, Råkvatn, Utletjønnene og i Finna elv, Oppland.

- 61, 1983. Biologisk undersøkelse av Mari-dalsvannet, Oslo kommune.
- 62, 1983. Fiskeribiologiske undersøkelser i Skasenvassdraget, Hedmark.
- 63, 1984. Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. Del III. Bunndyr og fisk i Ljanselva.
- 64, 1984. Fiskeundersøkelser i Tovdal. Del IV. En vurdering av den lakseførende del av Tovdalselva.
- 65, 1984. Registrering av fiskebestanden i V'attern med hydroakustisk utstyr.
- 66, 1984. Reguleringsundersøkelser i Skafsåvassdraget, Telemark fylke. I. Fisk og bunndyr. II. Hydrografi og dyreplankton.
- 67, 1984. Fiskeribiologiske undersøkelser i Kosånassdraget i Aust- og Vest-Agder.
- 68, 1984. Fiskeribiologiske undersøkelser i Eidsfossen, Begna elv, Oppland.
- 69, 1984. Fiskeribiologiske undersøkelser i Svartangen og Dalelva i Lardal, Vestfold.
- 70, 1984. Fauna i elver og bekker innen Oslo kommune. Del IV. Bunndyr og fisk i Loelva.
- 71, 1985. Reguleringsundersøkelser i Søkkundavassdraget, Hedmark fylke. I. Fisk og bunndyr. II. Hydrografi og dyreplankton.
- 72, 1985. Kanalisering nedstrøms Bingsfoss kraftverk i Glomma (Akershus): En fiskeribiologisk vurdering av virkningene på fisk og utøvelsen av fisket.
- 73, 1985. Undersøkelser i Drammenselva 1982-1984
- 74, 1985. Sundheimselva kraftverk, Vestre Slidre, Oppland. En vurdering av de fiskeribiologiske forhold og virkninger på fisk og næringsdyr i berørte innsjøer og elvestrekninger.
- 75, 1985. Haukrei kraftverk. Fiskeribiologiske undersøkelser i Finndølavassdraget, Telemark fylke.
- 76, 1985. Fiskeribiologiske undersøkelser i Sandgrovvatna, Møre og Romsdal.
- 77, 1985. Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. Del V. Bunndyr og fisk i Akerselva.
- 78, 1985. Minstevannføringer i Øystre Slidre-vassdraget: Virkninger på bunndyr, driv og fisk i forbindelse med overføring av vann fra Øyangen til Lomen kraftverk.
- 79, 1985. Randsfjorden: Undersøkelse og vurdering av fiskeribiologiske forhold.
- 80, 1985. Hydroakustisk registrering av fisk i V'anern og Hjalmaren.
- 81, 1985. Skjønn Trollheimen kraftverk. Undersøkelser av laks og ørret i Surna i 1984.
- 82, 1986. Utbyggingsplaner for Kilå-vassdraget, Telemark. En vurdering av de fiskeribiologiske forhold og virkninger på bunndyr og fisk.
- 83, 1986. Bygging av Skarg kraftverk og ytterlige overføringer til Brokke kraftverk, Aust-Agder. Hydrografi og bunndyr i sidevassdragene til Otra.
- 84, 1986. Temperaturøkning nedstrøms kraftverk: Virkning på utviklingstid av sikrogn. Eksperimentelle studier.
- 85, 1986. Skjønn Ulla-Førre. Fiskeribiologiske undersøkelser i Suldalslågen. I. Lengdefordeling, vekst og tetthet av laks- og ørretunger i Suldalslågen, Rogaland i perioden 1976 til 1985.
- 86, 1986. Brukerundersøkelse av sportsfiske i Numedalslågen ved Skollenborg, Buskerud Fylke.
- 87, 1986. Hydroakustisk registrering av fisk i Storsjøen, J'amtland.
- 88, 1986. Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. Del VI. Bunndyr og fisk i Lysakerelva.
- 89, 1986. Fish distribution and density investigated by quantitative echosounding - Some ecological aspects of the fish fauna in three Portuguese reservoirs.
- 90, 1986. Tilslamming og redusert siktedyp i Ringedalsmagasinet: Virkninger på habitatbruk, næringsopptak og kondisjon hos pelagisk aure.
- 91, 1986. Skjønn Borgund kraftverk. II. Lengdefordeling, vekst og tetthet hos laks og ørretunger i Lærdalselva, Sogn og Fjordane i perioden 1980 til 1986.
- 92, 1986. Fiskedød i Akerselva. Bruk av bunndyr og fisk for lokalisering av kilde for giftutslipp.
- 93, 1986. Flomsikring i Sandvikselva. En vurdering av konsekvenser for fisk og utøvelsen av fisket.
- 94, 1987. Lokalisering av kilde for fiske-død i Akerselva, desember 1986.



- 95, 1987. Biologiske undersøkelser i forbindelse med reguleringsplanene for Moksavassdraget i Øyer, Oppland fylke. I. Bunndyr og fisk.
- 96, 1987. Tiltaksanalyse for Mjøsa -Endring av fiskebestand.
- 97, 1987. Bunndyrundersøkelser i Kjelavassdraget, Telemark: En vurdering av minstevannføring og forurensningsbelastning.
- 98, 1987. Skjønn Borgund kraftverk. Del III. En vurdering av fiskeutsetting i Lærdalselva, Sogn og Fjordane ovenfor Skjurhaugsfoss.
- 99, 1987. Undersøkelser av bunndyr og fisk Flya mellom Veslevatn og Tisleifjorden, Oppland/Buskerud.
- 100, 1988. Gjengedalsvassdraget, Sogn og Fjordane. En konsekvensvurdering av reguleringsvirkninger på laks og ørret.
- 101, 1988. Fiskeribiologiske undersøkelser i Slidrefjorden, Oppland fylke. Vurdering av tilslag på settefisk.
- 102, 1988. Feeding behaviour and habitat shift in allopatric and sympatric populations of brown trout (Salmo trutta L.): Effects of water level fluctuations versus interspecific competition.
- 103, 1988. Modum-prosjektet: Undersøkelse av fisk, bunndyr og driv i Snarumselva og Drammenselva, Buskerud fylke, i forbindelse med endret regulering.
- 104, 1988. Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med overføringer til Napetjern kraftverk, Telemark fylke
- 105, 1988. Faunanen i elver og bekker innen Oslo kommune. VII. Bunndyr og fisk i Sognsvannsbekken og Frognerelva.
- 106, 1988. Faunanen i elver og bekker innen Oslo kommune. VIII. Bunndyr og fisk i Holmenbekken og Hoffselva.
- 107, 1988. Langtidsutvikling av radiocesium i høyfjellsøkosystemet Øvre Heimdalsvatn.
- 108, 1988. Bruk av bunndyr i vassdragsovervåking med vekt på organisk forurensning i rennende vann.
- 109, 1988. The biology and population dynamics of Gammarus lacustris in relation to the introduction of minnows, Phoxinus phoxinus, into Øvre Heimdalsvatn, a Norwegian subalpine lake.
- 110, 1989. Overføring av Flisa til Osensjøen, Hedmark; Undersøkelser av konsekvenser for bunndyr og fisk.
- 111, 1989. Konesjonsbetingede undersøkelser i Dokkavassdraget: Bunndyr, tetthet av ørretunger og livssyklusstudier av strømsik, Oppland Fylke.
- 112, 1989. Faunanen i elver og bekker innen Oslo kommune. IV. Bunndyr og fisk i Mærradalsbekken.
- 113, 1989. Fiskeribiologiske undersøkelser i Suldalslågen, Rogaland.
- 114, 1989. Fiskeribiologiske undersøkelser i Nedre Otra med Kilefjorden, Gåseflåfjorden og Venneslafjorden.
- 115, 1989. Bestrandsstruktur hos ørret (Salmo trutta) i Eidisvatn, Færøyene.
- 116, 1989. Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. Del XI. Bunndyr og fisk i Ljanselva 1987 og 1988.
- 117, 1989. Forsknings- og referansevasdrag. Metodikk for fysisk elvebeskrivelse og innsamling av biologiske habitatdata.
- 118, 1989. En vurdering av naturlig rekruttering ovenfor Sjurhaugfoss i Lærdalselva, Sogn og Fjordane.
- 119, 1990. En vurdering av storørrestammene i Hurdalssjøen og Vorm/Glomma i Akershus.
- 120, 1990. Vannbruksplanlegging: Fisk og bunndyr i Liervassdraget.
- 121, 1990. Fornyet konsesjon for Kongsfjord kraftverk. Vurdering av reguleringsvirkninger på laks, røye og ørretunger i Kongsfjordelva, Finnmark, og forslag til ny manøvrering.
- 122, 1990. Effekter på bunndyr og fisk ved en eventuell senking av Totak i Telemark.
- 123, 1990. Småmuslinger i norske vann og vassdrag - lokaliteter og miljøforhold.
- 124, 1990. Bunndyrundersøkelser i forbindelse med kalking av innsjøer og tjern på Romeriksåsene.
- 125, 1991. En konsekvensvurdering av reguleringsvirkninger på laks og ørret i Gjengedalsvassdraget, Sogn og Fjordane. II. Lengdefordeling, vekst, tetthet og habitatvalg hos laks og ørretunger.
- 126, 1991. Ørekyt i Lærdalselva, Sogn og Fjordane. Utbredelse og forslag til tiltak.

- 127, 1991. Bunndyr og plankton i de gruvepåvirkete  
Visnesvatna på Karmøy, Rogaland.
- 128, 1991. Faunanen i elver og bekker innen Oslo  
kommune. XI. Bunndyr og fisk i Loelva  
1988 og 1989.
- 129, 1991. Hovedflyplass på Gardermoen:  
En fiskeribiologisk konsekvensvurdering.
- 130, 1991. Ørekyt: En litteraturoversikt om  
økologi og utbredelse i Norge.
- 131, 1991. Vassdragssimulator.  
Økologiske data på fisk og bunndyr.
- 132, 1992. Vassdragssimulator.  
Modeller for rennende vann.
- 133, 1992. Status og framtid for fisk i  
Nedre Leira, Skedsmo kommune.
- 134, 1992. Planlagt kalkning av Nisser:  
En fiskeribiologisk vurdering av tiltaket.