

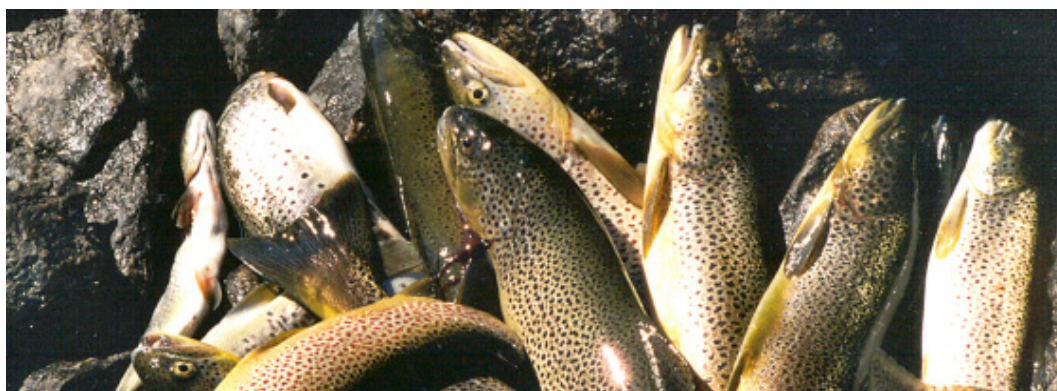
NIVA



RAPPORT LNR 4712-2003

Ørreten på Hardangervidda

Næringsnett, kvikksølvinnhold,
ørekytespredning og
klimavariasjoner - følger for fiske
og forvaltning



Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internet: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5005 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-niva

9296 Tromsø
Telefon (47) 77 75 03 00
Telefax (47) 77 75 03 01

Tittel Ørreten på Hardangervidda. Næringsnett, kvikksølvinnhold, ørekytespredning og klimavariasjoner – følger for fiske og forvaltning	Løpenr. (for bestilling) 4712-2003	Dato november 2003
	Prosjektnr. Undernr. 21960	Sider Pris 68
Forfatter(e) Sigurd Rognerud (NIVA), Reidar Borgstrøm (NLH), Tore Qvenild (Fylkesmannen i Hedmark, miljøvernavdelingen) og Åsmund Tysse (Fylkesmannen i Buskerud, miljøvernavdelingen).	Fagområde limnologi	Distribusjon
	Geografisk område Sør-Norge	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Direktoratet for Naturforvaltning, EBL-Kompetanse, Statskog SF, Statkraft SF, Fylkesmannen i Telemark, Fjellstyrene i Odda og Eidfjord, Eidfjord kommune og IS Laagefjeld.	Oppdragsreferanse Steinar Sandøy (DN)
---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	------------------------------------------

Sammendrag

Rapporten omhandler fiskeribiologiske forhold, konsentrasjoner av kvikksølv i fisk, ørekytas utbredelse og studier av næringskjeder i innsjøer på Hardangervidda i perioden 2000 til 2002. Resultatene av denne og tidligere undersøkelser av ørretbestandene på Hardangervidda er sammenholdt med klimavariasjoner gjennom de siste 100 år. Konsentrasjonene av kvikksølv i ørret var lavere enn den grensen myndighetene har satt for omsetning av fisk, og det er ikke nødvendig med kostholdsråd for fisk fanget til eget konsum. Ørekyt har spredt seg til stadig nye vassdrag, og den har stor innvirkning på ørretbestandene i uregulerte innsjøer, men mindre i regulerte innsjøer. Påvekstlanger var dominerende energikilde for fiskens næringskjede i alle innsjøene, unntatt i det sterkt regulerte Sysenvatn der planktonalger var viktigst. Snømengdene på våren påvirker produksjonssesongens lengde og derved fiskens tilvekst på Vestvidda. I Viddas sentrale og østlige innsjøer betyr snømengden mindre enn temperaturen i produksjonssesongen for tilveksten. Variasjonen i temperaturen i innsjøene i sommerperioden var hovedsakelig styrt av variasjonen i lufttemperaturen. Variasjoner i klimatiske faktorer ga derfor et viktig bidrag til å forklare de store variasjonene i årsklassestyrke og dermed i fisket, som er beskrevet i tidligere tider og som vi har observert de siste årene.

Fire norske emneord 1. Næringsnett 2. Kvikksølv i fisk 3. Ørret og ørekyt 4. Effekter av klimavariasjoner på bestandene	Fire engelske emneord 1. Food web 2. Mercury in fish 3. Brown trout and minnow 4. Effects of climate variability on fish populations
-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

Sigurd Rognerud
Prosjektleder

Brit Lisa Skjelkvåle
Forskningsleder

Nils Roar Sælthun
Forskningsdirektør

ISBN 82-577-4382-8

Ørreten på Hardangervidda

Næringsnett, kvikksølvinnhold, ørekytespredning og klimavariasjoner
- følger for fiske og forvaltning

”Med garnfiske gikk det framleis kleint, enda det satte inn med haustver. Etter gamle merke skulde det verta mer ”gang” i auren når nettene myrkna og veret slo um – men då må det vera att fisk som kan ”gå”...Stormen kom i tette snjokavar. Sume dagar sto skumsprøytet yver holmar og skjær. Og i pålandsvinden slo bylgjone langt inn yver land, ein kunde ikkje fylla vatn på kaffikjelen utan å binde honom til toppen av ei fisketroe og lutra seg i livd for ein stein.....Været var dårlig, fisket var dårlig, ”det var låke tider, dei verste eg kan hugsa”.

Sitater fra Lars Vivelid (1977) om fisket i Nordmannslågen i 1920-åra. Da var sju av ti somre betydelig kaldere enn normalt.

”Skaupsjøen har fra gammel tid vært kjent som et ualminnelig rikt fiskevann. ”Hadde du den fisken so ha vore tekje upp der” er omkvedet når en snakker om Skaupsjøen. Sammen med noen sambygdinger hadde jeg leid Skaupsjøen, hvor jeg aldri før har fisket..... Været var hardt som det er på Vidda når vestlandsvinden får makten. Det regnet og stormet i de dagene vi var der, så det ofte var uråd å komme utpå med båten. Vi er langt vest, der Østland og Vestland møtes.... Det viste seg snart at vi måtte oppgi å få fisk på krok. I denne kalde og regnfulle sommeren ville den ikke ta hverken flue mark eller sluk. Været var den rimeligste forklaringen på dette. Men garnfisket gikk sin gang med hard roing i motvind og øsregn, med garngreiing med valne fingrer, med kalde føtter og gjennomvåte klær.”

Johannes Dahl (1944) om sine opplevelser på Skaupsjøen i 1944. Siden den tid har det vært en generell forbedring i været, men invasjonen av ørekyt på 1980 tallet har nesten ødelagt det gode fisket.

Forord

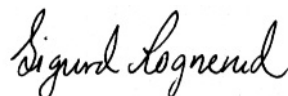
Rapporten omhandler fiskeribiologiske forhold, konsentrasjoner av kvikksølv i fisk, ørekytas utbredelse og studier av næringskjedene i innsjøer på Hardangervidda i perioden 2000 til 2002. Resultatene av denne og tidligere undersøkelser av ørretbestandene på Hardangervidda er sammenholdt med klimavariasjoner gjennom de siste 100 år.

Det er undersøkt 14 innsjøer på Hardangervidda. I undersøkelsen av næringskjeden og kvikksølvkonsentrasjoner i fisk har vi inkludert resultatene fra 7 ørretsjøer (2 med ørekyt) fra Nord-Hedmark. Dette ble gjort fordi disse innsjøene var grunne, hadde tilnærmet lik vannkvalitet og den samme strukturen i næringskjeden som innsjøene på Hardangervidda. 4 av innsjøene på Hardangervidda og 3 av innsjøene i Nord-Hedmark er regulert.

NIVA initierte dette som et forskningsprosjekt i 2000 og det er finansiert av flere parter. Direktoratet for Naturforvaltning (DN) har finansiert nær halvparten. Resten er fordelt på EBL-Kompetanse, Statskog SF, Statkraft SF, Fylkesmannen i Telemark, Eidfjord Kommune, Eidfjord Fjellstyre, Odda Fjellstyre, Ullensvang Fjellstyre og NIVA. Interessentskapet Laagefjeld har bidratt til å finansiere flytransport til de nedre sjøene i Kvenna. En stor takk til finansisørene som fattet interesse for forskningsprosjektet.

Fisk fra noen av innsjøene ble innkjøpt. Dette gjelder Dragøyfjorden (Herman Stakseng), Halnefjorden og Skaupsjøen (Anders Vaksdal), Sysenvatn (Leiulf Garen), Mårvatn og Kalhovdmagasinet i 2001 (Tore Fehn) og Nordmannslågen (Sylfest Leiungen). Anders Hobæk (NIVA) har bidratt med opplysninger om utbredelsen av den pigmenterte vannloppen, *Daphnia umbra*, på Hardangervidda. Fangstdata fra Skjerja er opptegnet av Geilo jeger- og fiskerforening som også deltok ved prøvefisket. Opplysninger om forekomster av ørekyt er gitt av Roger Strøm Andersen, Jon Atle Eie, Anders Vaksdal, Gunnar Elnan og Tore Wiers. Primærdata om klima er stilt til rådighet av Meteorologisk institutts forskningsavdeling (met.no) ved Øyvind Nordli, Ole Einar Tveito og Inger Hanssen-Bauer Snødybder er stilt til rådighet av AS Tyssefaldene, Norsk Hydro og Statkraft SF. Data om nedbørfeltareal og avrenning er hentet fra NVEs Reginebase. Analysene av kvikksølv i fisk og vannkvalitet ble utført ved NIVAs laboratorium i Oslo. Analysene av stabile isotoper ble utført på Institutt for energiteknikk (IFE) på Kjeller. Aldersbestemmelsene av ørret er utført av Reidar Borgstrøm, med unntak av fisk fra Bjornesfjorden som er aldersbestemt av Åsmund Tysse. Jon Museth (Høgskolen i Hedmark) har bestemt alderen på ørekyt. Den øvrige innsamling av fisk og næringsdyr er gjort av forfatterene. Alle som har bidratt i prosjektet takkes for innsatsen.

Ottestad, november 2003



Sigurd Rognerud

Innhold

Sammendrag	5
1. INNLEDNING	6
2. MATERIALE OG METODER	8
2.1 Undersøkte innsjøer og tidspunkt for prøvetakning.	8
2.2 Morfometri og reguleringer	8
2.3 Geologi og vannkvalitet	9
2.4 Innsamling av biologiske prøver	10
2.5 Målinger av snødyb og vanntemperaturer	10
2.6 Meteorologiske data	10
2.7 Analyse av stabile isotoper	11
2.8 Litt om stabile isotoper	12
2.9 Kvikksølvanalyser	12
2.10 Fiskeribiologiske undersøkelser	12
3. INNSJØENE OG FISKERIBIOLOGISKE FORHOLD	14
3.1 Ørekytas spredning og innvirkning på ørretbestandene	14
3.2 Snømengdens innvirkning på ørretens rekruttering og årsklassestyrke	17
3.3 Snømengdens innvirkning på ørretens tilvekst	18
3.4 Ernæringsforhold	18
3.5 Fiskets innvirkning på bestandsforholdene	19
4. Klimavariasjoner og snøforhold	22
5. Kvikksølv og stabile isotoper	30
5.1 Kvikksølvkonsentrasjoner i fisk	30
5.2 Kvikksølvkonsentrasjoner i ørekyt	31
5.3 Stabile isotoper i næringsdyr og fisk	32
5.4 Kvikksølv og stabile isotoper	36
6. DISKUSJON	38
6.1 Kvikksølv i fisk og faktorer som påvirker konsentrasjonene	38
6.2 Næringsnett indikert ved stabile isotoper	39
6.3 Spredning av ørekyt og konsekvenser for lokal forvaltning	45
6.4 Betydningen av klimavariasjoner for fisken og fisket	46
6.5 Fiskets innvirkning på bestandsstrukturen	55
6.6 Klimascenarier for Hardangervidda og konsekvenser for fisk, næringsdyr og forvaltning.	57
7. REFERANSER	59

Sammendrag

Rapporten omhandler fiskeribiologiske forhold, konsentrasjoner av kvikksølv i fisk, ørekytas utbredelse og studier av næringskjedene i innsjøer på Hardangervidda i perioden 2000 til 2002. Resultatene av denne og tidligere undersøkelser av ørretbestandene på Hardangervidda er sammenholdt med klimavariasjoner gjennom de siste 100 år.

Konsentrasjonene av kvikksølv i ørret på Hardangervidda var lavere enn grenseverdien myndighetene har satt for omsetning av fisk som benyttes ofte i kostholdet. Med bakgrunn i de lave verdiene er det heller ikke grunn til å gi kostholdsråd for fisk fanget til eget konsum. Ørekyt har spredt seg til stadig nye vassdrag på Vidda og arten har redusert næringstilgangen, avkastningen og rekrutteringen av ørret betydelig i grunne uregulerte innsjøer. I innjøer med tett bestand av ørekyt, slik som i Skaupsjøen inngår ørekyt i vesentlig grad i ørretens diett. Dette ekstra leddet i næringskjeden førte til høyere konsentrasjoner av kvikksølv i ørret (opp mot grenseverdiene for omsetning) enn i de andre innsjøene der ørreten lever av krepsdyr, snegl, muslinger og insekter. I regulerte innsjøer var betydningen av ørekyt for ørretbestanden mindre enn i uregulerte innsjøer. En videre spredning av ørekyt til de grunne innsjøene på Viddas sentrale områder vil ha dramatiske følger for ørretbestandene, og dessuten bidra til å øke konsentrasjonene av miljøgifter som kvikksølv.

Bruk av stabile isotoper har vist at ørretens næringsnett er svært avhengig av påvekstalgens produksjon. Hardangerviddas innsjøer er grunne og klare. Lystilgangen er god ned til bunnen i de aller fleste innsjøer. Dette gir optimale forhold for påvekstalgene som vokser på steiner, planterester, sedimenter og levende planter som moser og kransalger. Påvekstalger er lett assimilert næring for de viktigste næringsdyrene som marflo, skjoldkreps, linsekrepssnegl, og insektlarver. Alle ytre faktorer som kan påvirke påvekstalgens vekstvilkår vil derfor ha betydning for ørretens produksjonspotensial. I det betydelig regulerte Sysenvatn var de planktoniske krepsdyrene *Daphnia umbra* og *Bythotrephes longimanus* dominerende energikilde for ørret. Linsekrepssneglens betydning som matkilde var større i regulerte innsjøer enn i uregulerte. Analyser av stabile isotoper og mageinnhold viste at ørretens matvaner er variert, men at marflo og skjoldkreps er spesielt viktig i de fleste innsjøene. Isotopanalysene indikerer at kannibalisme er vanligere enn det mageanalyser kan vise.

Variasjonene i klima på Hardangervidda bidrar til å forklare mange av de store svingningene i fisket som er beskrevet i tidligere tider, og som vi også har observert de siste årene. Med bakgrunn i gjennomgangen av det vi nå vet om årsakene til de store bestandssvingningene synes de klimatiske forholdene å være overstyrende. De forklarer på en god måte variasjoner i årsklassestyrke og hva disse betyr for fisket. I de tynne bestandene der gyte- og oppvekstarealene er små, vil klimatiske forhold ha en overstyrende effekt på rekrutteringen gjennom yngelens overlevelse og tilvekst, mens gytebestandens størrelse ser ut til å ha mindre betydning. Etter en lengre periode med dårlige klimaforhold og svak rekruttering vil en årsklasse som slår til, kunne bli svært sterk og prege fisket gjennom mange år. Når en sterk årsklasse følges av gunstige klimatiske forhold, vil tilvekst og avkastning kunne bli svært bra så lenge denne årsklassen dominerer i fisket. I tettere bestander med gode gyte- og oppvekstforhold kan sterke årsklasser føre til vekststagnasjon og slankere fisk av dårligere kvalitet. Perioder med ugunstige klimatiske forhold vil kunne forsterke denne effekten. I bestander med lav tetthet vil vekstpotensialet kunne nyttes fullt ut i gunstige somre da de ikke influeres av bestandstettheten. 1997-årsklassen er sterk over store deler av Vidda. Dersom produksjonsforholdene i årene som kommer blir gode (tidlig isløsning, varme somre og høst) vil dette kunne gi et svært godt fiske. I en del lokaliteter (bl.a. Mårvatn og de nedre innsjøene i Kvennavassdraget) vil 1997-årsklassen kunne gi overbefolkning forsterket av andre bestandsregulerende faktorer som lite innslag av stor fisk. Hvis produksjonsforholdene blir dårlige (mye snø, sein isløsning, kjølige somre og høst) vil dette kunne forsterkes.

1. INNLEDNING

Hardangervidda er et av landets rikeste ørretdistrikter med en betydelig produksjon av kvalitetsfisk. Det foregår et utstrakt sportsfiske og i enkelte vann er det også kommersielle fiskerier. I den nye forvaltningsplanen for Hardangervidda heter det at: "Næringsmessig hausting av ressursane aure og villrein som grunnlag for verdiskaping i bygdene rundt Vidda, skal prioriterast framfor hausting for rekreasjon" (Fylkesmennene i Buskerud, Hordaland og Telemark 2000). I forvaltningsplanen er det også understreket betydningen av "å vurdere mogelege konsekvensar for Hardangervidda som følge av klimaendringar".

Ørret er dominerende fiskeart på Hardangervidda, men ørekyt er spredt til stadig flere vann. Den høye produksjonen av ørret skyldes i hovedsak en god vannkvalitet, grunne innsjøer og gode bestander av store næringsdyr som skjoldkrepser og marflo. I slike omgivelser er spredningen av ørekyt en trussel for ørreten i første rekke som næringskonkurrent. Ørekyt finnes i dag nær vannskillene til sentrale nedbørfelt som dekker store deler av høyfjellsplatået, og en videre spredning kan ha store negative følger for fisket i mange av de grunne og produktive innsjøene og elvene.

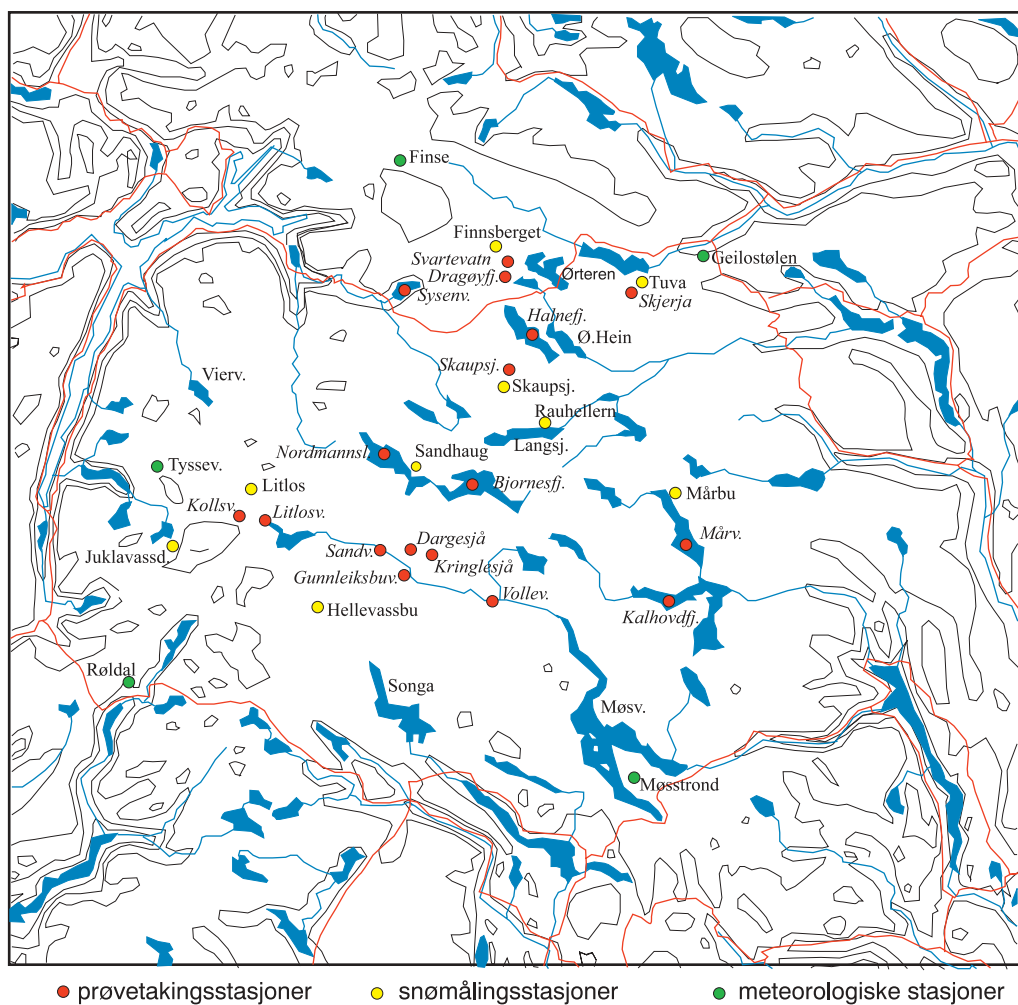
Produksjonen av fisk på Hardangervidda er også avhengig av vekstsesongens lengde, sommer-temperaturene og gytebekkenes beskaffenhet (Borgstrøm 2001, Borgstrøm and Museth 2002). Vestlandsklimaet har stor betydning for Hardangervidda. De siste 20 årene har årsnedbøren i denne regionen vært betydelig høyere enn i normalen (1961-1990), og en vesentlig del av denne økningen skyldtes økt vinternedbør (Hanssen-Bauer og Førland 1998). Generelt har dette ført til økte snømengder, sen isgang i innsjøene og kortere produksjonsesong på vestlige deler av Vidda (Borgstrøm 2001). I de østligste delene, som ligger i regnskyggen, har endringene vært betydelig mindre. Nedbørscenariet for de kommende 50 år tyder på at maksima av samme størrelse som det siste tiåret vil opptre hyppigere. Maksimumsverdiene ser imidlertid ikke ut til å bli særlig høyere, mens minimumsverdiene ser ut til å ligge godt over det som har vært observert de siste 100 årene (Hanssen-Bauer et al. 2001). Utviklingen i klimaforholdene vil ha stor betydning for produksjon av fisk på Hardangervidda.

Ved forvaltning av ørret i fjellet er det viktig å ha en god forståelse av energistrømmen fra primærprodusenter til fisk, bestandenes struktur og rekruttering. Fiskeribiologiske undersøkelser har tradisjonelt basert sin vurdering av næringsgrunnlaget for fisk på mageanalyser. Mageanalyser viser øyeblikksbilder og de gir ikke nødvendigvis informasjon om hva som energetisk sett er de viktigste næringsdyrene for fisk (Vander Zanden and Rasmussen 1999). Dessuten kan de ikke vise hvilke primærprodusenter som er avgjørende for energistrømmen i næringskjeden. Nye metoder som utnytter forholdet mellom stabile karbon- og nitrogenisotoper ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$) har gjort det mulig å fremskaffe tidsintegrert informasjon om næringsrelasjoner og energistrøm i næringskjeden (Vander Zanden and Vadeboncoeur 2002). Stabile karbonisotoper gjør det mulig å kvantifisere betydningen av ulike primærprodusenter, og stabile nitrogenisotoper gir et kontinuerlig mål på dyrenes trofiske posisjon (plass i næringskjeden). Det siste er ikke minst viktig da ørret har et variert næringsvalg med stor individuell variasjon. Bruk av stabile isotoper gjør det bl.a mulig å identifisere graden av kannibalisme i bestandene. Kannibalisme kan ha viktig regulerende virkning på bestandene, og er følgelig også av stor forvaltningsmessig betydning. Videre er metoden egnet til å indikere betydningen av ørekyt både som næringskonkurrent og førfisk for ørret.

Næringskjedenes lengde har stor betydning for konsentrasjonene av biomagnifiserbare miljøgifter som kvikksølv (Rognerud og Fjeld 2002). Dessuten er fiskens egnethet som matressurs avhengig av kvikksølvnivåene. Det er satt klare grenser for omsetning av fisk, og kvikksølvnivåene gir grunnlag for kostholdsråd når det gjelder konsum av fisk til eget forbruk.

Hensikten med undersøkelsen er å: i) klarlegge energistrøm og trofisk posisjon av dyr i næringskjeden i regulerte og uregulerte innsjøer, ii) kartlegge kvikksølvnivået i fisk, iii) vurdere betydningen av ørekyt for øretens ernæring og dens innhold av kvikksølv, iv) vurdere klimavariasjoners betydning for avkastning og rekruttering av øret både ut fra historiske beskrivelser og data innhentet i denne undersøkelsen, v) vurdere forvaltning av øretbestandene på bakgrunn av erfaringene fra de fire ovennevnte punktene, fangststatistikker og prøvefiske fra et utvalg av innsjøene.

For å få et bredere vurderingsgrunnlag er også resultater fra en tilsvarende undersøkelse i Nord-Hedmarks fjelltrakter tatt med i databehandlingen (Rognerud og Qvenild 2002). Dette for å gi undersøkelsen en større generalitet, spesielt med hensyn til reguleringenes effekt på næringskjeden og kvikksølvnivået i fisk. Det er undersøkt innsjøer fra ulike deler av Hardangervidda, og klimadata (inklusive snødyb) er hentet fra flere målestasjoner (Fig.1)



Figur 1. Oversikt over de undersøkte lokalitetene på Hardangervidda og stasjoner for måling av snødybde, nedbør og temperatur.

2. MATERIALE OG METODER

2.1 Undersøkte innsjøer og tidspunkt for prøvetakning.

Det ble undersøkt 14 innsjøer på Hardangervidda i dette prosjektet. I tillegg er resultatene fra 7 innsjøer i fjellområdene i Nord-Hedmark tatt med i databehandlingen (Rognerud og Qvenild 2002). I alle innsjøene har forfatterne utført prøvafiske med unntak av Halnefjorden, Sysenvatn, Nordmannslågen og Skaupsjøen hvor fisk er innkjøpt av lokale fiskere (se forordet). I tillegg til eget prøvafiske i Mårvatn, Kalhovdfjorden og Dragøyfjorden ble det også kjøpt inn noe supplerende fisk fra disse sjøene (se forordet). I alle innsjøene har forfatterne stått for innsamling av næringsdyr. Dette ble i hovedsak gjort i forbindelse med prøvafisken. De fire innsjøene hvor kun innkjøpt fisk ble analysert ble næringsdyrene innsamlet i august 2002.

Fisk fra innsjøene på Hardangervidda, som ble undersøkt med hensyn på alder, lengde, vekt, kjønn og mageinnhold, samt analysert med hensyn på kvikksølv og stabile isotoper, ble innsamlet ved følgende tidspunkt: Bjornesfjorden (28.08.00 og 17.08.02), Dragøyfjorden (20.08.00 og 02.08.01), Kalhovdfjorden (01.09.01 og 05.09.02), Mårvatn (01.09.00 og 05.09.02). For disse sjøene ble næringsdyrene innsamlet ved sistnevnte dato. Gunnleiksbuvatn (13.08.01), Halnefjorden (15.08.00), Kollsvatn (28.07.01), Litlosvatn (27.07.01), Nordmannslågen (15.08.01), Sandvatn (14.08.01), Skaupsjøen (15.08.01), Sysenvatn (05.09.01), Skjerja (03.07.02) og Vollevatn (15.07.02). Fisk fra innsjøene i Nord-Hedmark ble innsamlet ved følgende tidspunkt: Elgsjøen (05.09.01), Fjellsjøen (19.06.01), Forelsjøen (30.08.01), Fundin (15.08.00 og 08.09.01), Gjersjøen (05.10.01), Marsjøen (29.06.02) og Sandtjønn (30.06.02).

2.2 Morfometri og reguleringer

Beskrivelse av innsjøene og vannkvalitet

Undersøkelsen på Hardangervidda omfatter 14 innsjøer hvorav Kollsvatn, Litlosvatn, Sandvatn, Gunnleiksbuvatn og Vollevatn ligger i Kvennavassdraget. Dragøyfjorden, Skaupsjøen, Halnefjorden, Nordmannslågen, Bjornesfjorden ligger i Lågenassdraget. Skjerja drenerer til Hallingdalsvassdraget. Sysenvatn renner vestover til Bjoreia, mens Mårvatn og Kalhovdmagasinet tilhører Telemarkvassdraget (Fig.1). Innsjøene i Nord-Hedmark ligger i nedbørfeltene til Gaula og Glåma.

De morfometriske beregningene er basert på dybdekart og vanntilførsel på bakgrunn av NVEs beregninger. I prosjektet er det foretatt dybderegistreringer ved hjelp av ekkolodd i Sandvatn, Gunnleiksbuvatn, Vollevatn, Skjerja, samt for Marsjøen og Sandtjøerna i Nord-Hedmark. Dybdekart foreligger fra Kollsvatn (Pedersen og Scobie 1990), Litlosvatn (Simonsen og Valderhaug 1994), og Dragøyfjorden (Fjellheim et al. 2003), samt Fjellsjøen, Forelsjøen og Gjersjøen (Rognerud og Qvenild 2002). I en del sjøer er dybdeforholdene vurdert ut fra følgende kilder: Nordmannslågen (Huitfeldt-Kaas 1911, Wiers pers. medd.), Bjornesfjorden (Huitfeldt-Kaas 1911, Odd Enerstvedt pers. medd.), Skaupsjøen (egne målinger og Anders Vaksdal, pers. medd.), Halnefjorden (egne målinger). Elgsjøen og Fundin er regulert henholdsvis 5,3 og 11 m, og det finnes ikke dybdekart over annet enn regulering-sonen. For disse sjøene har vi estimert maksimal dyp ved å forlenge bathygrafisk kurve i regulering-sonene til største dyp. Det samme er gjort for Sysenvatn (med bakgrunn i opplysninger gitt i Jensen 1975, Jensen og Steine 1976).

Mårvatn ligger 1121,3 m.o.h ved høyeste regulerte vannstand og er da 20,5 km² stort. Reguleringshøyden er 21,3 m, men denne utnyttes ikke fullt ut hvert år. Det nedenforliggende Kalhovdmagasinet er dannet ved oppdemming av flere mindre innsjøer til ett stort magasin som ved høyeste regulerte vannstand på 1086,6 m.o.h har et areal på 20,4 km². Til sammen drenerer disse to

magasinene et nedbørfelt på 577,4 km². Begge er gamle reguleringer helt tilbake til 1918, men det er ved flere senere anledninger gitt nye tillatelser, senest i 1956.

Halnefjorden er regulert i flere etapper, og Halnedammen fikk sin nåværende utforming like før 1960. Vannstanden varierer fra 2 m over til 2 m under naturlig vannstand.

Alle innsjøene ligger i alpin sone (940 til 1244 m.o.h) og innsjøenes areal varierer fra 0,27 til 20,5 km² (Tabell 1). Av disse er 7 innsjøer regulert, og regulerings høyden varierer mellom 4 og 66 m. De uregulerte innsjøene er generelt grunne, med middeldyp varierende fra 1,9 til 10 m. Innsjøene i Kvennavassdraget har kort teoretisk oppholdstid fra 2 dager i Vollevatn til 55 dager i Litlosvatn, mens de øvrige har oppholdstider fra noen måneder til litt over ett år.

Tabell 1. Innsjøspesifikke data for de undersøkte innsjøene. Høyde over havet (h.o.h), areal av nedbørfeltet (An), areal av innsjøen (Ao), årlig vanntilførsel (Q), innsjøens volum (V), middeldyp (Zm), største dyp (Z), teoretisk oppholdstid (Tw), regulerings høyde (R) magasin volum (Vr).

Lokalitet	Kommune	h.o.h	An km ²	Ao km ²	Q 10 ⁶ m ³	V 10 ⁶ m ³	Zm (m)	Z (m)	Tw (år)	Vr 10 ⁶ m ³	R (m)
Kollsvatn	Ullensvang	1182	32,7	0,63	57,1	4,1	6,5	13	0,07		0
Litlosvatn	Ullensvang	1172	61,6	1,51	104,6	15,3	10,2	25	0,15		0
Sandvatn	Vinje	1112	289	1,58	379,4	3,96	2,55	13	0,01		0
Gunnleiksbuv	Vinje	1076	438	1,27	533,5	4,06	2,90	12	0,008		0
Vollevatn	Vinje	1031	782	1,54	890,4	4,60	2,90	18	0,005		0
Skaupsjøen	Nore og Uvdal	1158	53,5	2,88	44,83	6,59	2,10	8	0,147		0
Skjerja	Hol	1195	7,5	1,55	6,1	3,14	2,0	6	0,514		0
Dragøyfj.	Eidfj.	1180	35,7	3,31	29,7	33,1	10,0	42	1,11		0
Nordmannsl.	Eidfj.	1244	119	11,09	115,8	46,6	4,2	16	0,40		0
Bjornesfj.	Nore og Uvdal	1223	310	18,55	273,0	78,8	4,2	11	0,29		0
Sysenvatn	Eidfj.	940	213	10,24	233,9	455	44,4	100	1,94	436	66
Mårvatn	Tinn	1121	272	20,5	195	335	16,3	31	1,72	321	21
Kalhovdfj.	Tinn	1087	588	20,4	440,6	276	13,5	30	0,62	256	12
Halnefjorden	Hol/Nore og Uvdal	1130	183	13,6	140,5	56,4	4,2	18	0,40	45	4
Fjellsjøen	Os	974	6,0	0,54	3,4	1,35	2,5	11	0,4		0
Gjersjøen	Tolga	975	19	0,64	11,4	3,63	5,6	16	0,32		0
Forelsjøen	Midtre Gauldal	993	15,7	3,8	12,9	22,4	5,9	18	1,73		0
Elgsjøen	Oppdal	1133	33,5	2,4	21,6	8,7	3,6	10	0,4	6,6	5,3
Fundin	Folldal/Oppdal	1021	253	10	153,3	51,5	5,2	23	0,33	64	21
Marsjøen	Folldal	1064	24,2	2,7	14,4	33	12,2	37	2,3	7,6	4
Sandtjørn	Folldal	1104	2,8	0,27	1,67	0,52	1,9	7	0,31		0

2.3 Geologi og vannkvalitet

Generelt kan innsjøenes vannkvalitet karakteriseres som god, med kalsium-konsentrasjoner mellom 1 og 4 mg/l, nær nøytral reaksjon og lav grad av humuspåvirkning (Tab.2). Årsaken er at de fleste har innslag av kalkholdige sedimentære bergarter (mer eller mindre omdannede) i nedbørfeltet, relativt store løsavsetninger og kaldt klima med liten nedbrytning av humus. Dragøyfjorden, Mårvatn og Kalhovd har nedbørfelt som hovedsakelig består av lite kalkholdige bergarter som gneis og granitt. Dette gjør at vannet i disse innsjøene blir noe mindre kalkholdig og har litt lavere pH-verdier enn de andre innsjøene. Innsjøene i Nord-Hedmark har en vannkvalitet som er nær de en har i innsjøene på sentralvidda (Rognerud og Qvenild 2002).

Tabell 2. Vannkvaliteten i noen av de undersøkte innsjøer på Hardangervidda. Data fra Litlosvatn, Gunnleiksbuvatn og Kollsvatn er hentet fra (Skjelkvåle og Henriksen 1998).

Lokalitet	Dato	pH	Alk mmol/l	TOC mgC/l	Kond mS/m	TotN µg/l	NO3-N µg/l	Cl mg/l	SO4 mg/l	Ca mg/l	K mg/l	Mg mg/l	Na mg/l
Bjornesfj.	170802	6,69	0,099	1,5	1,51	160	<1	0,43	2,54	2,53	0,12	0,09	0,54
Skaupsj.	060802	6,89	0,144	1,4	2,17	102	<1	0,30	3,57	3,72	0,03	0,17	0,53
Halnefj.	070802	6,75	0,087	0,9	1,57	78	<1	0,63	2,97	2,31	0,09	0,18	0,55
Dragøyfj.	090602	6,13	0,054	0,5	0,55	80	2	0,39	0,58	0,67	0,07	0,05	0,30
Mårv.	090402	6,55	0,068	1,4	0,88	120	37	0,39	1,02	1,02	0,15	0,13	0,53
Kalhovdmag.	090502	6,33	0,062	1,5	0,80	129	26	0,37	0,93	0,87	0,14	0,12	0,47
Kollsv	110997	6,70	0,067	0,7	1,19	84	5	0,50	1,30	1,50	0,04	0,22	0,30
Litlosv.	021097	6,64	0,054	0,3	1,26	86	<10	0,60	1,80	1,47	0,05	0,19	0,36
Sandv.	150802	6,77	0,096	0,4	1,45	72	14	0,59	2,52	2,32	0,10	0,15	0,48
Gunnleiksbuv.	021097	6,76	0,062	0,8	1,65	86	6	0,60	3,20	2,20	0,10	0,13	0,45
Vollev.	150601	6,70	0,067	0,8	1,38	80	5	1,10	2,15	3,20	0,10	0,12	0,44

2.4 Innsamling av biologiske prøver

Næringsdyr ble samlet inn ved hjelp av bunnskraper, strandhåv og planktonhåv. Næringsdyrene ble sortert i hovedgrupper i felt og finsortert ved hjelp av binokularlupe når dette var nødvendig. Fisken ble tatt på garn og kjøttprøver ble frosset ned. Otolitter ble tatt ut i felt der dette var mulig. I innkjøpt fisk ble otolittene tatt ut av frossen fisk. Fisken ble innsamlet i forbindelse med egne feltundersøkelser i Litlosvatn, Kollsvatn, Sandvatn, Gunnleiksbuvatn, Vollevatn, Bjornesfjorden, Halnefjorden, Dragøyfjorden, Skjerja, Forolsjøen, Fjellsjøen, Elgsjøen, Store Gjersjøen og Fundin, eller kjøpt av fiskere i Nordmannslågen, Skaupsjøen, og Sysenvatn.

Skin- og beinfrie prøver av muskulaturen (øvre delen bak ryggfinnen) ble dissikert ut fra hver fisk. Prøvene ble delt i to og begge ble pakket i ren aluminiumsfolie og lagt i hver sin tette plastpose. Den ene prøven gikk til isotopanalyser, den andre til kvikksølvanalyser. For å få mest mulig representative prøver ble det valgt å benytte homogenisert blandprøver for ørekyt og næringsdyr. Blandprøvene av ørekyt besto av 5 like gamle individer, mens for næringsdyrene besto blandprøvene av minimum 10 individer, unntatt for dyreplankton der ca. 300 individer ble plukket ut ved hjelp av binokularlupe. Sentrale næringsdyr som snegl (*Lymnea peregra*) og muslinger ble innsamlet fra ulike deler av innsjøene. For disse ble bløtdelene av 20 til 40 individer blandet. Alle prøver ble oppbevart frosset før de ble tørket, homogenisert og klargjort for analyse. Dypfrysing er den eneste konserveringsmetoden som ikke påvirker ¹³C- og ¹⁵N -signaturene (Bosley and Wainright 1999).

2.5 Målinger av snødyp og vanntemperaturer

Snødydene ble målt i månedskiftet mars/april (påskan) av regulantene. Primærdata er stilt til rådighet av AS Tyssefaldene (Juklavassdalen), Øst-Telemarkens Brukseierforening (Litlos og Hellevassbu) og Statkraft SF (Sandhaug, Rauhelleren, Tuva og Mårbu).

I 2003 ble temperaturen på 1 m's dyp undersøkt av forfatterene ved hjelp av termistorer i Sandvatn, Dargesjø, Kringlesjø, Svartavatn og Litlosvatn fra begynnelsen av juni til midten av september. Temperaturene ble logget hver time i Sandvatn, Dargesjø og Kringlesjø, hver 4. time i Litlosvatn og hver 6. time i Svartavatn. I rapporten er kun aritmetiske døgnmidler vist.

2.6 Meteorologiske data

Primærdata over månedlig middeltemperatur ved Bergen meteorologiske stasjon (st.50540) og avvik fra normalen (1961-1990) er stilt til rådighet av Inger Hanssen-Bauer (met.no). Primærdata over rekonstruerte (1734-1867) og observerte temperaturer (1868-2002) for perioden april-august i region

Vestlandet (definert i Nordli et al. 2002) er stilt til rådighet av Per Øyvind Nordli (met.no). Primærdata over månedlige nedbørsummer ved Røldal meteorologiske stasjon er tilsendt fra Ole Einar Tveito (met.no). Obs: Disse resultatene er oppgitt som ti-dels mm. Primærdata over vindstyrkeindeks (V) av vestlig og sydvestlig geostrofisk vind (utledet av trykkgradienter) er oversendt av Ole Einar Tveito (met.no). Beregningsmetode av geostrofisk vind fra lokalt trykknett basert på referansen (<http://www.cru.uea.ac.uk/cru/data/pressure.htm>) er definert i Tveito (2002). Vi har beregnet styrkekorrigeret vindretning for perioden november-mars. Det vil si at betydningen av hovedvindretning i de respektive 5 månedene for hovedvindretningen i perioden er direkte relatert til den andelen vindstyrkeindeksen i måneden utgjør av summen for hele perioden. Kort fortalt betyr dette at måneder som har vindretninger med lav vindstyrkeindeks teller mindre enn måneder med høy vindstyrkeindeks for hovedvindretningen i perioden. Dette er gjort fordi nedbørsepisoder på Vidda generelt er knyttet til økt vindaktivitet.

2.7 Analyse av stabile isotoper

Analyse av stabile isotoper

Prøvene ble tørket ved 60 °C i 2 døgn og homogenisert. For bestemmelse av $\delta^{13}\text{C}$ og $\delta^{15}\text{N}$ er 1 mg prøve-materiale veid inn og overført til en 5 x 9 mm tinnkapsel. Kapselen lukkes og plasseres i en Carlo Erba NCS 2500 elementanalysator. Prøvene forbrennes med O_2 og Cr_2O_3 ved 1700 grader og NO_x reduseres til N_2 med Cu ved 650 °C. Forbrenningsproduktene separeres i en poraplot Q kolonne og overføres direkte til et Micromass Optima isotop massespektrometer for bestemmelse av $\delta^{13}\text{C}$ og $\delta^{15}\text{N}$. Duplikater analyseres rutinemessig for hver tiende prøve. Forholdet mellom stabile isotoper av karbon og nitrogen ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$, $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) rapporteres i promille og det benyttes betegnelsen δ i henhold til følgende likning: $\delta^{13}\text{C}$ eller $\delta^{15}\text{N}$ (‰) = $[(R_{\text{prøve}} / R_{\text{standard}}) - 1] \times 1000$, der R representerer forholdet mellom tung og lett isotop ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ eller $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$). Alle isotopverdiene refereres til primære standarder. For karbon er dette et marint karbonat, Pee Dee Belemitt (Craig 1953), og for nitrogen atmosfærisk luft (Mariotti 1983). Internasjonale standarder analyseres samtidig med prøvene for hver tiende prøve. $\delta^{15}\text{N}$ resultatene kontrolleres med analyser av IAEA-N-1 og IAEA-N-2 standarder. $\delta^{13}\text{C}$ resultatene kontrolleres med analyser av USGS-24 grafit standard. IFEs verdier kontrolleres også mot en husstandard av ørretfilet.

Bunnlinjekorrekasjoner for $\delta^{15}\text{N}$ og trofikorrekasjoner for $\delta^{13}\text{C}$

Ved sammenlikninger av stabile isotoper i næringsnett mellom ulike sjøer er det nødvendig med bunnlinjekorrekasjoner for trofisk posisjon ($\delta^{15}\text{N}$) og korrekasjon for anrikning av $\delta^{13}\text{C}$ med trofisk posisjon (Post 2002). Snegl lever av påvekstalger og bakterier som danner basis av næringskjeden i bunn-nære næringsnett, og muslinger lever av sedimentert seston (alger og bakterier) som er basis i pelagiske næringskjeder. Begge lever relativt lenge og visker ut temporal variasjon som er typisk for kortlevende organismer som alger. De er derfor begge gode organismer for bunnlinjekorrekasjoner i henholdsvis bentiske og planktoniske næringsnett (Post 2002). I klare, grunne fjellsjøer er næringsdyr som lever på eller nær bunnen viktig for fisk. Vi har derfor valgt sneglearten og primærkonsumenten *Lymnea peregra* som referanse for disse korrekasjonene på følgende måte:

$$(1) \delta^{15}\text{N-k} (\text{‰}) = \delta^{15}\text{N} (\text{‰}) - \delta^{15}\text{N} (\text{‰}) (\textit{Lymnea peregra})$$

$$(2) \delta^{13}\text{C-k} (\text{‰}) = \delta^{13}\text{C} (\text{‰}) - (\delta^{15}\text{N-k} (\text{‰}) / 3,4) \times 0,5$$

$\delta^{15}\text{N}$ og $\delta^{13}\text{C}$ er målte verdier og $\delta^{15}\text{N-k}$ og $\delta^{13}\text{C-k}$ de bunnlinjekorrigerede verdiene for alle organismer. Forklaring av likning (2) se kapittel 2.8

2.8 Litt om stabile isotoper

Det er en liten forskjell mellom massene til henholdsvis karbonets isotoper (C) og nitrogenets isotoper (N). Den er imidlertid stor nok til at de i miljøet oppfører seg forskjellig i både fysiske og kjemiske reaksjoner. Generelt danner de lettere isotopene (^{12}C , ^{14}N) svakere bindinger og reagerer raskere enn de tyngre isotopene (^{13}C , ^{15}N). Som en følge av dette vil forholdet mellom isotoper variere i ulike kjemiske forbindelser. Endringen som forårsakes av kjemiske prosesser kalles kinetisk fraksjonering.

Det skjer en karbon-fraksjonering ved fotosyntesen. Når CO_2 fra lufta omdannes til sukker i plantene skjer dette ved hjelp av et enzym som har mye større affinitet for $^{12}\text{CO}_2$ enn $^{13}\text{CO}_2$ (Gannes et al 1998). I små planktonalger diffunderer ubrukt $^{13}\text{CO}_2$ ut i vannet og siden til atmosfæren. Resultatet er at algene blir anriket på den lette isotopen og får langt lavere $\delta^{13}\text{C}$ verdier (-36 til -30 ‰) enn $\delta^{13}\text{C}$ i luftens CO_2 (-8 ‰). Terrestriske planter i våre strøk har også et relativt åpent system (dvs CO_2 kan slippe ut igjen). Denne prosessen er imidlertid ikke like effektiv i planktonalger. Dette gjør at $\delta^{13}\text{C}$ verdiene oftest blir noe høyere enn i planktonalger (-29 til -26 ‰). Begroingsalger har stor motstand mot diffusjon av CO_2 fra vannet slik at effektiv CO_2 tilførsel blir under grensen for optimal vekst (Turner et al. 1994). Dette gjør at gjenbruk av fraksjonert ^{13}C er nødvendig. De får derfor høyere $\delta^{13}\text{C}$ verdier (-22 til -18 ‰) enn de åpne systemene, men likevel lavere enn $\delta^{13}\text{C}$ i luftens CO_2 . Det har vist seg at den videre fraksjonering i konsumentleddene i næringskjeden er relativt liten (0,5 ‰ for hvert trofivå). $\delta^{13}\text{C}$ -k verdier (eller signaturer) i fisk blir derfor brukt som indikasjon på karbonkildene dvs type vegetasjon som er viktigst i fiskens næringsnett (France 1997).

Planter fraksjonerer ikke nitrogen ved opptak av næringssaltet nitrat. Dette gjør at isotopsignaturen i tilgjengelig nitrat overføres til plantene. Ulike kilder har imidlertid oftest ulik signatur. F.eks er $\delta^{15}\text{N}$ i nitrat fra jord og menneskeskapt kilder høyere enn i nitrat skapt direkte av luftas nitrogen. Det har vist seg at i konsumenter er nitrogenet i proteinene anriket på ^{15}N i forhold til i dietten. Dette skyldes oftest en fraksjonering ved prosesser som deaminering og transaminering (aktive enzymer som lettere fjerner aminogrupeer med ^{14}N), men i enkelte tilfelle vil en sulstusituasjon også kunne føre til nedbryting av kroppens proteiner og anrikning av den tyngste isotopen (Gannes et al. 1998). Det har vist seg at i akvatiske næringskjeder er forskjellen i $\delta^{15}\text{N}$ ca. 3,4 ‰ for hvert trofisk nivå (Vander Zanden og Rasmussen 2001). $\delta^{15}\text{N}$ gir et kontinuerlig mål på organismenes trofiske posisjon, men ved sammenlikning av trofisk posisjon i organismer fra ulike innsjøer må $\delta^{15}\text{N}$ signalene i hver sjø korrigeres til signalet i bunnen av næringskjeden, da dette kan være forskjellig avhengig av $\delta^{15}\text{N}$ signaturen i plantenes nitrogenkilder.

2.9 Kvikksølvanalyser

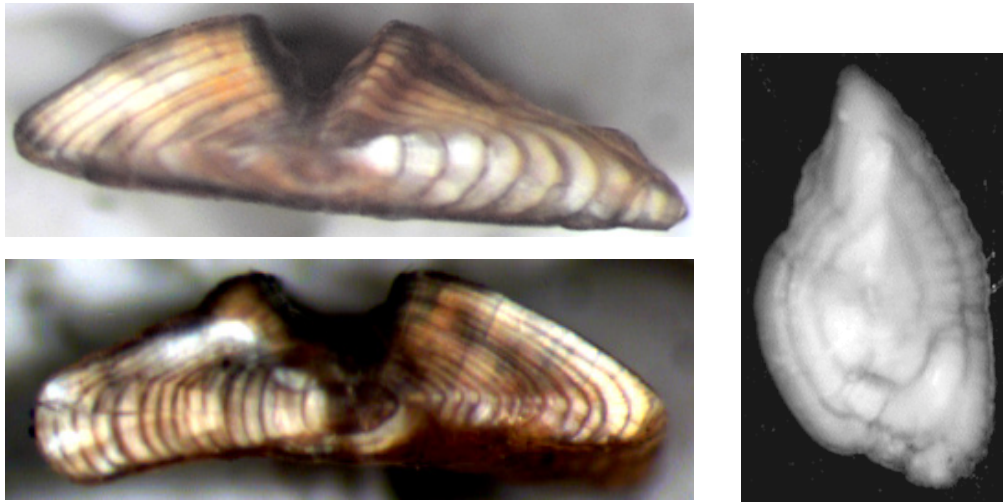
Kvikksølv ble analysert etter NIVA metode nr. E-3. Denne metoden baserer seg på kalddamp atomabsorpsjonspektrometri. Benyttede instrumenter er en Perkin-Elmer FIMS med P-E AS-90 autosamplere og P-E amalgeringssystem. De biologiske prøvene frysetørres forut for autoklaving med salpetersyre, der det organiske bundne kvikksølvet oksideres til metallisk kvikksølv med SnCl_2 , og en inert bæregass (argon) transporterer kvikksølvet til spektrofotometeret. Kvikksølvet oppkonsentreres i et amalgeringssystem. Nedre grense for faste prøver er 0,005 $\mu\text{g/g}$.

2.10 Fiskeribiologiske undersøkelser

Alderen på ørret og ørekyt er bestemt med otolitter. For ørret mindre enn ca. 25 cm er otolittene lagt i propandiol og lest hele under stereomikroskop i påfallende lys mot mørk bakgrunn (Fig. 2). Otolitter fra større fisk er først knekt gjennom sentrum ved bruk av skalpellblad, og deretter brent før avlesing under stereomikroskop (Fig. 2). Noen få fisk kunne ikke aldersbestemmes fordi begge otolittene var

hyaline. Fra Fundin måtte 10 fisk aldersbestemmes kun ved hjelp av skjell da otolitter ikke var tatt. Den fisken som ble frosset og gjort opp i laboratoriet måtte lengdekorrigeres da fisken etter frysing blir noe kortere (i gjennomsnitt 92,5 % av fersk fisk). Eldre data fra Kollsvatn og Litlosvatn er hentet fra tidligere hovedoppgavearbeid. Ved innsamlingene i 2001 og 2002 ble det benyttet vanlige prøvegarn-serier med settegarn (utvidete Jensen-serier).

Fiskens lengde er målt fra snute til halespiss i naturlig utstrakt stilling. Vekt er angitt til nærmeste gram på elektronisk vekt. For en del av materialet er fisken veid på fjærvekt der mindre fisk (<500 g) er angitt til nærmeste gram og til nærmeste 5 gram for fisk >500 g. Kjønn og stadium ble bestemt etter Dahl (1917), og fiskens kjøttfarge ble registrert etter en kvalitativ skala med angivelse av hvit, lys rød eller rød kjøttfarge. Mageinnhold ble bestemt i felt. Dominerende grupper i mageinnholdet ble anslått til volumprosent av det totale. Fyllingsgraden ble angitt på en skala fra 0-5 hvor 0 er tom og 5 er utspilt mage. Fiskens kondisjonsfaktor, k-faktor, er beregnet fra formelen: $k = 100 \cdot \text{vekt}(\text{ i gram}) / \text{lengde}^3(\text{ i cm})$. Fisk som har k-faktor < 0,95 betegnes som slank, $0,95 < k < 1,05$ som normalt god kondisjon og k-faktor > 1,05 som feit.



Figur 2. Otolitter av ørret: Øverst til venstre brent og knekt otolitt som viser 9 vintersoner. Nederst til venstre brent og knekt otolitt som viser 14 vintersoner (skjell fra samme fisk viste 8 vintersoner). Til høyre hel otolitt som viser to tydelige vintersoner, og en tredje sone helt i ytterkant

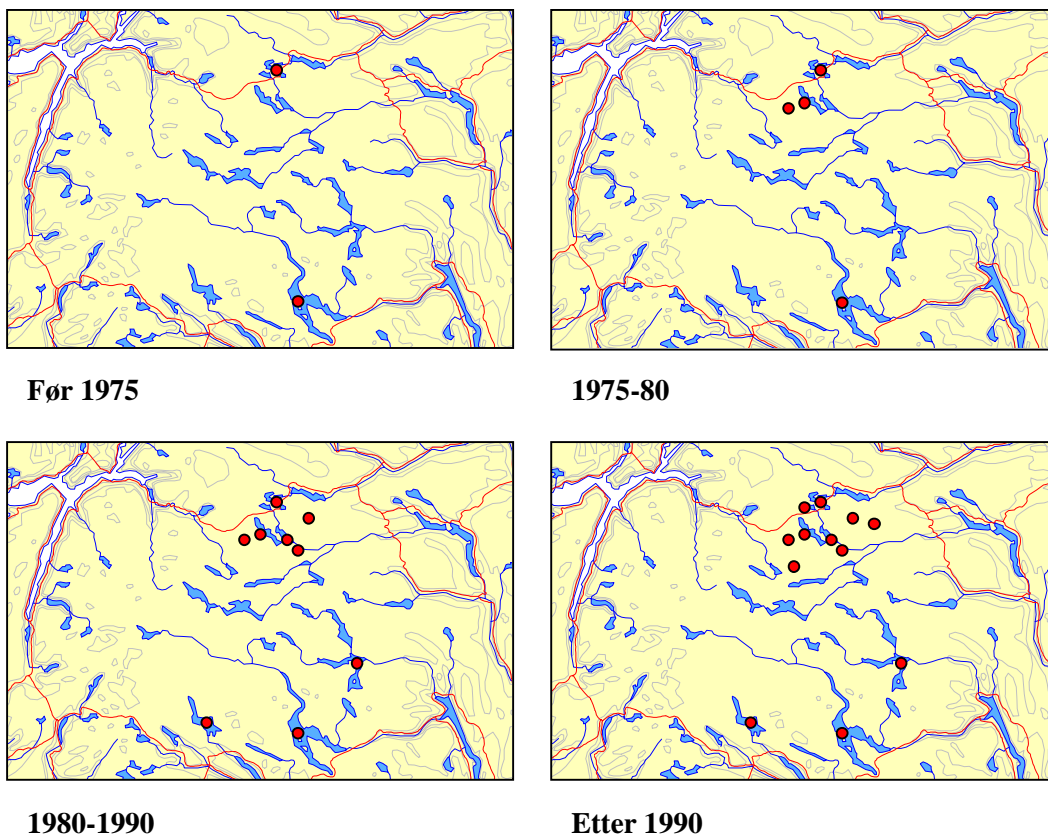
Våre resultater har vist at klimatiske forhold er svært viktig for ørretens rekruttering, tilvekst, årsklassestyrker og avkastning. Fiskeundersøkelser har vært utført i stort omfang på Hardangervidda i snart 100 år. Den fokus klimaforskning har fått de senere årene, bl.a gjennom RegClim II prosjektet, har gjort at variasjon i klimatiske variable i dag er godt beskrevet og tilrettelagt for tolkninger tilbake til ca. 1860. De tidligere undersøkelsene er oftest gjort over kortere tidsrom og forfatterene har ikke hatt mulighet til å se resultatene i en større tidsmessig sammenheng. Vårt bidrag har vært å diskutere de resultater som fremkommer når mange enkeltstående arbeider over en lengre tidsperiode (100 år) ses sammenheng og spesielt i lys av variasjonene i klimatiske forhold.

Vi har også laget en oppdatert oversikt over ørekytespredingen på Vidda på bakgrunn av refererte arbeider. Dette er viktig da det med spredning av ørekyt følger store endringer i ørretens livsbetingelser og dens innhold av miljøgifter. En videre spredning av ørekyt til Viddas sentrale områder vil ha svært negative konsekvenser for fiske i et av Norges viktigste fjellområder hvor ørret er dominerende fiskeart og fisket har spesielt stor verdi.

3. INNSJØENE OG FISKERIBIOLOGISKE FORHOLD

3.1 Ørekytas spredning og innvirkning på ørretbestandene

Huitfeldt-Kaas (1918) nevner at ørekyta er utbredt opp til Krøderen i Hallingdalsvassdraget og opp i Norefjorden i Numedalslågen i 1918. Noen sikker grense for hvor langt opp i Hallingdalsvassdraget ørekyta fantes kan ikke Huitfeldt-Kaas angi, men han nevner at ifølge Collet (1905) skulle ørekyta på begynnelsen av 1900-tallet »gaa temmelig langt op i Hallingdal og Valdres». Broch (1957) skriver at det ble satt ut ørekyte i tilløpsbekker ved Tunhovd før 1890. Den skal ha blitt spredd med anleggsarbeidere videre til Pålbufjorden i 1915. Siden har den blitt spredd til nye lokaliteter (Fig.3).



Figur 3. Spredningen av ørekyte i ulike tidsintervall basert på referanser gitt i teksten.

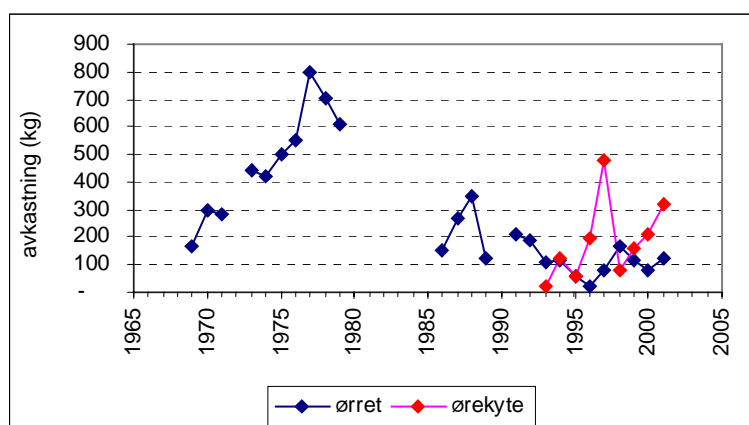
De første registreringer av ørekyte på Hardangervidda ble gjort på begynnelsen av 1970-årene i Ørteren-magasinet (Borgstrøm 1973). Den ble påvist i Lægreidvatn i 1974 (Borgstrøm og Saltveit 1975). Den spredte seg oppover Grønnavassdraget til Skjerjavatn hvor den ble observert i 1985 (Eie 2003). I 1978-79 ble den første gang observert av fiskerne i Halnefjorden (Anders Vaksdal pers. medd.). Ørekyta har så spredd seg vestover til Skaupsjøen hvor den ble observert omtrent på samme tiden som i Halnefjorden (Anders Vaksdal, pers. medd.). Videre spredde den seg oppover Sevra til kildeområdene ved Stigstu hvor den ble registrert i 1994 (Tysse 1995). Ørekytene som ble fanget var 5 – 7 cm store og dette indikerer at ørekyta kan ha vært der noen år. Ørekyta har siden spredd seg til store deler av Heinassdraget (Øvre og Nedre Hein 1986, Hansen og Garnås 1987, Halvorsen, unpubl.). I 1998 ble ørekyta observert i Bjerkevatnet og året etter i Breidvatnet oppstrøms Bjerkevatnet, og

ørrekyt må regnes å ha spredt seg til hele Ænåi ned til Ossjøen (Halvorsen, unpubl.). Til tross for aktivt søk er ørekyta ennå ikke påvist i Ossjøen (Tysse og Garnås 1991, Halvorsen unpubl.)

I Skiensvassdraget har det på 1970- og 1980-tallet vært en omfattende spredning av ørekyte og den finnes nå i mange innsjøer helt inn på Hardangervidda; Møsvatn i 1970-årene (Hesthagen og Sandlund 1997), samt Songa i 1982, Kalhovd og Gøyst 1980-årene (Eie 2003.).

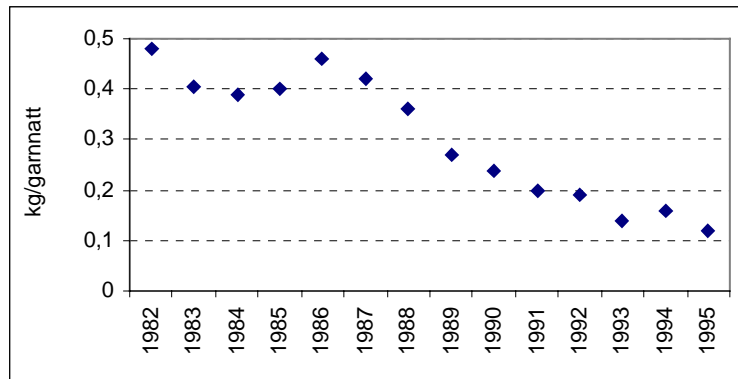
I Ørteren har ørekyta så langt ikke skapt problemer og er knapt påvisbar (Roger Strøm Andresen, pers. medd.). Ørreten er av like fin kvalitet som tidligere med rød kjøttfarge, og skjoldkreps er fremdeles viktig næring. Det skal være store tettheter i Lægredvatn, uten at en kjenner bestandssituasjonen for ørret.

I Skjerja er det drevet et intenst rusefiske for å desimere ørekytbestanden, og store mengder er tatt opp (Fig. 4). Etter invaderingen av ørekyt avtok avkastningen av ørret. I 1997 ble det tatt ut 482 kg ørekyte som er nær samme nivå som ørretavkastningen da Skjerja var på sitt beste. Ørreten er fremdeles av bra kvalitet, og den oppnår større maksimalvekter enn det som var normalt tidligere. Marflo og skjoldkreps inngår i dietten, men forekommer mindre hyppig enn før. Ved prøvefisket 23.7.02 ble det påvist marflo i 1 av 45 ørreter, mens ørekyte ble påvist i 3 av 45 ørreter.

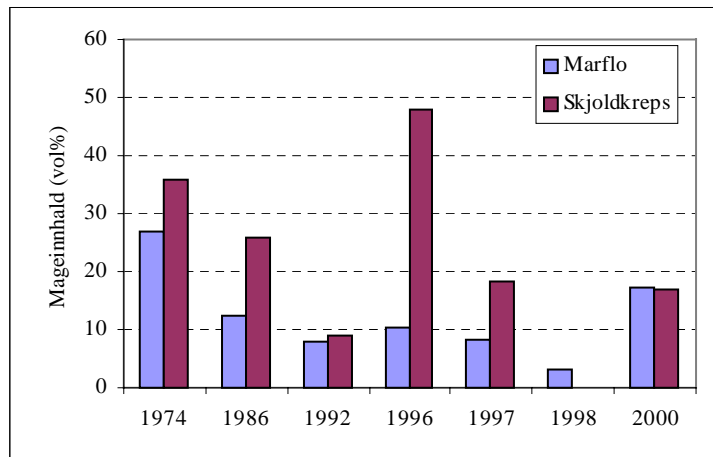


Figur 4. Avkastning av ørekyt og ørret i Skjerja. Ørekyt ble første gang observert i 1985. Kilde: Geilo jeger- og fiskerforening, Smukkestad 1980, Eriksen og Garnås 1988 og Eriksen 1992.

Ørretbestanden i Halnefjorden ble svekket fra 1986 til 1992/93. I denne perioden ble ørekyt for alvor etablert i innsjøen. Både i prøvefisket og næringsfisket ble fangstene halvert i denne perioden (Tysse og Garnås 1994). Kvaliteten ble også dårligere. Uten at det foreligger sikre opplysninger over fangst og avkastning, er det ingen indikasjon på store endringer fra midten av 1990-tallet og frem til i dag. Mengden ørret indikert ved fangst på én fiskerett var relativt konstant fra 1982 til 1987, men avtok deretter gradvis etter ørekytas etablering til det laveste nivå i 1995 (Fig. 5). Anders Vaksdal som kanskje kjenner fisket i Halnefjorden best, mener han så ørekyt første gang i 1978 eller 1979, mens de første beskrevne funn er gjort av Hansen og Garnås (1987). Basert på mageanalyser av ørret ser det ut til at næringsgrunnlaget har endret seg over tid. På 1970-tallet levde ørreten utover sensommeren av marflo og skjoldkreps. Andelene av disse næringsdyrene har siden vært på et lavere nivå, med unntak av skjoldkreps i 1996 (Fig.6).



Figur 5. Fangst (kg/garnnatt) av ørret på en fiskerett (70 ha) i Halnefjorden fra 1982 til 1995. Kilde: Tysse og Garnås 1994, og senere oppdateringer av Åsmund Tysse.

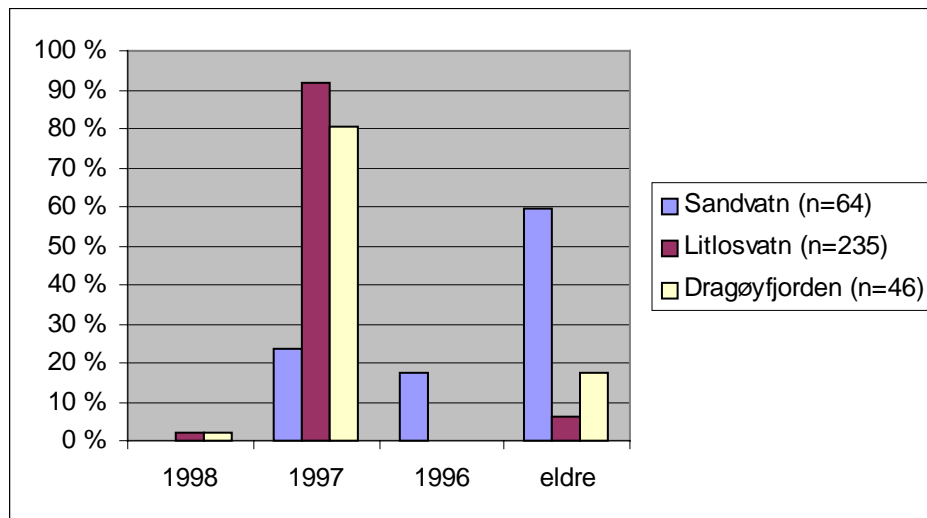


Figur 6. Volumprosent av marflo og skjoldkreps i ørretmager fra Halnefjorden. Kilde: Tysse og Garnås 1994, og senere oppdateringer av Åsmund Tysse.

I Skaupsjøen dominerer nå ørekyta i gyte- og oppvekstområdene. En følge av dette er at ørretens rekruttering er sterkt desimert og bestanden er tynn. Ørreten er storvokst, men har lysere kjøttfarge enn tidligere, og marflo og skjoldkreps betyr lite. I 2002 var det ikke mulig å påvise marflo i våre bunndyrundersøkelser til tross for en stor innsats (se kap. om næringsnett). Skaupsjøen ble prøvefisket i 2001 (Elan og Tysse, unpubl.). Det ble bare tatt 39 ørret på 5 Jensen-serier, og rekrutteringen var liten. Hele 36 % av ørretene hadde spist ørekyte, og innslaget av ørekyte i ørretmagene var jevnt fordelt i alle lengdegrupper helt ned i 18 cm. Det ble registrert marflo i bare 2 mager, ellers hadde ørreten spist insekter, bl.a. vårfluelarver. El-fiske i bekkene tyder på at tettheten av småørret var svært lav og at ørekyta var fullt overlappende med ørreten. Vår befaring i august 2002 viste store tettheter av ørekyte i tilløpene nordvest i sjøen, mens tettheten av ørekyt i Skaupa (utløpselva) i dag skal være lav (Åsmund Tysse, pers. medd.). Samtaler med lokale fiskere tyder på at ørekyta i liten grad påvirker ørretbestanden negativt i magasinene Songa, Møsvatn, Kalhovdfjorden. Det samme er tilfellet i Fundinmagasinet i Hedmark.

3.2 Snømengdens innvirkning på ørretens rekruttering og årsklassestyrke

I 2002 var det et stort innslag av fisk i lengdeklassen 14 - 25 cm både i Litlosvatn og Sandvatn, fisk som utelukkende besto av 1997-årsklassen (Fig.7). Denne årsklassen ser ut til å være svært tallrik og overgår alle tidligere registreringer i Litlosområdet. Selv om vinteren 1996/ 97 var snørik så var sommer og høst varm (Fig. 19). Dette har resultert i særdeles god tilvekst og overlevelse. 1997-årsklassen har kommet inn i fiskernes fra sommeren 2003. Også i Dragøyfjorden viste undersøkelser i 2002 at 1997-årsklassen var sterk, der 80 % av fangsten fra prøvefisket tilhørte 1997-årsklassen (Fig.7).



Figur 7. Fordeling av årsklasser i Litlosvatn, Sandvatn og Dragøyfjorden i 2002

Årsklassen 1998 er spesielt svak og til dels fraværende i høyereliggende, vestlige vann der dette er undersøkt (Borgstrøm og Dokk 2000). Snømengdene var ikke spesielt store dette året, men sommeren 1998 var kjølig og kald. I Litloselva ble det ved alle kontroller fra 1989 til 2000 registrert ungfisk, også 1996-årgangen som frøys bort i mange mindre bekker etter den kalde og snøfattige vinteren. 1996-årsklassen er likevel ikke siden registrert i fangstene i Litlosvatn. I Sandvatn og Gunleiksbuvatn lenger ned i Kvenna er likevel 1996-årsklassen forholdsvis tallrik (Qvenild og Rognerud 2002).

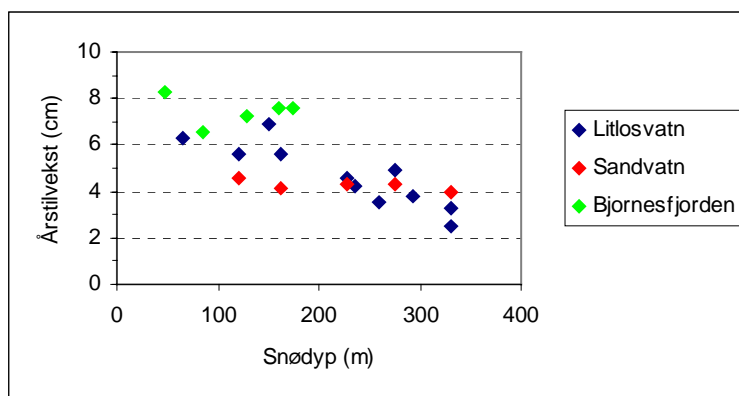
Også i Bjornesfjorden er det registrert sterke variasjoner i årsklassestyrke (Tab.3). Selv om snømengdene vinteren 1991/92 og sommeren 1992 ikke utmerket seg med avvik fra det normale ble 1992-årgangen meget sterk og har dominert i fiskernes fangster i hele perioden 1997 – 2000 (Tysse et al. 2003). Dette ble registrert av fiskerne som en sterk økning av gjennomsnittsvekta i fangstene fra 514 g i 1997 til 815 g i 2000.

Tabell 3. Prosentvis andel (basert på antall) av ulike årsklasser i et av fiskeriene på Bjornesfjorden. Årsklasse 1989 (grønn), 1992 (gul), 1993 (blå).

Fangstår/alder	4. år	5. år	6. år	7. år	8. år	9. år
1996	8,3	12,5	10,4	64,6	4,1	
1997		46,5	24,4	15,5	13,3	
1998		1,2	50	29,2	15,8	2,4
1999		3,1	7,1	79,5	8,7	1,6
2000	4,2	4,2	10,6	13,8	62,8	6,4

3.3 Snømengdens innvirkning på ørretens tilvekst

Gjennomsnittlig tilvekst av 6-, 7- og 8-åringer som funksjon av snødyp er vist for Litlosvatn, Sandvatn og Bjornesfjorden (Fig.8). Snøforholdene, som kan være en indikasjon på produksjonssesongens lengde, varierte mest i Litlosvatn. Tilveksten i gode år med lite snø var bedre i Litlosvatn enn i Sandvatn, men dårligere i år med mye snø og antagelig sein isgang. I Bjornesfjorden var tilveksten i alle år svært god og ligger jevnt høyere enn Litlosvatn i de beste årene. Snødybdens betydning for tilveksten var langt større for den vestligst innsjøen Litlosvatn enn i Bjornesfjorden og Sandvatn.



Figur 8. Årlig tilvekst (cm) for 6-8 år gammel ørret som funksjon av snødyp målt i månedskiftet mars-april. Målinger av snødybder ved Sandhaug er benyttet for Bjornesfjorden, og ved Litlos for Sandvatn og Litlosvatn.

3.4 Ernæringsforhold

I Sandvatn hadde den store ørreten (>25 cm) både i strandsonen og på dypet en høyere fyllingsgrad og et høyere innslag av de store næringsdyra marflo og særlig skjoldkreps enn småfisken (Tab. 4). Dette tyder på at den store fisken klarer seg bedre i næringskonkurransen selv under forhold med en svært tett bestand. Den samme tendensen så vi i 2001 både i Sandvatn og i Gunleiksbuvatn (Qvenild og Rognerud 2001).

Tabell 4. Mageinnhold, volum og frekvens av næringsdyr i fisk fra Sandvatn i 2002.

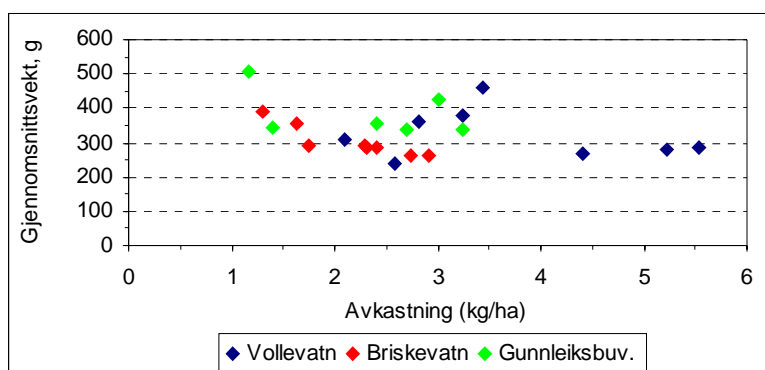
		marflo	linsekreps	skjoldkreps	uident	snegl
< 25 cm	vol %	31 %	35 %	4 %	31 %	0 %
	frekvens %	15 %	15 %	5 %	20 %	0 %
> 25 cm	vol %	21 %	0 %	71 %	3 %	5 %
	frekvens %	28 %	0 %	50 %	6 %	6 %
totalt	vol %	22 %	6 %	59 %	8 %	4 %
	frekvens %	24 %	4 %	38 %	9 %	4 %

I Kollsvatn ble det tatt en ørret på 38 cm og 634 g som hadde en ørret på ca. 13 cm i magen. Det er forholdsvis sjelden å påvise kannibalisme ved direkte observasjoner, men høye $\delta^{15}\text{N}$ -verdier i rene ørretvann indikerer kannibalisme. For Gunleiksbuvatn og Sandvatn økte $\delta^{15}\text{N}$ -verdiene med økende størrelse på fisken. Spesielt hadde en ørret på 1,7 kg i Gunleiksbuvatn høye $\delta^{15}\text{N}$ -verdier (Fig.23).

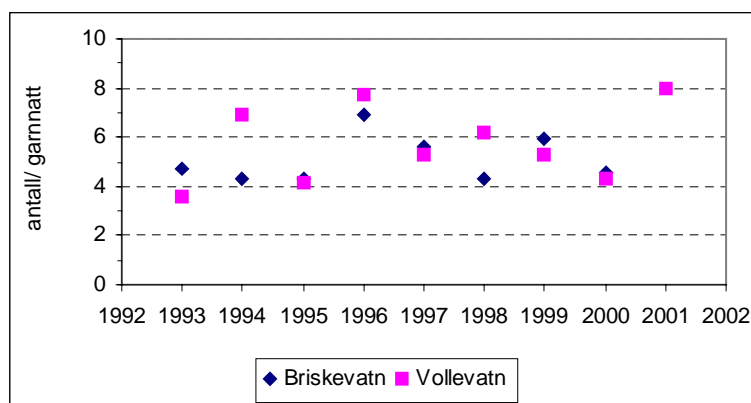
Dette indikerer at stor fisk mer effektivt utnytter marflo og skjoldkreps enn mindre fisk, og at kannibalisme også kan være en viktig bestandsregulerende faktor.

3.5 Fiskets innvirkning på bestandsforholdene

Fra en del vann i Kvenna har vi fangststatistikk fra perioden 1993 til 2002 (Qvenild og Rognerud 2002). Som et bilde på utviklingen i fisket har vi brukt gjennomsnittsverken for stang/ oter. Gjennomsnittsverken avtar med økt uttak, gitt som samlet avkastning i kg/ ha (Fig.9). Dette er mest utpreget i Vollevatn og Briskevavn hvor uttaket har økt sterkest. I disse vannene er det i tillegg til det ordinære fisket med garn og stang/ oter også brukt 21 mm tynningsgarn for å minske rekrutteringen. Fangsten på 21 mm garn har vist en økende tendens til tross for stort uttak av småfisk og et økt fiske med ordinær redskap (Fig. 10). Det sterkt økte fisket i disse vannene har redusert innslaget av stor fisk og simuleringer antyder faren for rekrutteringsoverfiske (Qvenild og Rognerud 2002). Rekrutteringsoverfiske har vi muligens også eksempel på fra Vatnalivatn (Borgstrøm og Dokk 2000).



Figur 9. Gjennomsnittsverken og avkastning i Vollevatn, Briskevavn og Gunnleiksbuvatn i Kvennavassdraget (Qvenild og Rognerud 2002).



Figur 10. Antall fisk fanget pr. garnnatt på 21 mm garn i Briskevavn og Vollevatn i perioden 1993-2001 (Qvenild og Rognerud 2002).

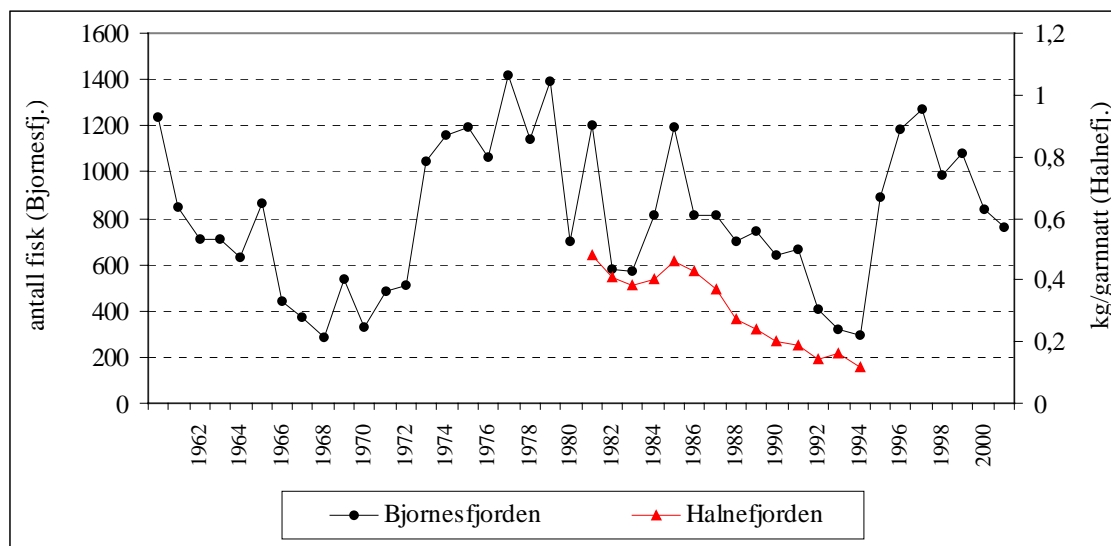
Det har vært en avtagende bruk av garn i Sandvatn og Gunnleiksbuvatn i perioden 1993 - 2002 (Qvenild og Rognerud 2002). Dette har resultert i økt fangst pr. garnnatt og økt gjennomsnittsverken (Tab. 5). Simuleringer foretatt for disse vannene viser at større maskevidder og færre garn vil gi et bedre fiske både kvalitativt og kvantitativt både på stang/oter og på garn (Qvenild og Rognerud 2002). Fangststatistikkene for 2002 viste at stang/oter alene tok ut tilstrekkelig med fisk i begge vannene i 2002 (Qvenild og Rognerud 2002).

Tabell 5. Antall fisk pr.garn (45 mm) og gjennomsnittsvekt pr. garn (45 mm) i Sandvatn og Gunnleiksbuvatn i perioden 1993-2002 (Qvenild og Rognerud 2002).

		1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Sandvatn	ant/garn	1,93	2,10	2,66	3,00	2,12	2,55	2,30	3,60	2,25	
	Gj.sn.vekt	346	321	297	447	393	418	535	519	515	
	antall garn	150	144	120	88	93	100	118	89	52	
Gunnleiksbuv.	ant/garn	0,92	1,40	1,23	1,95		1,94	2,54	1,94	2,25	1,76
	Gj.sn.vekt	513	299	394	344		434	399	487	486	517
	antall garn	311	307	248	352	-	218	248	271	187	203

En omlegging av fisket til grovere maskevidder er også forsøkt i Litlosvatn. Her ble maskevidden økt fra fri maskevidde til 39 mm i 1997 (Borgstrøm 2001). I Kollsvatn ble de gamle reglene med fri maskevidde beholdt. Endringen i Litlosvatn har ført til et større innslag av stor fisk i bestanden, og en vesentlig økning i fangststørrelsen.

Vi har fangststatistikk for et av fiskeriene i Bjornesfjorden tilbake til 1961 (Fig.11). Fisket har i det alt vesentlige vært drevet på samme måte med 120 garn som står ute i perioden 15. august til først i september. Vi antar at statistikken gir et godt bilde av bestandsforholdene i Bjornesfjorden. Utbyttet i dette fisket har variert sterkt. Årsakene til dette kan være flere og vi kommer tilbake til dette i diskusjonen. Det er imidlertid bemerkelseverdig at trenden i perioden 1981 til 1994 har vært den samme som i den regulerte Halnefjorden. I Halnefjorden har ørekyt vært tilstede siden 1978/79 og den negative utviklingen i fisket har blitt forklart med næringskonkurranse fra ørekyt (Tysse og Garnås 1994). Men i Bjornesfjorden finnes ikke ørekyt og den samme negative trend skjedde også i denne sjøen. Det er lite sannsynlig at denne samvariasjonen over 14 år er tilfeldig. Kan det være andre årsaker til utviklingen i Halnefjorden? Dette behandles nærmere i diskusjonen.

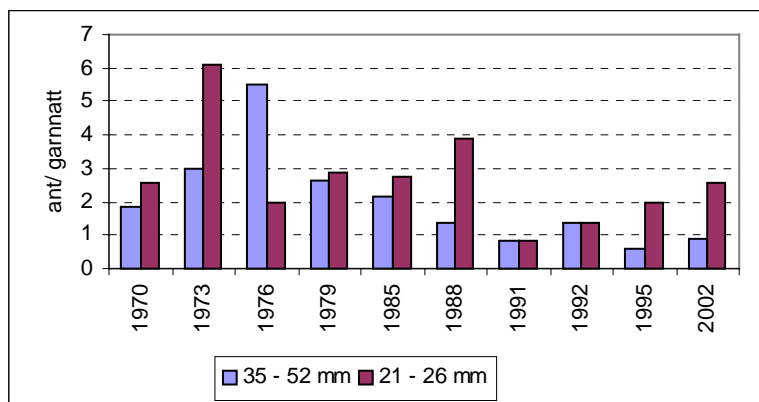
**Figur 11.** Avkastning (antall) de 15 første fiskedagene for et av fiskeriene i Bjornesfjorden (Kilde: Tysse og Garnås 1990, Tysse egne data) og resultatene for avkastningen i Halnefjorden gitt i Fig. 5.

For Nordmannslågen foreligger det fangststatistikk for årene 1998-2002 (Gunnar Elnan, pers. medd.) (Tab.6). Her har fiskeinnsats og avkastning variert sterkt. Den synkende trenden i avkastning fra 1998 til 2002 var samme trenden som i Bjornesfjorden i samme tidsperiode.

Tabell 6. Avkastning (kg) og gjennomsnittsvekt for garnfiske i Nordmannslågen 1998-2002. Kilde Gunnar Elnan (Eidfjord fjellstyre).

År	Antall	Kg	Gjsn.vekt	ant garndøgn	Ant/garnd.	Kg/garnd.	Avkastning kg/ha	Garn/ha
1998	2828	1959	693	6369	0,44	0,308	1,77	5,75
1999	1812	1259	695	5645	0,32	0,223	1,14	5,09
2000	1042	756	726	4002	0,26	0,189	0,68	3,61
2001	1692	1040	615	3232	0,52	0,322	0,94	2,92
2002	1555	981	631	2815	0,55	0,348	0,88	2,54

Fra undersøkelsene i Skjerja har vi fått tilgang på fangstprotokoller av Geilo jeger- og fiskerforening sportsfiskere tilbake til 1970. Fra Skjerja finnes det også resultater fra fiskeundersøkelser som bare delvis er publisert. Resultatene fra disse er vist som gjennomsnittsfangsten på de 4 grovmaskete garna (35 - 52 mm) og på de finmaskete garna (21 - 26 mm) i Fig.12. Vi ser her at bestanden i 1970 hadde omtrent like mye stor og liten fisk. I 1973 har andelen småfisk økt etter et uttak av stor fisk med garn. I 1974 og 1975 ble det bare fisket med stang og ved prøvefisket i 1976 var andelen småfisk svært lavt. Deretter har andelen småfisk økt kraftig fram mot 1988. Fra 1991, etter at ørekyta hadde etablert seg, ligger fangstene lavt både på grove og fine maskevidder.

**Figur 12.** Resultater fra prøvefiske i Skjerja i enkelte år i perioden 1970 – 2002. Kilde: Geilo jeger- og fiskerforening, Smukkestad 1980, Eriksen og Garnås 1988 og Eriksen 1992.

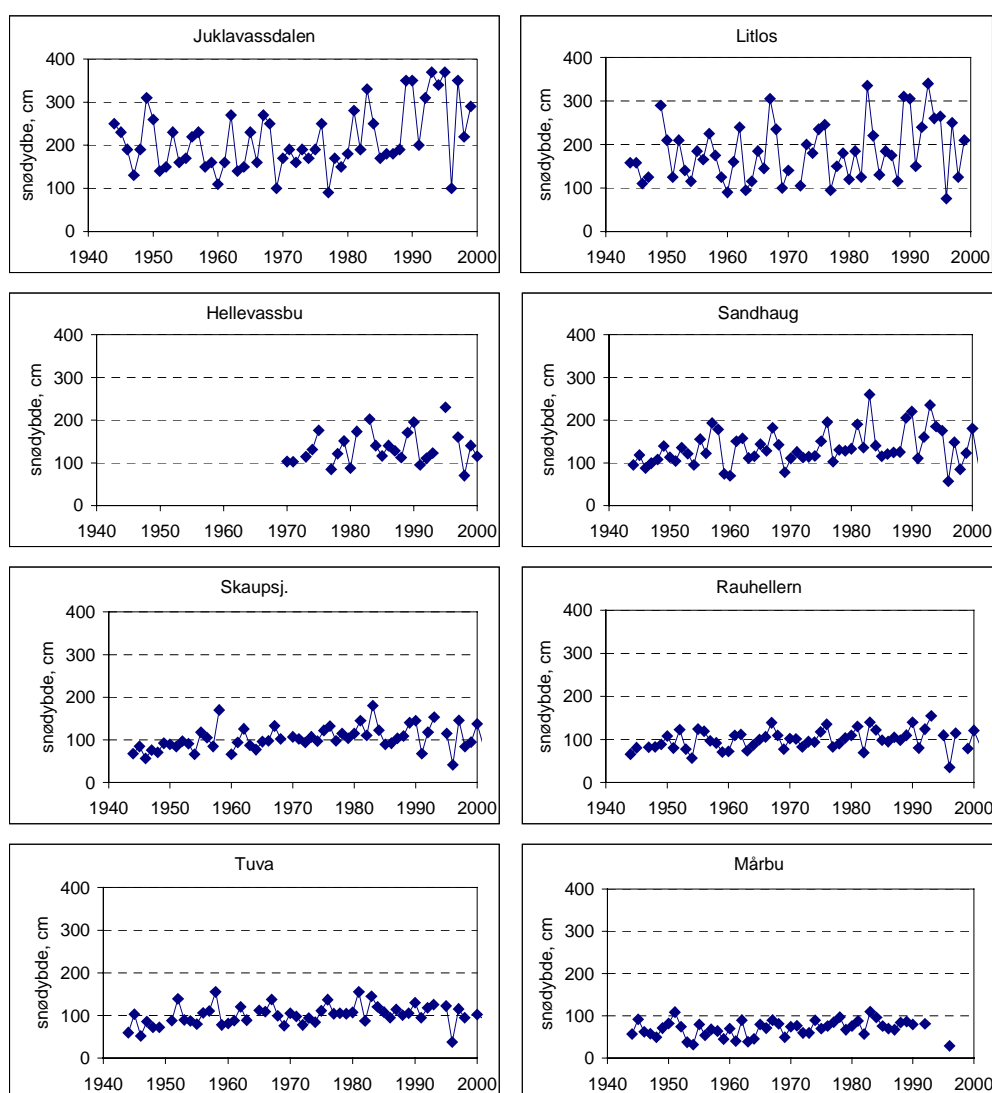
Fangststatistikken for Skjerja fordelt på sportsfiske (stangfiske) og garn fra 1973 - 79 viser, at et vann som Skjerja kan høstes rasjonelt bare ved sportsfiske (Tab. 7). Det samme er vist for Sandvatn og Gunleiksbuvatn i 2002.

Tabell 7. Uttak av fisk på sportsfiskeredskap og på garn i Skjerja 1973 – 1979. Kilde: Geilo jeger- og fiskerforening, Smukkestad 1980, Eriksen og Garnås 1988 og Eriksen 1992.

År	sportsfiske (kg)		garn		totalt	
	kg	kg/ha	kg	kg/ha	kg	kg/ha
1973	186	1,20	189	1,22	375	2,42
1974	422	2,72	0	0,00	422	2,72
1975	498	3,21	0	0,00	498	3,21
1976	406	2,62	99	0,64	505	3,26
1977	540	3,48	261	1,68	801	5,17
1978	485	3,13	220	1,42	705	4,55
1979	230	1,48	352	2,27	582	3,75

4. Klimavariasjoner og snøforhold

Snømengdene kan påvirke rekruttering av fisk ved at gytebekker bunnfryser i år med lite snø, mens sen isgang og lav tilvekst og overlevelse kan skje i år med mye snø. Snødybdene på Hardangervidda har blitt målt ved månedskiftet mars/april av regulantene på flere steder og langt tilbake i tid. Vi har valgt ut 8 stasjoner for å vise tidstrender og regionale forskjeller (Fig. 13). Snødybden har vært betydelig større på de vestlige deler enn i de østligste i hele perioden. I løpet av siste 60 år har snødybden variert mellom 0,7 og 3,5 m i vestlige deler (Juklavassdalen-Litlos), og fra 0,3 til 1 m i de østligste deler (Mårbu). I de vestlige deler var det spesielt mye snø i 1949, 1967, 1983, 1989, og flere år på 1990-tallet. Det har med andre ord vært økt hyppighet av snørike vintre i siste del av perioden, men år til år variasjonene har vært store. For eksempel var snødybdene i 1996 de laveste i hele perioden. Da var det mindre enn 60 cm snø ved påsketider over nesten hele Hardangervidda.



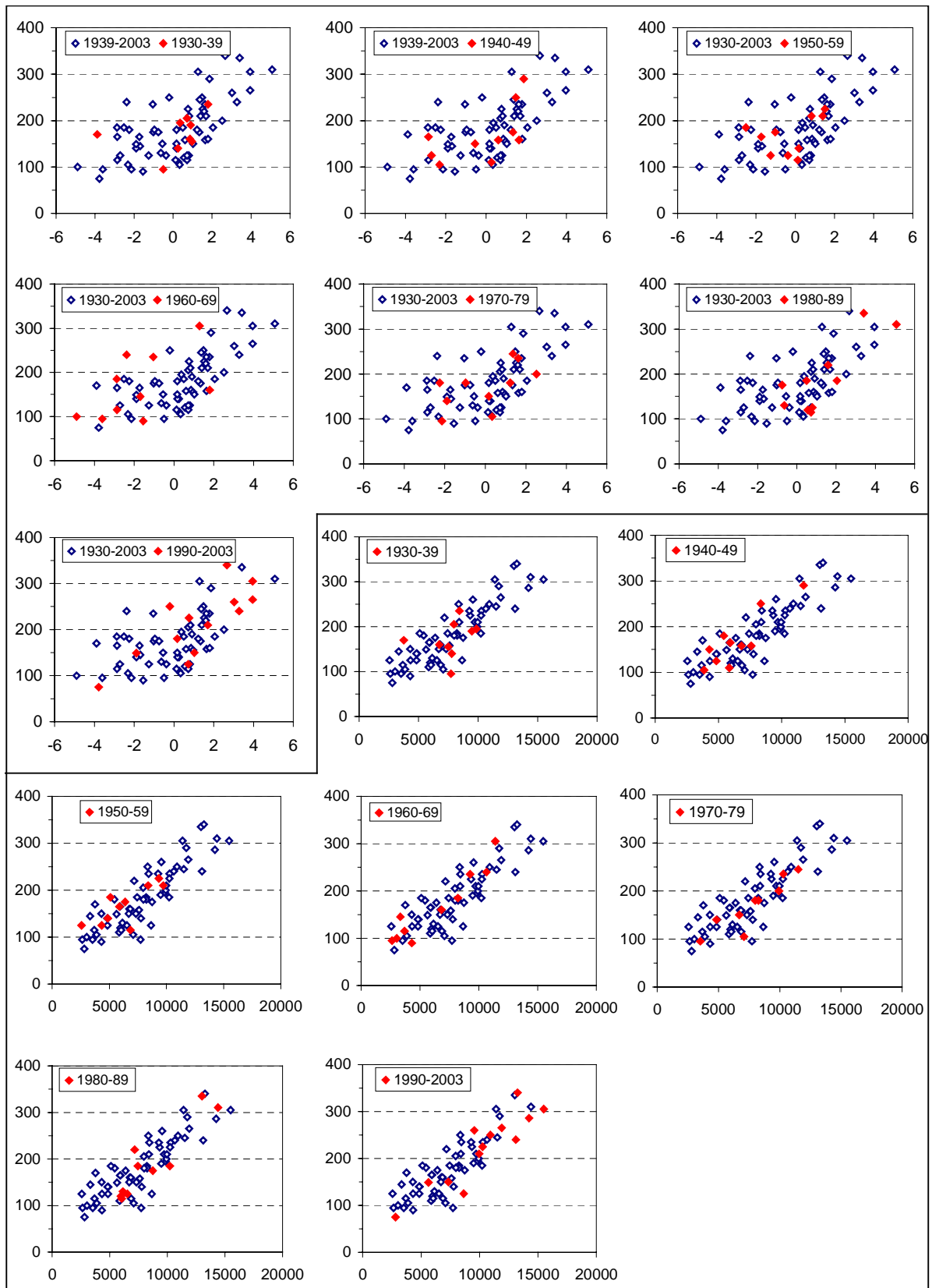
Figur 13. Snødybder målt i månedskiftet mars-april på et utvalg stasjoner på Hardangervidda. Målingene er foretatt av AS Tyssefaldene, Øst-Telemarkens Brukseierforening og Statkraft SF.

Snømålingene strekker seg tilbake til 1930-tallet og snødybder i tidligere år må basere seg på estimater. Fordelingen av vinternedbør i Sør-Norge er relatert til både stor-skala atmosfærisk sirkulasjon og lokale forhold (Tveito 2002). Den nordatlantiske svingning (NAO) er en stor-skala indeks som er basert på forskjeller i normaliserte månedlige lufttrykk ved havnivå (SLP) mellom Lisboa i Portugal og Stykkisholmur på Island (Hurrell 1995). Når NAO indeksen er positiv er vestlige vinder sterkere og Nord-Europa blir varmere og våtere enn normalt, mens ved negative verdier er de vestlige vindene svakere og Nord-Europa blir kaldere og tørrere enn normalt. NAO-indeksen varierer mest på vinterstid og den beskriver da trykkforskjeller i Atlanterhavet som har stor innvirkning på vinterklima på den Nordatlantiske/Europeiske sektor av den nordlige halvkule (Jones et al. 2003).

Vinter-NAO (desember-mars) var positivt korrelert til snømengden på vestlige deler av Hardangervidda etter 1980, men i perioden før (1930 - 1979) var sammenhengene svært dårlig (Fig.14). Selv om snødybdene på de vestligste stasjonene de siste tiårene viste en god sammenheng med NAO-indeksen så var sammenhengen langt dårligere for de sentrale og østligste stasjonene (Fig.15). Dette er naturlig da de vestlige vindene (som er sterkest korrelert til NAO) er fremherskende på vinteren og avsetter mest nedbør i vest opp mot de høyeste fjellene, mens på lesiden avtar nedbøren raskt og variasjonene blir mindre (Tveito 2002). Den dårlige korrelasjonen mellom NAO-indeksen og snødybder i dekadene før 1980 har sammenheng med at indeksene i denne perioden generelt var lave (<2). Lave indekser indikerer mindre styrke på vestavinden og lokale trykkgradienter blir mer styrende for klimaet på Hardangervidda enn fjerntliggende trykkgradienter (NAO). Dette stemmer godt overens med at korrelasjoner mellom vinter-NAO og nedbør over England var svært lav i perioden 1920 til 1970, men betydelig høyere før 1920 og etter 1970 (Jones et al. 2003). Den økte samvariasjonen mellom NAO og snødybder de siste to dekadene skyldes i hovedsak at alle NAO-indekser over 2 (siste 70 år) forkom i denne perioden. Høye NAO-indekser indikerer sterkere vestavindsbelte og økt nedbør. Utviklingen de siste to dekader har antagelig sammenheng med en nordøstlig forflytning av stormaktiviteten i Atlanterhavet (Hurrell et al. 2003). NAO-indekser er lite forutsigbare og dagens klimamodeller har ingen evne til å beskrive dem til riktig tid (Grønås 2001). Vinter-NAO er derfor dårlig egnet som grunnlag for å estimere snødyp før 1930, og til å beskrivelse fremtidige klimascenarier. For å lage klimascenarier over lokale områder i Norge trengs en nedskalering av globale klimamodeller til lokalt klima. I RegClim prosjektet er erfaringsmessige sammenhenger mellom klimaforholdene på stor skala og lokalt klima blitt brukt til å konstruere lokale klimascenarier for Norge (Benestad 2001, Hanssen-Bauer et al. 2001). Vi har benyttet de lange tidseriene fra Røldal meteorologiske stasjon, som ligger sydvest for Litlos, for å estimere snødyp ved Litlosvatn før 1930.

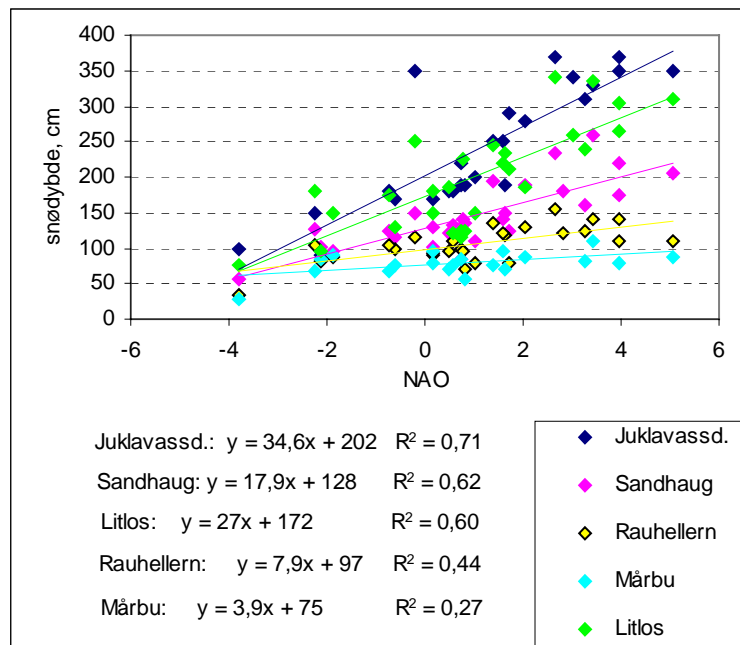
Vinternedbør ved Røldal meteorologiske stasjon var godt korrelert til snødybder ved Litlos i alle dekadene fra 1930 til 2000 (Fig.14). Det var perioden november til mars som ga den klart beste sammenheng, ikke uventet da også nedbøren i november kommer som snø på Hardangervidda. Sammenhengen er overraskende bra når en tar hensyn til at vanninnholdet i snøen kan variere. Vi har derfor benyttet regresjonsligningen: $(3) \text{ snødyp (cm)} = 0,0182 \times \text{nedbørsum (tidels-mm)} + 41,196$, ($R^2 = 0,75$) basert på data fra hele tidsperioden, for å estimere snødybder på Litlos i perioden før 1930.

Sannsynligheten for nedbør vinterstid i Sør-Norge har sammenhengen med vindretning og styrke (Tveito 2002). Basert på et lokalt trykknnett (<http://www.cru.uea.ac.uk/cru/data/pressure.htm>) har Tveito (2002) utviklet en sirkulasjonsindeks eller en "virvlingsindeks" for Sør-Norge som gir informasjon om hovedvindretninger og vindstyrker i ulike deler av året. Hovedvindretningen for perioden november-mars siste 100 år har variert fra syd til vest (Fig. 16), og den samlede vindstyrkeindeksen for denne perioden på året har variert betydelig over tid (Fig. 17). Generelt viser dette at lavere vindstyrker har vært assosiert til sydlige vinder, mens sterkere vind har vært mer vanlig ved vestlige vindretninger. Det viser også at estimert vindstyrke generelt var sterkere i perioden før 1940 og etter 1970 enn i årene i mellom. En dårlig samvariasjon mellom NAO og snødybder i perioden 1930 til 1970 kan skyldes at denne perioden hadde større hyppighet av svakere syd til sydvestlige vinder styrt av mer lokale trykkgradienter enn fjerntliggende trykkgradienter i Atlanteren (NAO).

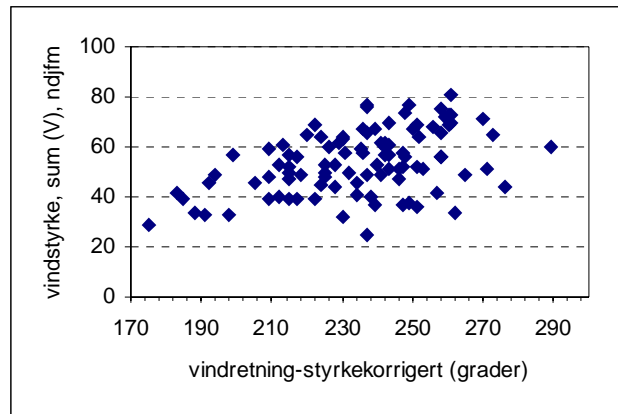


Figur 14. Sammenhengen mellom snødyb (cm) ved Litlos i månedskiftet mars-april og henholdsvis vinter NAO-indeksen (øvre 7 panel) og nedbørsum (10-dels-mm, november-mars) ved Røldal meteorologiske stasjon (nedre 7 panel), fordelt på dekaner siden 1930.

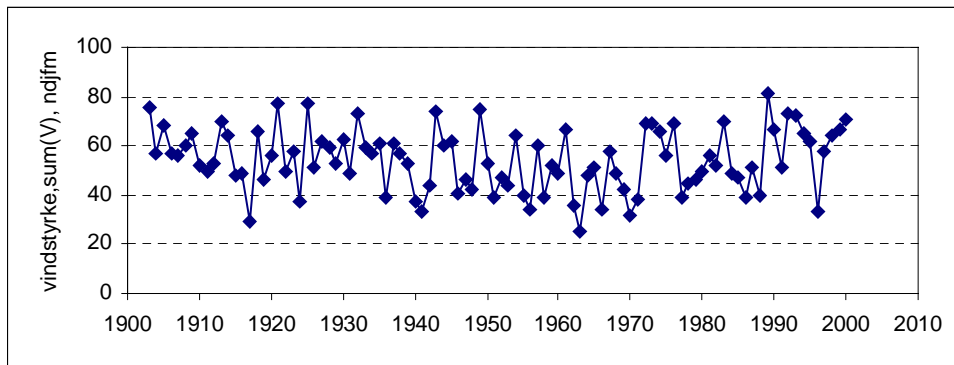
Snødybdene ved påsketider og temperaturen den følgende vår og sommer har stor betydning for produksjonssesongens lengde og økosystemets produktivitet. Nordli et al. (2002) har rekonstruert vår/sommer (april-august) temperaturer for Vestlandet tilbake til 1743 (Fig. 18). Generelt viser dette en synkende trend fra 1734 til ca. 1810. Derneft fulgte en varmere periode frem til 1830 etterfulgt av et kaldt tiår for deretter å stige igjen. Fra 1930 skjedde en betydelig oppvarming som har vart frem til i dag. 2002 var den varmeste sommeren i hele perioden. Likevel har det vært store år til år variasjoner. Som utgangspunkt for diskusjonen av historiske data over fiske og årsklassestyrker har vi sammenstilt snødyp (mars/april), vårtemperatur og sommer/høst temperaturen i perioden 1900 til 2002 basert på avvik fra normalen ved Bergen meteorologiske stasjon (Fig. 19). Dette er relevant da variasjoner i temperaturavvik fra normalen følger hverandre godt på de Sør-norske målestasjonene (Hanssen-Bauer og Nordli 1998). Dette vises også i den gode samvariasjonen mellom temperatursvingningene sommer/høst på enkelte målestasjoner rundt Hardangervidda de siste 15 årene (Fig. 20).



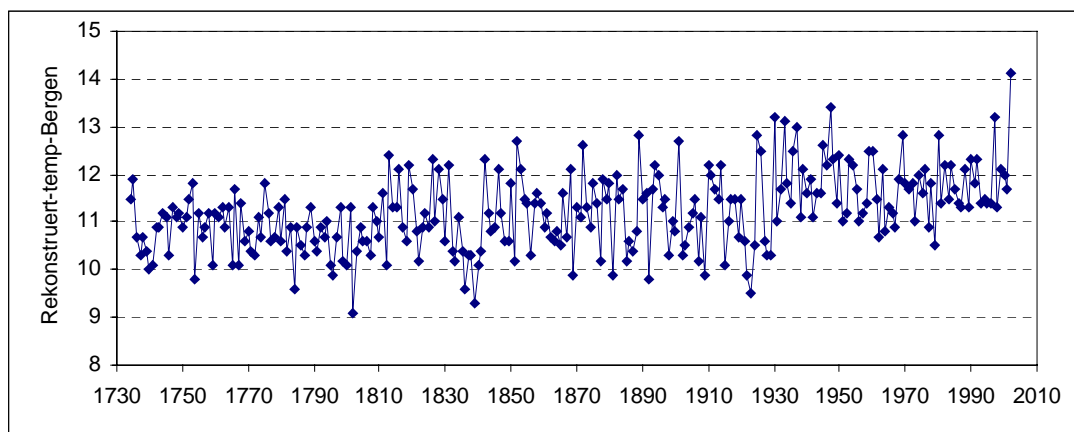
Figur 15. Sammenhengen mellom snødyp i månedskiftet mars-april og vinter-NAO (desember- mars) i perioden 1975 til 2003 på 5 stasjoner (se Fig. 1) i en gradient fra vest mot øst.



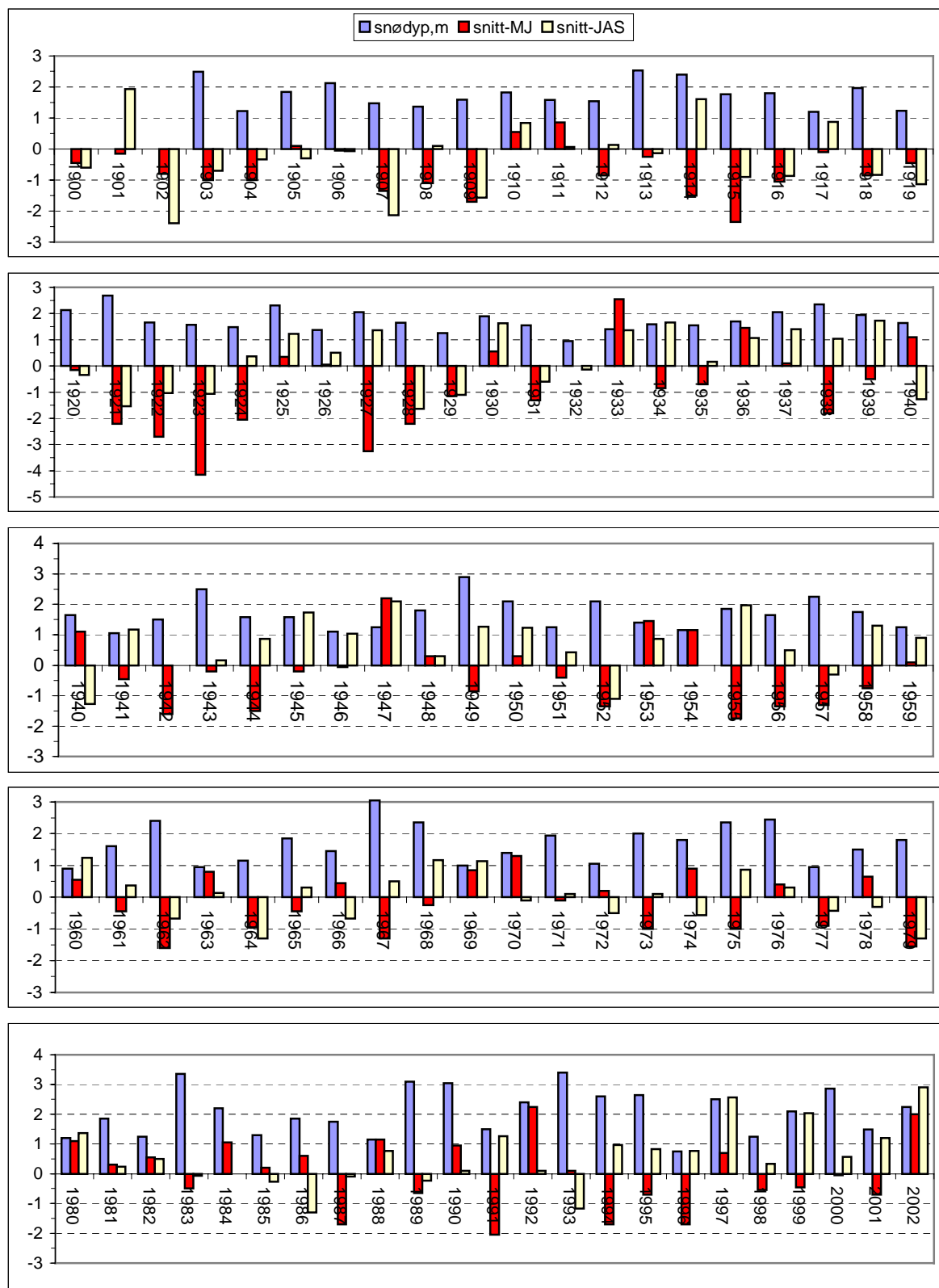
Figur 16. Sammenhengen mellom sum av månedlige virvlingsindekser (november-mars) og vindretningen i samme periode (styrkevektet på månedsbasis) basert på et lokalt trykknnett beregnet av Tveito(2002). 180 grader er rett sydlig vind, 270 vestlig.



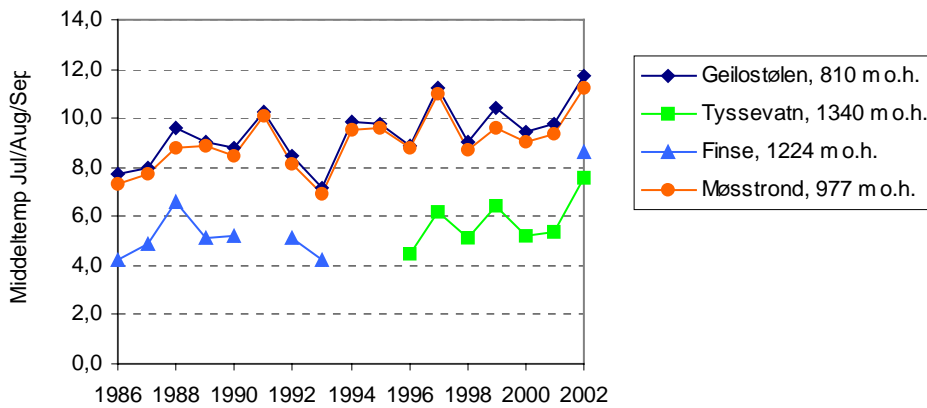
Figur 17. Akkumulert vindstyrkeindeks (V) av vestlig og sydvestlig geostrofisk vind (utledet av trykkgradienter) for perioden november til mars siden 1900 basert på et lokalt trykknnett definert i Tveito (2002). Vi har summert vindstyrkeindeksen for perioden på bakgrunn av primærdata oversendt av Ole Einar Tveito(met.no).



Figur 18. Rekonstruert (1734-1867) og observert (1868-2002) temperatur for Vestlandet (april-august) etter Nordli et al.(2002). Primærdata tilsendt av Per Øyvind Nordli (met.no).



Figur 19. Snødyb ved Litlos i månedskiftet mars/april og temperaturavvik i forhold til normalen (1961-1990) for våren (mai-juni) og sommer/høst (juli-september) ved Bergen meteorologiske stasjon (50540). Temperaturdata er skaffet til veie av met.no. Snødyb før 1930 er estimert ut fra likning (3) side 16, mens snødyb etter 1930 er målte verdier (Øst-Telemarkens Brukseierforening).

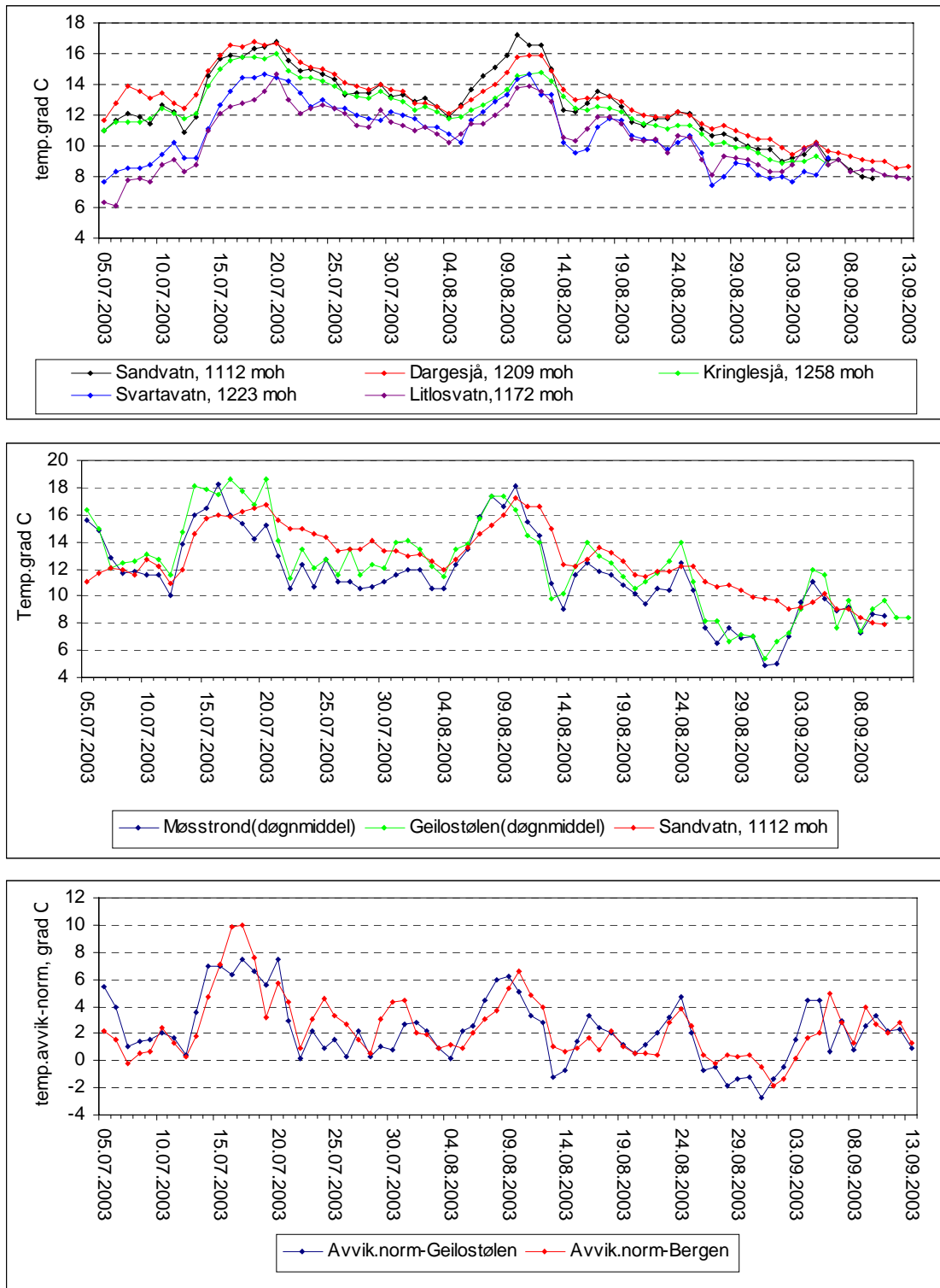


Figur 20. Middeltemperatur (juli-september) 1986-2002 på enkelte målestasjoner rundt Hardangervidda. Kilde: met.no.

Sammenhengen mellom lufttemperaturer og vanntemperaturer på 1 m's dyp ble undersøkt i 5 innsjøer sommeren 2003 (fig. 21). Sandvatn, Kringlesjø og Dargesjø ligger på Viddas sentrale område, mens Litlosvatn ligger lengre vest og Svartavatn på Viddas nordlige område (Fig. 1). Det var en svært god samvariasjon i temperaturgangen i disse innsjøene (Fig. 21). Det var to klare oppvarmingsfaser, den første fra isgang og frem til 22. juli, den andre fra 5. til 12. august. Oppvarmingsfasen startet senere i Litlosvatn og Svartavatn enn i de andre innsjøene høyst sannsynlig som følge av senere isgang. Temperaturene i disse innsjøene var systematisk lavere enn i innsjøene på Viddas sentrale område gjennom hele produksjonsperioden. Periodene 23. juli til 4. August, og etter 13. August, var avkjølingsperioder i alle innsjøene. Temperaturene kom opp mot 17 °C i innsjøene på Sentralvidda, men bare ca. 14 °C i Litlosvatn og Svartavatn. Dette indikerer at innsjøene på Viddas vestlige og nordlige deler hadde senere isgang og lavere temperaturer i produksjonsesongen enn innsjøene på i de sentrale områdene. De ligger ikke høyere over havet enn Dargesjø og Kringlesjø på sentralvidda, men det er mulig de påvirkes av sein snøsmelting i nedbørfeltet.

Variasjonene i vanntemperaturene var i stor grad påvirket av variasjoner i lufttemperaturen målt på de nærmeste meteorologiske stasjonene (Geilostølen og Møsstrand), men på grunn av vannets varmekapasitet var responsen på endringer i vanntemperaturen noe forsinket både i oppvarmings- og avkjølingsfasene (Fig. 21).

Avvikene i lufttemperaturer (døgnmidler) fra normalen (1961-1990) viste at sommeren 2003 var varmere enn normalt nesten i hele perioden (Fig. 21). Landet sett under ett var sommeren 2003 den fjerde varmeste sommeren siden de instrumentelle målingene startet for alvor i 1860 (Ole Einar Tveito, pers. medd.). Temperaturavvikene fra normalen ved Geilostølen meteorologiske stasjon samvarierte godt med tilsvarende avvik ved Bergen meteorologiske stasjon, men i enkelte tilfeller med en faseforskyvning på en til to dager (Fig. 21). Dette er i overensstemmelse med undersøkelser som viser at i denne regionen av landet viser temperaturavvikene fra normalen i sommerperioden en god samvariasjon på målestasjonene over en lang tidserie (Hanssen-Bauer and Nordli 1998). Dette er viktig da det er de lange kvalitetsikrede temperaturdataene fra Bergen meteorologiske stasjon som vi har benyttet i diskusjonen av ørretens årsklassestyrker på Hardangervidda gjennom de siste 100 årene.



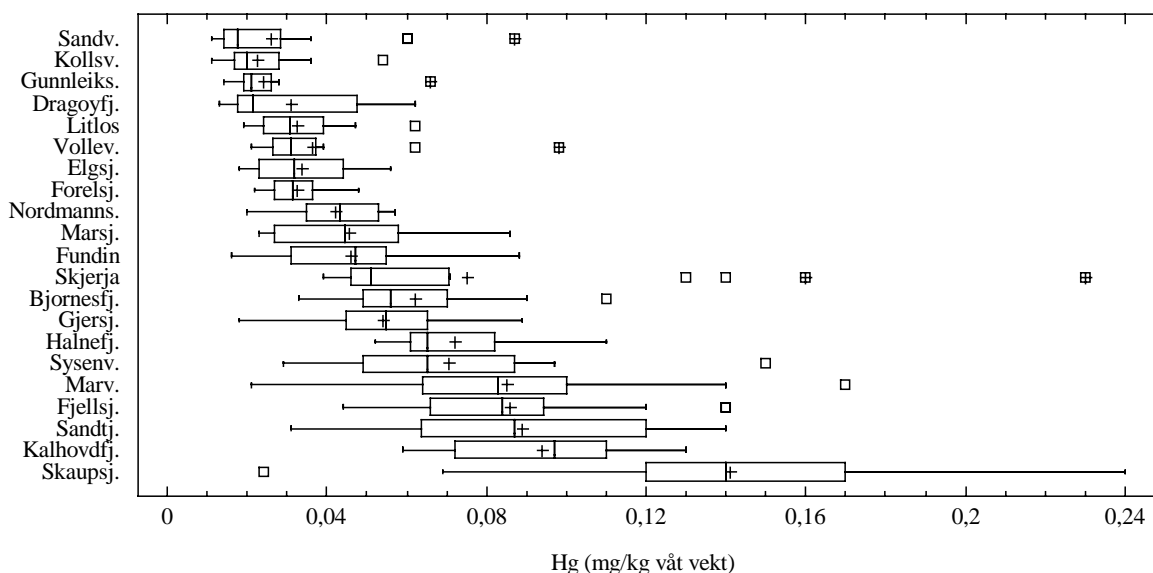
Figur 21. Temperaturer på 1 m's dyp i 5 innsjøer på Hardangervidda (øvre panel), temperaturer på 1 m's dyp i en av innsjøene (Sandvatn) og lufttemperaturer på de to nærmeste meteorologiske stasjonene (midtre panel) og temperaturavvik fra normalen (1961-1990) ved Geilostølen og Bergen meteorologiske stasjoner (nedre panel). Temperaturdata i innsjøene er beregnede døgnmidler ut fra termistorregistreringene. Lufttemperaturene er døgnmidler hentet fra met.no.

5. Kvikksølv og stabile isotoper

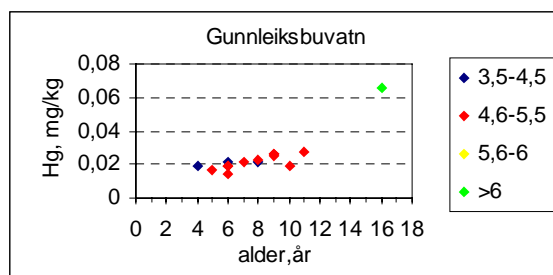
5.1 Kvikksølvkonsentrasjoner i fisk

Ørret

Middelkonsentrasjonen av kvikksølv i ørret varierte fra 0,026 til 0,141 mg/kg våtvekt med de høyeste verdiene i Skaupsjøen (Fig. 22). Variasjonsbredden i kvikksølvkonsentrasjonene økte generelt med økende median- og middelværdier. Fisk med avvikende høye kvikksølvkonsentrasjoner (såkalte "outliers" eller "far outliers" markert med firkantene i Fig. 22) ble observert i 11 innsjøer. En av disse var fra Skaupsjøen og hadde en kvikksølvkonsentrasjon på 0,42 mg/kg våtvekt (ikke vist i fig. 22). Det er godt kjent at konsentrasjon av kvikksølv i fisk øker med alderen. Med økt alder øker også størrelsen på fisken og den kan ta større byttedyr f. eks fisk. Derfor øker også ofte også fiskens trofiske posisjon med alder i mange av våre innsjøer. Et eksempel på dette er Gunnleiksbuvatn (Fig 23) der den eldste fisken, med den avvikende høye kvikksølvverdien (Fig. 22), også hadde den høyeste trofiske posisjon. Det er derfor overveiende sannsynlig at fisk med avvikende høye kvikksølvverdier slik som vist i Fig.22 har hatt fisk som innslag i dietten.

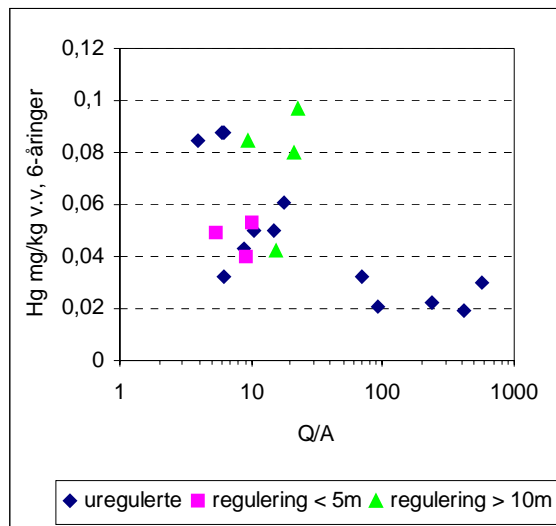


Figur 22. Boks-plot for kvikksølvkonsentrasjoner (Hg) i ørret i de ulike innsjøene. Boksene inkluderer 50% av observasjonene, medianen er markert med strek, middelværdien med +. Linjene fra boksene er trukket til laveste og høyeste kvartil, mens observasjoner utenfor disse er markert med en firkant. Firkant med kryss er såkalte "far outliers" eller sterkt avvikende observasjoner. En slik observasjon 0,41 mg Hg/kg fra Skaupsjøen (den høyeste som ble observert) er ikke vist i figuren.



Figur 23. Kvikksølvkonsentrasjon, alder og $\delta^{15}\text{N}$ (4 intervall, høyre panel) i Gunnleiksbuvatn.

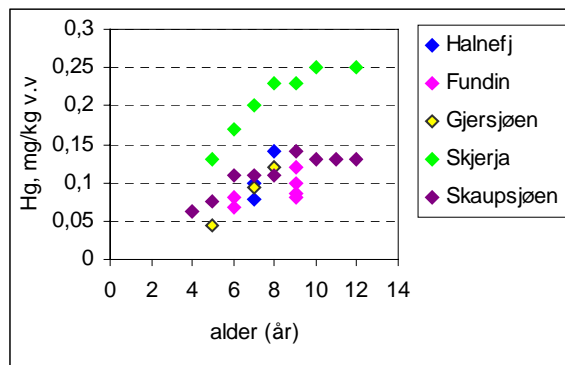
Kvikksølvkonsentrasjonene i 6-årig ørret (som er nær middelverdiene for all undersøkt fisk) viste en negativ sammenheng med årlig vanntilførsel pr. arealenhet av innsjøen (Fig. 24). I innsjøer som er nær like dype vil Q/A_0 vise en nær sammenheng med teoretisk oppholdstid. Vi har valgt denne fremstillingsmåten da volumberegningene i enkelte av innsjøene er relativt usikre.



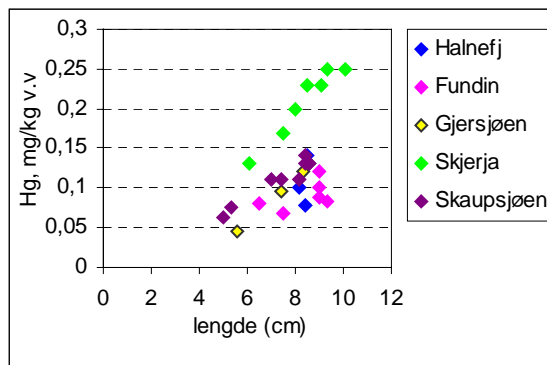
Figur 24. Sammenhengen mellom årlig vanntilførsel tilført innsjøen pr. arealenhet av innsjøoverflaten (Q/A) og kvikksølvkonsentrasjonene i 6-årig ørret.

5.2 Kvikksølvkonsentrasjoner i ørekyt

Konsentrasjonene av kvikksølv i ørekyt varierte fra 0,05 til 0,25 mg/kg v.v med de høyeste verdiene i Skjerja (Fig. 25). Konsentrasjonene i ørekyt var svært godt korrelert med lengde og alder opp til 8 år, men konsentrasjonene økte ubetydelig (eller forble konstant) med økende alder etter 8 år (Fig. 25 og 26). Kvikksølvkonsentrasjonene i ørekyt fra Skjerja var nær dobbelt så høye som i de andre innsjøene. Trofisk posisjon for ørekyt endret seg ikke nevneverdig med alderen i noen av innsjøene (ikke vist her).



Figur 25. Sammenhengen mellom alder og kvikksølvkonsentrasjon (Hg) i ørekyt.

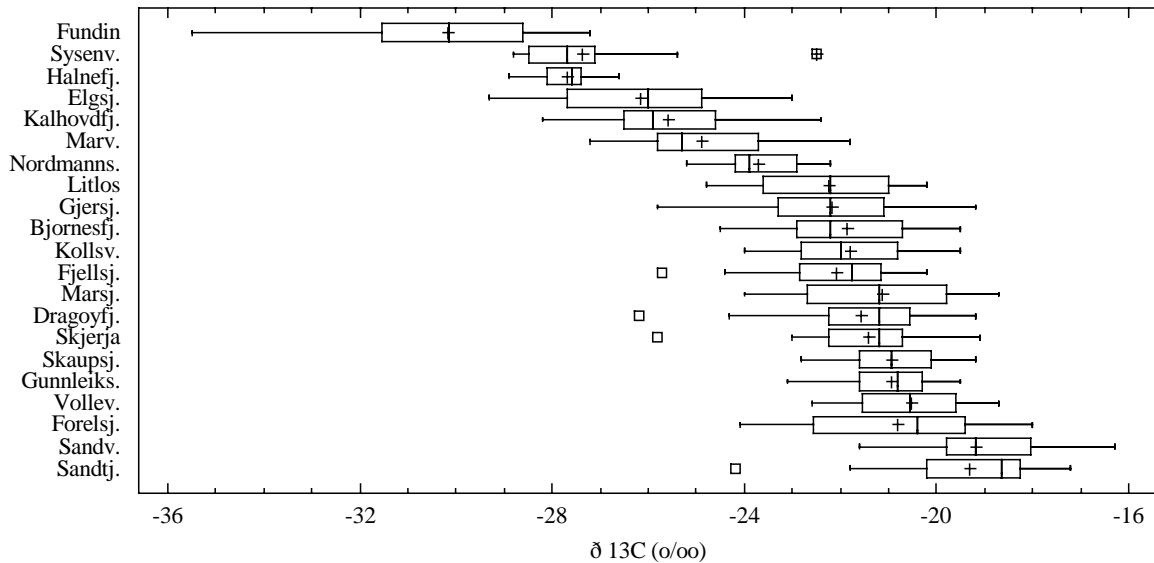


Figur 26. Sammenheng mellom lengde og kvikksølvkonsentrasjon (Hg) i ørekyt.

5.3 Stabile isotoper i næringsdyr og fisk

Stabile karbonisotoper

$\delta^{13}\text{C}$ i ørret og ørekyt er korrigert for trofisk posisjon ($\delta^{13}\text{C-k}$), mens for næringsdyr hadde en slik justering uvesentlig betydning og er utelatt. Variasjonsbredden i $\delta^{13}\text{C-k}$ i utvalget av ørret fra hver innsjø varierte fra 4 til 8 ‰ (Fig. 27, Tab. 8) Dette indikerer en betydelig individuell variasjon i matvaner. Middelverdien av karbonsignaturen ($\delta^{13}\text{C}$) i utvalget av ørret varierte fra -19,2 til -23,7 ‰ i de uregulerte innsjøene og fra -24,9 til -30,2 ‰ i de regulerte innsjøene (Fig. 27, Tab. 8).



Figur 27. Boks-plot for $\delta^{13}\text{C}$ i fisk i de ulike innsjøene. Boksene inkluderer 50% av observasjonene, medianen er markert med strek, middelverdien med +. Linjene fra boksene er trukket til laveste og høyeste kvartil, mens observasjoner utenfor disse er markert med en firkant. Firkant med kryss er såkalte "far outliers" eller sterkt avvikende observasjoner. De øverste 6 innsjøene og Marsjøen er regulert.

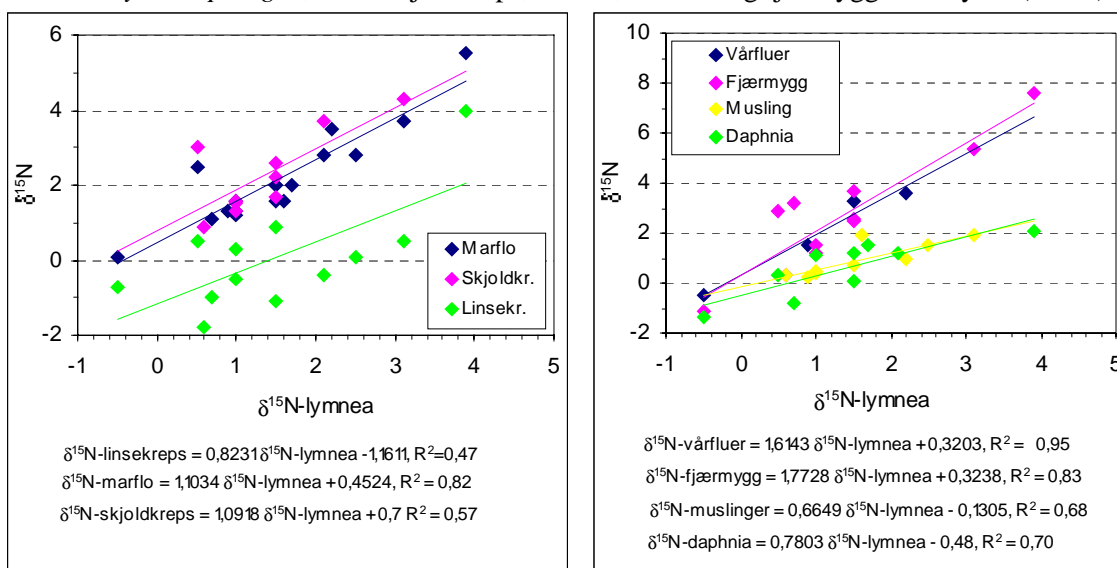
På bakgrunn av middelverdiene av $\delta^{13}\text{C-k}$ verdiene i ørret, $\delta^{13}\text{C}$ i pelagisk dyreplankton, muslinger og de viktigste strandnære næringsdyrene kan andelen karbon fra den strandnære næringskjeden i forhold til den pelagiske beregnes (Tab. 8, tredje siste kolonne). I innsjøene var fra 70 til 95% av ørretens karbon hentet fra strandnære karbonkilder, med unntak av det betydelig regulerte Sysenvatn hvor andelen var nede i 33%.

Tabell 8. Beregninger av $\delta^{13}\text{C}$ i fisk og sentrale næringsdyr. N = antall fisk, $\delta^{13}\text{C}$ -s = gjennomsnitt for fisk, SD = standardavvik for gjennomsnittet, Min = laveste verdi i fisk, Max = høyeste verdi i fisk, $\delta^{13}\text{C}$ -k = $\delta^{13}\text{C}$ -s - ($\delta^{15}\text{N}$ snitt - $\delta^{15}\text{N}$ bunnlinje)/3,4 x 0,5), Lymnea = $\delta^{13}\text{C}$ for *Lymnea peregra*, Zoob. = Sum $\delta^{13}\text{C}$ av (Lymnea, marflo, skjoldkreps, linsekreps, vårfluer)/5, Pelag. = $\delta^{13}\text{C}$ i zooplankton evt. muslinger, % B/P-L = % C fra bentisk/profundal næringskjede basert på $\delta^{13}\text{C}$ i *Lymnea peregra*, % B/P = % C fra bentisk/profundal næringskjede basert på $\delta^{13}\text{C}$ i Zoob., $\delta^{13}\text{C}$ -diff 1 = $\delta^{13}\text{C}$ -k - Pelag, diff. 2 = Zoob. - Pelag.

Lokalitet	N	$\delta^{13}\text{C}$ -s	SD	Min	Max	$\delta^{13}\text{C}$ -k	Lymnea	Zoob.	Pelag.	% B/P-L	%B/P-Z	$\delta^{13}\text{C}$ -diff.1	$\delta^{13}\text{C}$ -diff.2
Bjornesfj.	25	-21,8	1,5	-24,5	-19,5	-22,5	-19,4	-21,7	-29,1	75,2	89,1	6,6	7,4
Dragøyfj	20	-21,6	1,6	-26,2	-19,2	-22,3	-19,4	-20,3	-27,4	70,7	71,8	5,1	7,1
Elgsjøen	23	-26,1	1,6	-29,3	-23,0	-26,9	-21,5	-25,5	-30,5	48,9	72,0	3,6	5,5
Fjellsjøen	20	-22,1	1,4	-25,7	-20,2	-22,9	-19,5	-20,9	-29,2	73,2	75,9	6,3	8,3
Forelsjøen	20	-20,8	1,9	-24,1	-18,0	-21,5	-19,0	-19,7	-33,0	82,1	86,4	11,5	13,3
Fundin	28	-30,2	2,0	-35,5	-27,2	-30,9	-29,0	-29,3	-35,7	71,6	75,0	4,8	6,4
Gjersjøen	18	-22,1	1,7	-25,8	-19,2	-22,9	-20,5	-20,6	-30,2	83,5	76,0	7,3	9,6
Gunnleiksbuv.	15	-20,9	1,0	-23,1	-19,5	-21,6	-20,0	-20,8	-28,8	89,7	90,0	7,2	8,0
Halnefj.	14	-27,7	0,6	-28,9	-26,6	-28,4	-27,0	-27,7	-30,6	75,0	75,8	2,2	2,9
Kalhøvdj.	30	-25,6	1,6	-28,2	-22,4	-26,4	-22,1	-25,2	-30,3	57,3	75,0	3,9	5,1
Kollsvatn	21	-21,8	1,3	-24,0	-19,5	-22,5	-21,6	-21,6	-30,8	97,8	90,2	8,3	9,2
Litlosvatn	20	-22,2	1,4	-24,8	-20,2	-22,9	-20,0	-21,5	-33,0	83,0	87,5	10,1	4,5
Marsjøen	14	-21,1	1,7	-24,0	-18,7	-21,9	-18,0	-20,0	32,2	78,1	95,3	10,3	12,2
Mårvatn	26	-24,9	1,5	-27,2	-21,8	-25,7	-25,3	-24,9	-29,5	85,7	80,9	3,8	4,7
Nordmannsl.	14	-23,7	0,8	-25,2	-22,2	-24,5	-21,1	-22,4	-29,5	69,0	70,4	5,0	7,1
Sandtj.	16	-19,3	1,7	-24,2	-17,2	-20,0	-17,0	-19,4	-29,0	80,8	93,7	9,0	9,6
Sandvatn	20	-19,2	1,4	-21,6	-16,3	-19,9	-18,6	-19,1	-29,9	94,7	92,5	10,0	10,8
Skaupsjøen	16	-20,9	1,1	-22,8	-19,2	-21,8	-20,0	-21,1	-28,8	89,7	90,9	7,0	7,7
Skjerja	20	-21,4	1,5	-25,8	-19,1	-22,3	-19,0	-20,7	-32,0	81,5	85,8	9,7	11,3
Systemvatn	15	-27,4	1,6	-28,8	-22,1	-28,3	-22,0	-22,0	-31,5	43,1	33,6	3,2	9,5
Vollevatn	16	-20,5	1,2	-22,6	-18,7	-21,2	-18,9	-19,9	-30,1	85,7	87,2	8,9	10,2

Stabile nitrogenisotoper

Sneglearten, *Lymnea peregra*, er valgt som indikator for bunnlinje $\delta^{15}\text{N}$ i de ulike innsjøene. Verdiene varierte mellom -0,5 ‰ og 3,9 ‰ (Fig.28), med de høyeste verdiene i de regulerte innsjøene (Tab.10). Det var generelt en god og sammenheng mellom $\delta^{15}\text{N}$ -verdiene i de andre næringsdyrene og $\delta^{15}\text{N}$ i *Lymnea peregra* (Fig 28). I snitt var $\delta^{15}\text{N}$ verdiene i muslinger, vannlopper (*Daphnia*) og linsekreps lavere enn i *Lymnea peregra*, mens skjoldkreps, marflo, vårfluer og fjærmygg var høyere (Tab 9).

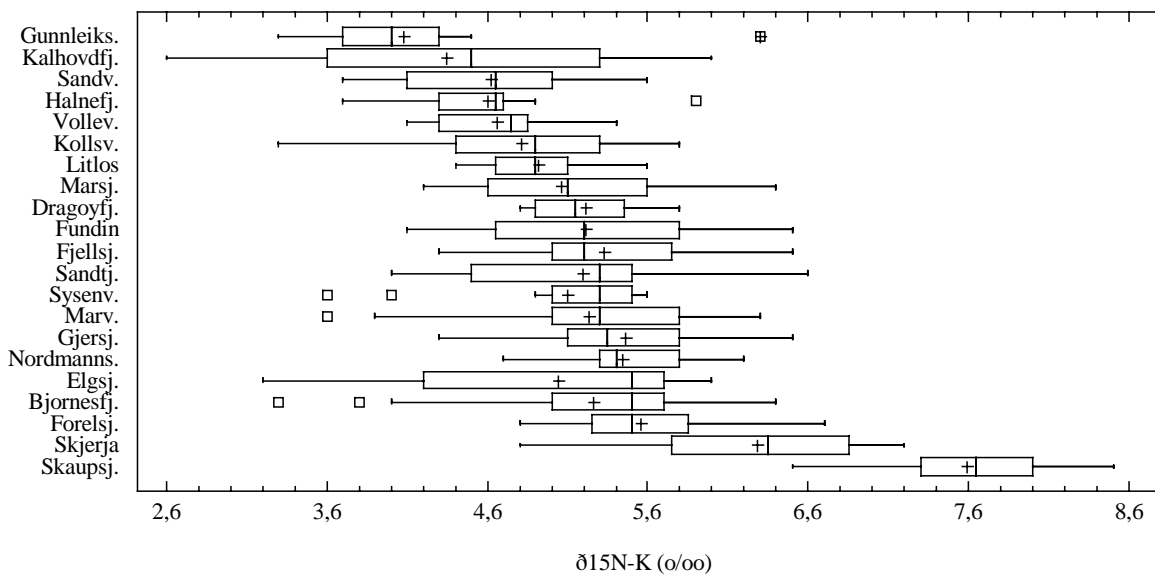


Figur 28. Sammenhengen mellom $\delta^{15}\text{N}$ i *Lymnea peregra* og $\delta^{15}\text{N}$ i andre næringsdyr

Tabell 9. Aritmetisk gjennomsnitt for $\delta^{15}\text{N-k}$ (‰) for de ulike grupper av næringsdyr i de undersøkte innsjøene. $\delta^{15}\text{N-k} = \delta^{15}\text{N}$ (næringsdyr) - $\delta^{15}\text{N}$ (*Lymnea peregra*).

gruppe	marflo	skjold- krepss	linse- krepss	vårflue -larver	fjærmygg- larver	muslinger	daphnier
$\delta^{15}\text{N-k}$ (‰)	0,65	0,90	-1,35	0,95	1,32	-0,66	-0,80

Gjennomsnittsverdiene for $\delta^{15}\text{N-k}$ i ørret varierte fra ca 4 ‰ til 7,6 ‰, men det var en betydelig variasjon innen hver sjø (Fig. 29). Dette indikerer betydelig individuelle forskjeller i næringspreferanser selv innen en enkelt sjø. Økende verdier av $\delta^{15}\text{N-k}$ verdier indikerer stigende trofisk posisjon og økt frekvens av fiskespising.



Figur 29. Boks-plott for $\delta^{15}\text{N-k}$ i fisk i de ulike innsjøene. Boksene inkluderer 50% av observasjonene, medianen er markert med strek, middelverdien med +. Linjene er trukket til laveste og høyeste kvartil, mens observasjoner utenfor disse er markert med en firkant. Firkant med kryss er såkalte "far outliers" eller sterkt avvikende observasjoner

Biplott for korrigerte verdier av stabile nitrogen- og karbonisotoper

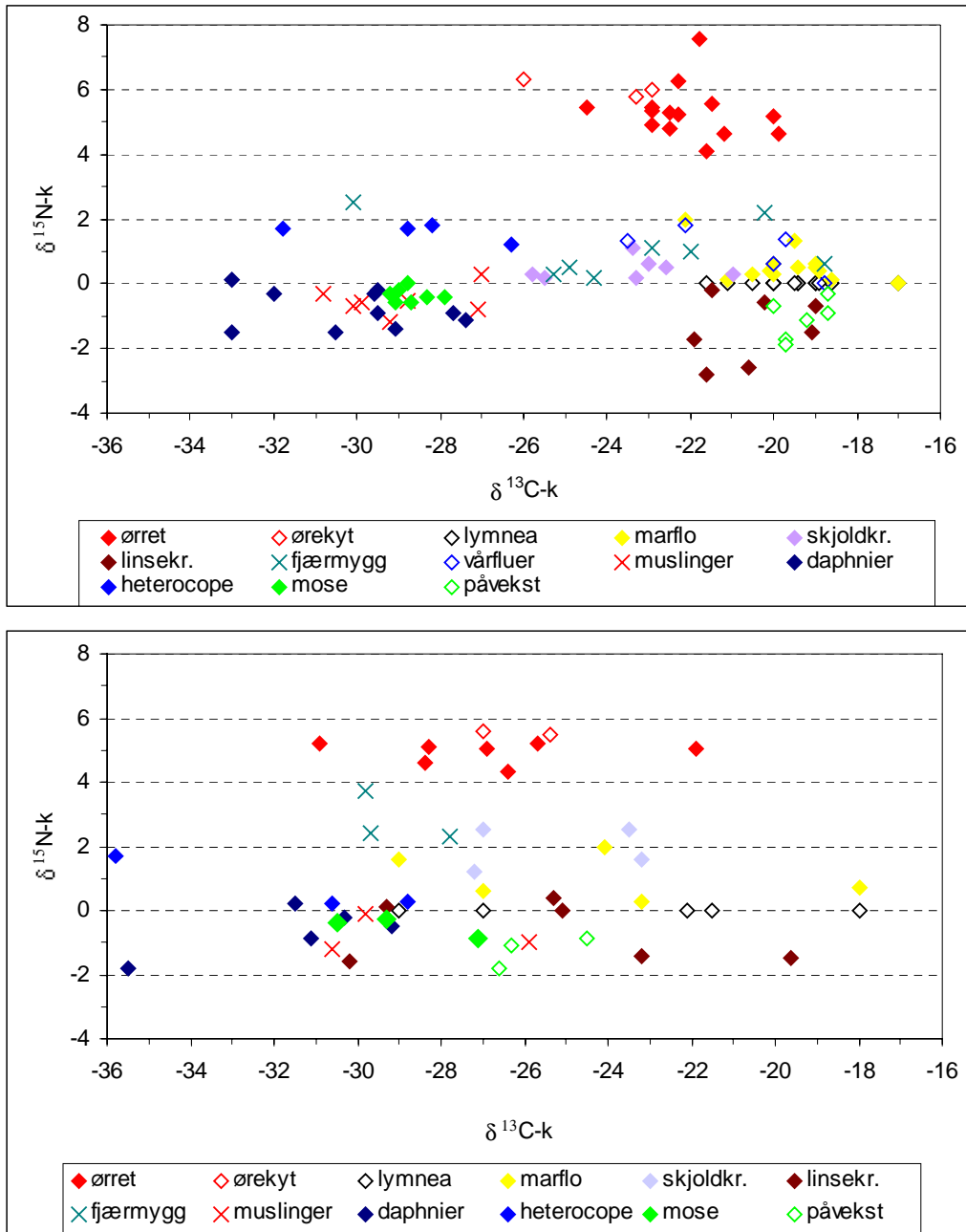
Uregulerte innsjøer

I disse innsjøene var forskjellen i karbonsignatur for de strandnære næringsdyrene (marflo, skjoldkrepss og linsekrepss, snegl og vårfluelarver) og planktoniske krepssdyr, muslinger og moser ca. 10 ‰ (Fig. 30). Marflo og *Lymnea peregra* hadde nær samme karbonsignatur som påvekstalgene, mens skjoldkrepssens signatur var noe lettere. Karbonsignaturen i fjærmygg-larver varierte fra -26 til -20 som følge av at de er innsamlet fra bløtbunn i både grunne og noe dypere lag av innsjøene. Ørretens karbonsignatur (aritmetisk middel) var nær karbonsignaturene i de tre sistnevnte næringsdyrene, mens ørekyt hadde en noe lettere signatur (aritmetisk middel) enn ørret i tilsvarende innsjøer (Fig. 30). $\delta^{15}\text{N}$ for næringsdyrene varierte hovedsakelig fra -2 ‰ til 2 ‰. Gjennomsnittet for $\delta^{15}\text{N-k}$ i fisk varierte fra 4 til 6 ‰ unntatt en innsjø (Skaupsjøen) som var høyere enn de andre (7,8 ‰).

Regulerte innsjøer

I disse innsjøene gjør utvaskingen av reguleringssonen at hoveddelen av de bunnlevende næringsdyrene blir tvunget til næringsøk på større dyp. I disse innsjøene var skjoldkrepss, marflo, snegler,

insektslarver og påvekstaler nesten fraværende i strandsonen, men ble funnet på større dyp (6 - 15 m). Med unntak av en innsjø (Marsjøen) som er lite regulert (4 m), var karbonsignaturen for denne gruppen betydelig lettere (4 - 6 ‰) i disse innsjøene enn i de uregulerte (Fig. 30). Forskjellen i isotopsignaturene mellom disse bunn- eller nær bunnlevende næringsdyrene og pelagisk dyreplankton var mindre enn i de uregulerte innsjøene (ca. 5 ‰). $\delta^{15}\text{N}$ -k verdiene var nær de samme for næringsdyrene og fisk slik som i de uregulerte innsjøene.



Figur 30. Sammenhengen mellom $\delta^{13}\text{C}$ -k og $\delta^{15}\text{N}$ -k for fisk og næringsdyr i uregulete innsjøer (øvre panel) og regulerte (nedre panel). Alle verdier representerer middelerverdier for de ulike grupper av organismer.

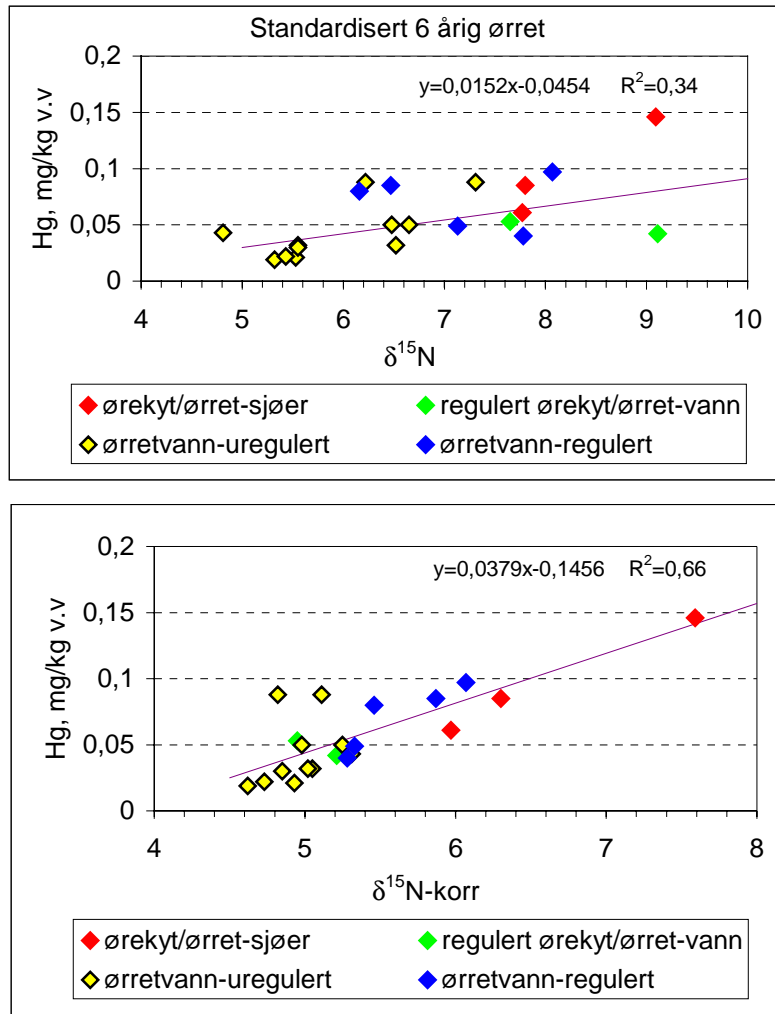
5.4 Kvikksølv og stabile isotoper

Det er godt kjent at alder og trofisk posisjon er de viktigste forklaringsvariable for kvikksølv i ørret. For å sammenlikne de ulike innsjøene ble konsentrasjonene av kvikksølv, $\delta^{15}\text{N}$ og $\delta^{15}\text{N}$ -k beregnet for 6 årig ørret (nær snitt for hele materialet, såkalt grand mean) på bakgrunn av individuelle regresjoner for hver innsjø (Tab. 10).

Tabell 10. $\delta^{15}\text{N}$ og $\delta^{13}\text{C}$ verdier i 6 årig ørret både estimerte (ut fra individuelle korrelasjoner for hver sjø) og de bunnlinjekorrigerede verdiene ($\delta^{15}\text{N}$ -k og $\delta^{13}\text{C}$ -k). $\delta^{15}\text{N}$ i *Lymnea peregra* som utgjør bunnlinjekorreksjonen er også gitt sammen med noen innsjøspesifikke data.

Lokalitet	alder	$\delta^{15}\text{N}$	^{15}N -base	N^{15} korr6år	Hg	$\delta^{13}\text{C}$ -6år	mid.dyp	areal	Tw,år	Reg.høyde
Bjornesfj.	6	6,48	1,5	4,98	0,050	-22,3	4,2	18,55	0,29	0
Dragøyfj	6	4,81	-0,5	5,31	0,043	-22,6	10,0	3,31	1,11	0
Gunnleiksbuv.	6	5,32	0,7	4,62	0,019	-20,8	2,9	1,27	0,008	0
Halnefj	6	7,65	2,7	4,95	0,053	-27,6	4,2	13,6	0,4	4
Kalhovd	6	6,16	0,7	5,46	0,080	-25,6	13,5	20,4	0,62	12
Kollsv.	6	5,53	0,6	4,93	0,021	-22,0	6,5	0,63	0,07	0
Litlosv.	6	5,55	0,5	5,05	0,032	-22,7	10,2	1,51	0,15	0
Mårvatn	6	6,47	0,6	5,87	0,085	-25,1	16,3	20,5	1,72	21
Nordmannsl.	6	6,65	1,4	5,25	0,050	-24,1	3,9	11,09	0,33	0
Sandvatn	6	5,43	0,7	4,73	0,022	-19,2	2,6	1,58	0,01	0
Skaupsjøen	6	9,09	1,5	7,59	0,146	-20,8	2,1	2,88	0,147	0
Skjerja	6	7,80	1,5	6,30	0,085	-21,3	2,0	1,55	0,514	0
Sysenvatn	6	8,07	2,0	6,07	0,097	-27,9	44,4	10,24	1,94	66
Vollevatn	6	5,55	0,7	4,85	0,030	-20,8	2,9	1,54	0,005	0
Elgsjøen	6	7,78	2,5	5,28	0,040	-26,7	3,6	2,4	0,4	5,3
Fjellsjøen	6	7,31	2,2	5,11	0,088	-22,1	2,5	0,54	0,4	0
Forelsjøen	6	6,52	1,5	5,02	0,032	-20,9	5,9	3,8	1,73	0
Fundin	6	9,11	3,9	5,21	0,042	-30,2	5,2	10	0,33	21
Gjersjøen	6	7,77	1,8	5,97	0,061	-22,1	5,6	0,64	0,32	0
Marsjøen	6	7,13	1,8	5,33	0,049	-21,1	12,2	2,7	2,3	4
Sandtjønn	6	6,22	1,4	4,82	0,088	-21,9	1,9	0,027	0,31	0

Kvikksølvkonsentrasjonene i 6 årig ørret var svært godt korrelert til $\delta^{15}\text{N}$ -k verdiene, men betydelig dårligere til ukorrigerede $\delta^{15}\text{N}$ verdiene (Fig. 31). Konsentrasjonene økte med trofisk posisjon og konsentrasjonene var høyest i regulerte innsjøer og i uregulerte innsjøer med ørekyt. De grunne innsjøene Fjellsjøen og Sandtjern i Nord-Hedmark hadde noe høyere kvikksølvkonsentrasjoner enn de andre innsjøene med tilsvarende $\delta^{15}\text{N}$ -k verdier.



Figur 31. Sammenhengen mellom kvikksølvkonsentrasjonen i 6-årig ørret (nær grand mean dvs middelværdien for alle aldersdata) og ukorrigert $\delta^{15}\text{N}$ (øvre panel) og bunnlinjekorrigert $\delta^{15}\text{N}$ (nedre panel) basert på individuelle regresjoner for hver enkelt innsjø.

6. DISKUSJON

6.1 Kvikksølv i fisk og faktorer som påvirker konsentrasjonene

Vi har vist at konsentrasjonene av kvikksølv i ørret på Hardangervidda (og i Nord-Hedmark) var lavere enn 0,5 mg/kg. Dette er grensen som EU har satt for omsetning av fiskearter som benyttes ofte i kostholdet. Som følge av EØS avtalen gjelder dette regelverket også i Norge. FNs ekspertkomite (JECFA) for vurdering av tilsetningstoffer og kontaminanter har fastsatt et tolerabelt ukentlig inntak (PTWI) på 3,3 µg metylkvikksølv/kg kroppsvekt, tilsvarende 0,2 mg for en person på 60 kg. Det er relativt liten sikkerhetsmargin mellom det tolerable ukentlige inntaket som er fastsatt av JECFA og det som kan gi effekter hos enkelte individer i befolkningen. Et inntak av metylkvikksølv over PTWI bør derfor unngås. Nesten alt kvikksølv i fisk foreligger som metylkvikksølv (Wiener and Spry 1994). Med bakgrunn i de lave konsentrasjoner en generelt har i fisk fra Hardangervidda (0,04 – 0,14 mg/kg) vil et tolerabelt ukeinntak av fiskekjøtt være så høyt at det ikke er grunn til å gi kostholdsråd eller restriksjoner på omsetning av fisk. I Skaupsjøen, der innslaget av ørekyt i ørretens diett var stor, var imidlertid konsentrasjonene i stor eldre fisk nær omsetningsgrensa. Det ekstraleddet i næringskjeden som ørekyta representerer, fører til at ørretens innhold av kvikksølv og sannsynligvis også andre biomagnifiserbare miljøgifter (bl.a sprøytemidler, PCB) oftest blir betydelig høyere enn i innsjøer uten ørekyt (se Rognerud et al. 2002 og sitert litteratur). Ørekyt er derfor uønsket på Hardangervidda, ikke bare fordi den er en næringskonkurrent for ørreten, men også fordi den øker konsentrasjoner av miljøgifter i en viktig matressurs.

Vi har vist at det er nødvendig å korrigere $\delta^{15}\text{N}$ verdiene i fisk og næringsdyr til en felles bunnlinje når trofisk posisjon skal sammenliknes mellom innsjøer. Variasjonene i $\delta^{15}\text{N}$ verdiene i bunnen av næringskjeden kan skyldes mange forhold, men i områder uten nevneverdig antropogen påvirkning er andelen nitrogenfikserende alger i innsjøene og graden av denitrifikasjon i sedimentene viktige forhold (Fjeld 2003). Vi har valgt den vanlig forekommende sneglen *Lymnea peregra* som referanseorganisme slik også andre har foreslått (Post 2002). Den gode sammenhengen mellom $\delta^{15}\text{N}$ verdiene i *Lymnea peregra* og i andre næringsdyr i de enkelte innsjøene er en god indikasjon på at $\delta^{15}\text{N}$ verdiene i denne arten gir et godt estimat på bunnlinje $\delta^{15}\text{N}$. Korrigert $\delta^{15}\text{N}$ signatur ($\delta^{15}\text{N-k}$) beregnet for 6 årig ørret var godt korrelert til kvikksølvkonsentrasjonene for denne årsklassen i våre innsjøer. Spennvidden i trofisk posisjon var nær ett trofisk nivå (3,4 ‰) og økende $\delta^{15}\text{N-k}$ verdier indikerer økende grad av fisk eller andre sekundær-konsumenter i dietten. Vekstfortynning kan skje i raskt voksende fisk når konsentrasjonene av kvikksølv er svært lave (Rognerud et al. 2002). Tar en hensyn til dette, stemmer resultatene godt overens med at konsentrasjonene av kvikksølv i fisk øker med en faktor på 3,5 for hvert trofisk nivå (Rognerud og Fjeld 2002). Dette viser også den effektive biomagnifiseringen av kvikksølv som finner sted i næringskjeden. Til sammenlikning kan vi nevne at fisk som har samme trofiske posisjon hele livet vil trenge ca. 10 år for å oppnå en tilsvarende økning i konsentrasjonen (Rognerud og Fjeld 2002).

I 19 av de 21 undersøkte innsjøene var midlere trofisk posisjon i ørret 1-1,5 trofisk nivå (3,5 til 5 ‰) høyere enn de viktigste gruppene av næringsdyr slik som krepsdyr, insektlarver, snegl og muslinger, mens i de 2 siste (Skjerja og Skaupsjøen) var forskjellene større pga fisk i dietten. I de 19 sjøene viser mageanalyser dominans av disse næringsdyrene og de lave konsentrasjonene av kvikksølv er i god overenstemmelse med resultater fra insekt- og krepsdyrspisende fiskebestander fra andre fjellområder i Midt- og Nord-Norge (Rognerud et al. 1996, Skotvold et al. 1999, Rognerud et al. 2002), fjellområder i sentral Europa (Rognerud et al. 2002), og i arktisk Canada (Braune et al. 1999). De lave konsentrasjonene av kvikksølv i ørret i høyfjellet skyldes lave konsentrasjoner av metyl-kvikksølv i innsjøene som følge av lav produksjon i de kalde omgivelser (Ramlal et al. 1993), stor fotodegradering

av metylkvikksølv i klart vann (Sellers et al. 1995), lav tilførsel av humusbundet metylkvikksølv fra nedbørfeltet i lite humusholdig vann (St. Louis et al. 1996) og at avsetning av atmosfæriske kvikksølvforbindelser er lavere i et skogfritt landskap enn et skogkledd (St. Louis et al. 2001).

Den negative korrelasjonen mellom kvikksølvkonsentrasjonene i fisk og "areal water load" (dvs. også vannets oppholdstid) indikerer at produksjonen av metylkvikksølv i innsjøene kan ha større betydning enn metylkvikksølv tilført fra nedbørfeltet. Heterotrofe bakterier og mikroalger er ofte rikt representert i matter av påvekstlger, og bakterier og mikroalger er viktige i metyleringen av kvikksølv (Lucotte et al. 1999, Gilmore et al. 1999). Den rike påvekstfloraen som vi observerte i våre innsjøer kan derfor være et viktig sted for produksjon av metylkvikksølv og påvekstalgene er dessuten næringsdyrenes viktigste føde (indikert ved stabile isotoper). Det ovennevnte kan være årsaken til at de to grunne innsjøene, Fjellsjøen og Sandtjønn i Nord Hedmark, hadde høyere kvikksølvkonsentrasjoner i ørret enn i tilsvarende innsjøer med kort oppholdstid i Kvennavassdraget.

6.2 Næringsnett indikert ved stabile isotoper

Stabile karbon- og nitrogenisotoper som indikatorer på energikilder og trofisk posisjon i næringskjeden.

Næringskjedens karbonkilder indikert ved $\delta^{13}\text{C}$ signaturen er viktig for forståelsen av økosystemets funksjon (Vander Zanden et al. 1999). Næringsdyrenes $\delta^{13}\text{C}$ -verdier gjenspeiler deres viktigste karbonkilder. Påvekstlger, planktonalger og bakterier som bl.a. lever av organisk materiale produsert i innsjøen og i nedbørfeltet (terrestrisk) er mulige karbonkilder i innsjøer (Hessen et al. 1990, France 1997, Grey and Jones 2001, Karlson et al. 2003). $\delta^{13}\text{C}$ -signaturen til disse kildene er forskjellig på grunn av ulik fotosyntesesyklus (C_3 og C_4 planter) og ulik tilgjengelighet av CO_2 (kontrolleres av en kombinasjon av tykkelse på grensesjiktet mellom cellene og mediet), og forholdet mellom optakshastighet og diffusjonshastigheten av CO_2 gjennom grensesjiktet (Post 2002). Generelt fører dette til at primærprodusenter som påvekstlger i strandsonen har en langt tyngre $\delta^{13}\text{C}$ signatur (-17 til -22 ‰) enn planktonalger (-30 til -36 ‰), mens terrestriske planter har verdier mellom disse, -26 til -28 ‰ (France 1995). Bakterier som lever av terrestrisk tilført organisk materiale har et signal som er nær $\delta^{13}\text{C}$ signaturen i terrestriske planter (Karlson et al. 2003).

Gjennomsnittlig $\delta^{13}\text{C}$ signaturer i ørret (-19,4 til -24,0 ‰) fra de uregulerte innsjøene indikerer at påvekstlger som vokser i innsjøens gruntområder var dominerende karbonkilde i fiskens næringsnett (70 - 95%). Dette er i god overenstemmelse med resultatene fra andre undersøkelser som har vist at bentisk primær- og sekundærproduksjon spiller en sentral rolle for produksjon av fisk i svært mange innsjøer (Vander Zanden et al. 1999, Vander Zanden and Vadeboncoeur 2002). Innsjøene er grunne (middeldyp fra 1,9 til 10,2 m) og klare, og flere undersøkelser har vist at i slike innsjøer kan innsjøenes primærproduksjon av påvekstlger utgjøre mellom 70-90% av innsjøens totale primærproduksjon (Welch and Kalff 1974, Bjørk-Ramberg and Ånell 1985, og litteratur sitert i Vadeboncoeur et al. 2001). Påvekstlger er en svært variert gruppe som i hovedsak omfatter grønnalger, kiselalger, rødalger og blågrønnalger. De vokser på stein i strandsonen (epilittiske alger), på sedimentoverflatene i roligere dypere deler av innsjøen (epipelittiske alger) og på annen vegetasjon som bl.a. moser og kransalger (epifytiske alger). Produksjonen av påvekstalgene i naturlige innsjøer er størst i grunne områder som en følge av at lysintensiteten svekkes eksponensielt nedover i vannmassene (Welch and Kalff 1974). På bakgrunn av det ovennevnte mener vi at påvekstalgene er den dominerende karbonkilden for økosystemet i våre uregulerte høyfjellssjøer.

I de uregulerte innsjøene hadde marflo, linsekreps, vårfluelarver og sneglen *Lymnea peregra* alle nær samme $\delta^{13}\text{C}$ signaturer som påvekstalgene. Dette er rimelig, da *Lymnea peregra* lever av å skrape påvekstlger og mikroorganismer fra substratet, og $\delta^{13}\text{C}$ signaturen i sneglen vil gjenspeile $\delta^{13}\text{C}$ signaturer i disse organismene (Post 2002). Mageinnhold i marflo består ofte av planterester som

skrapes av underlaget (Dahl 1915, Bagge 1968, Lancaster and Waldron 2001), men det rapporteres også om animalsk føde (Dahl 1915, Wilhelm and Scindler 1999, Kelly et al. 2002). Marflo i våre sjøer hadde samme $\delta^{13}\text{C}$ signaturer som påvekstalgene og $\delta^{15}\text{N}$ verdiene var marginalt høyere (0,6 ‰) enn i *Lymnea peregra*. Dette indikerer at marflo i våre sjøer i hovedsak var algespisere. Linsekrepens $\delta^{13}\text{C}$ signatur indikerer også påvekstalger som hovedføde. Dette stemmer godt overens med Dahl (1933b) som sier at ”Det godt gjøres også ved forsøk at linsekrepes ikke, som tidligere antatt er halv-planktonisk, men at den overveiende lever ganske nær bunnen og kan tas av bunnhenteren”. Senere har næringsanalyser vist at linsekrepes hovedsakelig ernærer seg av påvekstalger og da særlig kiselalger (Freyer 1968, Flössner 1972). Vårfluelarvene finnes hovedsakelig på grunt vann (Dahl 1933b) og det er rimelig at påvekstalgene i denne sonen utgjør en viktig del av dietten.

I de uregulerte innsjøene var $\delta^{13}\text{C}$ signaturene i skjoldkrepes og fjærmygglarver generelt lettere enn i påvekstalger og de ovennevnte grupper av næringsdyr. Mange ulike typer planterester (kiselalger, grønnalger, blågrønnalger, moser) og små krepesdyr er identifisert i skjoldkrepesens mageinnhold (Sømme 1934). Selv om skjoldkrepes synes å foretrekke grunnere områder (Sømme 1934, Borgstrøm 1970) så kan den påtreffes både i dypere deler og i de frie vannmasser (litteratur sitert i Hesthagen 1979). Den lettere $\delta^{13}\text{C}$ signaturen i skjoldkrepes i forhold til de strandnære næringsdyrene kan indikere en større andel av karbon fra epipeliske og epifytiske alger i dypere deler av innsjøen (lettere $\delta^{13}\text{C}$ signaturer grunnet større andel respiret CO_2 i dypere lag av innsjøene). $\delta^{15}\text{N}$ verdiene var generelt høyere enn i snegl og dette kan også indikere et animalsk innslag f.eks. planktoniske krepesdyr. Dette stemmer overens med at andre og tredje stadie i skjoldkrepesens syklus er planktoniske, mens de senere stadier er bentiske (Borgstrøm and Larsson 1974). Fjærmygglarvene i vårt utvalg er i hovedsak hentet fra bløtbunn under den eksponerte strandsonen. De lever av epipeliske alger og sedimenterende organisk materiale fra de frie vannmasser som generelt gir en lettere $\delta^{13}\text{C}$ signatur. $\delta^{15}\text{N}$ verdiene var noe høyere blant fjærmygglarvene enn i de andre næringsdyrene. Dette er naturlig da denne gruppen besto av en blanding av plantespisende individer fra underfamiliene Orthocladinae og Chironomidae, samt noen rovformer tilhørende underfamilien Tanyptodinae.

I de regulerte innsjøene var situasjonen annerledes. Med unntak av Marsjøen, som er lite regulert, besto denne forskjellen i en generelt lettere $\delta^{13}\text{C}$ signatur for både næringsdyr og fisk enn i de uregulerte innsjøene. Dette kan skyldes økt bidrag av planktonisk karbon (indikert ved $\delta^{13}\text{C}$ signaturene i Daphniene) og karbon fra bakterier som bryter ned terrestrisk organisk materiale tilført fra nedbørfeltet. Påvekstalgene som vokste under laveste regulerte vannstand hadde imidlertid også betydelig lettere $\delta^{13}\text{C}$ signaturer enn de hadde i strandnære områder i de uregulerte innsjøene. Dypere lag av innsjøer har en større andel av respiret CO_2 enn de øvre lag av innsjøer der utveksling med atmosfærens CO_2 er mer effektiv (France 1995). Respirert CO_2 har en lettere $\delta^{13}\text{C}$ signatur enn atmosfærisk CO_2 og følgelig vil også primærprodusentene preges av dette (Takahashi et al. 1990, Striegl et al. 2001). Dette forklarer at påvekstalgene i dypere områder har en lettere karbonsignatur enn i strandnære områder. Dette betyr at $\delta^{13}\text{C}$ signaturen i påvekstalger og bakterier som lever av terrestrisk organisk materiale blir nær den samme og de nærmer seg signaturen i planktonalger. Strengt tatt er det derfor ikke mulig å skille mellom karbonkilder fra bakterier og påvekstalger i dypere liggende vannmasser. Nyere undersøkelser viser imidlertid at bakterier respirerer, men i svært liten grad assimilerer, løst terrestrisk organisk karbon og derfor overfører lite av dette karbonet til høyere trofiske nivå (Cole et al. 2002). Derfor er størstedelen av zooplanktonproduksjonen ofte basert på karbonkilder som er produsert i innsjøen (Grey and Jones 2001, litteratur sitert i Cole et al. 2002). Det er derfor lite trolig at bakterier som lever av terrestrisk tilført materiale skal være viktigere enn påvekstalgene for karbonstrømmen i våre klare innsjøer med lave TOC verdier. Vi skal i det følgende underbygge denne påstanden.

Utvaskningen av reguleringssonen og en gradvis oppfylling av magasinene på sommer og høst gjør at mengden strandnære påvekstalger og moser blir redusert til et minimum. Alle våre undersøkelser med bunnskraper har vist at planter og næringsdyr har liten forekomst i reguleringssonen. Dette er vanlig i innsjøer som har vært regulert i flere år (Dahl 1933b, Aass 1969). Imidlertid viste det seg at

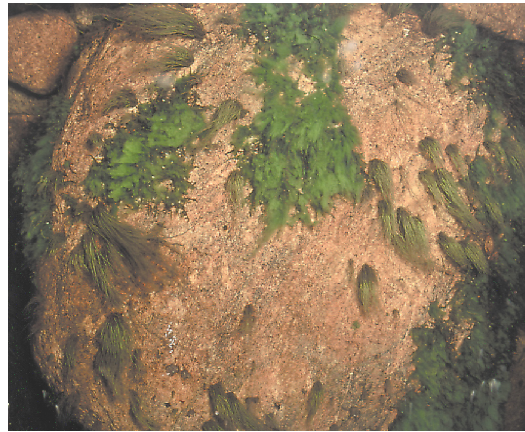
påvekstalger, moser og næringsdyr var tildels rikt representert i prøvene under laveste regulerte vannstand i de moderat regulerte sjøene. Dette indikerer at i slike innsjøer må næringsdyrene søke sin føde i dypere lag av innsjøen hvor substratet er stabilt og primærprodusenter som moser og påvekstalger fortsatt kan eksistere. Dette stemmer godt overens med observasjoner av Dahl (1933b) som nevner at det kan være god forekomst av næringsdyr (inkl. marflo) på mudderbunn i dypere deler (ca 10 m) som ikke påvirkes av vintersenkningen. Innsjøene på Hardangervidda er klare (lav TOC, lite planktonalger) og lyset trenger langt ned i vannmassene. I våre innsjøer, som er dype nok, var siktedypet oftest 12 til 16 m. Dette viser at det er lys nok til primærprodusenter ned til minst 20 m (Welch and Kalff 1974). I slike klare innsjøer, som en ofte har i fjellet og i arktiske områder, er det ikke uvanlig å finne mosedekke ned til 18-19 m (Welch and Kalff 1974), og påvekstalger ned til 40 m (Hawes and Smith 1994). I dypere lag av innsjøene har det vist seg at epipeliske påvekstalger ofte er dominerende primærprodusent (Vadeboncoeur et al. 2001, med siterte referanser) og i klare innsjøer kan de være langt viktigere primærprodusenter enn planktonalger (Liboriussen and Jeppesen 2003). Disse algene trekker sin næring fra sedimentet og kompensere for redusert lystilgang ved et høyere klorofyllinnhold (Hawes and Smith 1994). Mosene som ble hentet opp i bunnprøvene var ofte betydelig begrodd av påvekstalger. Dette indikerer at i våre innsjøer kan både epifytiske og epipeliske påvekstalger være av stor betydning som primærprodusent. Det er derfor rimelig å anta at god forekomst av påvekstalger er årsaken til at vi ved hjelp av bunnskraper fikk godt med næringsdyr (marflo, skjoldkreps, snegl, linsekreps og insektslarver) fra dypere lag i Halnefjorden, Kalhovdfjorden, og Fundin (Nord-Hedmark). I enkelte undersøkelser har endepunktene for en blandingsmodell mellom bentisk karbon og planktonisk karbon vært basert på $\delta^{13}\text{C}$ signaturene i strandnære næringsdyr og dyreplankton (Vander Zanden and Vadeboncoeur 2002). Våre undersøkelser i de regulerte innsjøene indikerer at denne fremgangsmåten kan underestimere betydningen av den bentiske næringskjeden ved at den lettere karbonsignaturen i bunnlevende næringsdyr fra dypere deler av innsjøen blir tatt til inntekt for et planktonisk karbonsignal.

I Sysenvatn som har stor regulerings høyde (66 m), var fiskens $\delta^{13}\text{C}$ signatur nær $\delta^{13}\text{C}$ signaturen i zooplankton. Dette indikerer at karbon fra planktonalger høyst sannsynlig var den dominerende karbonkilden i denne innsjøen. Dette stemmer godt overens med mageprøvene som viste at dietten besto av zooplanktonartene *Daphnia umbra* og *Bythotrepea longimanus*, selv om dette bare viser et øyeblikksbilde. *Daphnia umbra* er definert som egen art (Taylor et al. 1996) og finnes i høyfjellstrøk i Sør- og Nord-Norge, samt i arktiske områder som bl.a Bjørnøya og Svalbard (Anders Hobæk, NIVA, pers. medd.). Arten er pigmentert og derved utsatt for et hardere predasjonstrykk enn transparente arter (Sægrov et al. 1996). De samme forfatterene mener at forekomst av arten i innsjøer med ørret viser at bestanden av fisk er lav til middels stor. *Daphnia umbra* finnes også i Litlosvatn, Bjornesfjorden og Nordmannslågen (A. Hobæk pers. medd.). Vi har også observert arten i fiskemager fra disse sjøene. Selv om arten har vært tilstede i fiskemager fra Bjornesfjorden, så var det marflo og skjoldkreps som var totalt dominerende på tørrvektbasis (Tysse og Garnås 1990, Sægrov et al 1996, Barlaup et al. 2001). Dette er i god overenstemmelse med isotopanalysene som indikerer at de store krepsdyrene var dominerende energikilder i Bjornesfjorden. Nordmannslågen og Bjornesfjorden er store, grunne innsjøer. Den noe lettere $\delta^{13}\text{C}$ signaturen i fisk fra Nordmannslågen enn i Bjornesfjorden kan indikere at en større andel av planktonkarbon (*Daphnia umbra*) har inngått i oppbyggingen av fiskens muskelmasse i Nordmannslågen. Dette stemmer også godt overens med at det ved dykking sommeren 2002 ble observert store tettheter av *D. umbra* i Nordmannslågen (Tore Wiers pers. medd.).

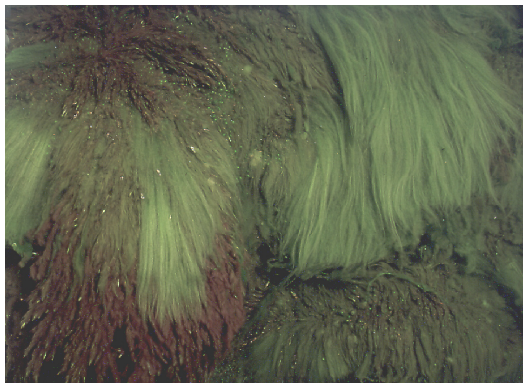
I Mårvatn og Kalhovdfjorden har reguleringene bidratt til at linsekreps, skjoldkreps og planktoniske krepsdyr dominerte i mageprøvene. Dette er også vist i tidligere undersøkelser (Aass 1969, Borgstrøm 1973, Kildal og Johannessen 1983) selv om årlige variasjoner kan være betydelig for skjoldkrepsbestanden som følge av hvor raskt magasinet fylles opp (Borgstrøm 1973). Disse næringsdyrene synes å være begunstiget av at hvileeggene fryser i reguleringsonen og Dahl (1933b) sier at disse gruppene av næringsdyr langt på vei kan kompensere for tapet av grunntvannsfaunaen. Marflo synes å ha forsvunnet fra Mårvatn, mens i Kalhovdfjorden ble den registrert i våre prøver tatt med bunnskraper fra 10-15 m. Linsekreps ble registrert i bunnskraper helt ned til 20 m i Mårvatn. $\delta^{13}\text{C}$



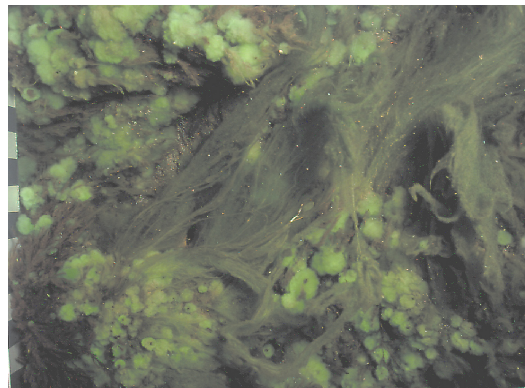
A



B



C



D

Eksempler på påvekstalger (foto Stein W. Johansen, NIVA):

- A. Påvekstalger på stein. Mørke felt i venstre kant er blågrønnalgen *Phormidium autumnale*, dusker av rødalgen *Lemanea condensata* og nede til høyre filamenter av grønnalgen *Klebsormidium rivulare*.
- B. Grønne dusker av rødalgen *Lemanea condensata* (på siden av steinen) og filamenter/ dusker av grønnalger (*Zygnema*, *Spirogyra*, *Mougeotea*) i senter av bildet.
- C. Grønnalgen *Oedogonium* som vokser på vannmosen *Fontinalis dalecarlica*.
- D. Små grønne "baller" av grønnalgen *Bulbochaete* som vokser på vannmoser og delvis dekket av filamenter av grønnalgen *Zygnema*.

signaturer til de ovennevnte næringsdyrene (og fisk) var lettere i disse sjøene enn det de var i uregulerte innsjøer. Som tidligere nevnt indikerer dette at karbonkildene både kan være planktoniske alger og påvekstalger i dypere deler av disse innsjøene.

I Kvennavassdragets innsjøer indikerer mageanalysene av fisk at linsekreps, fjærmygg og insektlarver synes å få økt betydning på bekostning av marflo og skjoldkreps i de vestligste og høyst beliggende sjøene (Litlosvatn og Kollsvatn). Tidligere undersøkelser har vist at mageinnholdet generelt består av insektlarver, linsekreps, litt skjoldkreps og marflo i Litlosvatn (Muniz 1968, Kildal 1982, Simonsen og Valderhaug 1994, Gjelsvik 1999) og linsekreps, insektlarver og skjoldkreps i Kollsvatn, (Muniz 1968, Kildal 1982, Pedersen og Scobi 1990, Gjelsvik 1990). I de lavereliggende Sandvatn og Gunnleiksbuvatn var marflo og skjoldkreps svært dominerende (Kildal 1980, Qvenild og Rognerud 2001, 2002). Det er imidlertid ikke mulig å skille $\delta^{13}\text{C}$ signaturene i linsekreps og strandnære insektlarver fra $\delta^{13}\text{C}$ signaturen i marflo. Mageanalyser er nødvendig for å få frem disse nyansene i dietten.

Kannibalisme og ørekyt som førfisk.

Ørekyt har stor forekomst i Skjerja og Skaupsjøen og $\delta^{15}\text{N}$ signaturene indikerte at ørekyt gir et bidrag til oppbyggingen av muskelmassen i enkelte større ørret i Skjerja og i ørret over ca. 100 g i Skaupsjøen. Ørekytas $\delta^{15}\text{N}$ signatur (uavhengig av alder) tilsvarte nær 1,5 trofinivå over næringsdyrene og dette ekstra leddet i næringskjeden er årsaken til at de høyeste konsentrasjonene av kvikksølv i stor ørret ble observert i disse innsjøene. I Skaupsjøen var verdien i den eldste ørreten nær omsetningsgrensa. Kvikksølvkonsentrasjonene i ørekyt økte med alderen i alle sjøene, og de var dobbelt så høye i Skjerja som i Skaupsjøen, Halnefjorden, Fundin og Gjersjøen. Det er rimelig å tro at årsaken til at konsentrasjonene av kvikksølv ikke blir høyere i ørret fra Skjerja enn i Skaupsjøen skyldes at ørekyt er mindre viktig i dietten i Skjerja. Dette støttes av både $\delta^{15}\text{N}$ verdiene og mageanalysene. I de andre innsjøene var det ingen indikasjon i $\delta^{15}\text{N}$ signaturene på at ørekyt bidro vesentlig til oppbygging av muskelmasse i ørret.

I Skjerja har det vært drevet et intensivt uttak av ørekyt med teiner i flere år og det høstes årlig flere hundre kilo ørekyt, mens utfisking av ørekyt ikke har skjedd før i 2002 i Skaupsjøen. Bunndyrundersøkelsen i 2002 viste at både marflo og skjoldkreps var tilstede i Skjerja allerede i juli, men i Skaupsjøen ble disse ikke funnet i august til tross for intensivt bruk av bunndyrskrape over flere deler av innsjøen. Begge innsjøene er svært grunne og ørekyt har potensiale til å beite over store deler av innsjøene. Det er mulig at de store mengdene ørekyt som ble observert over alt i Skaupsjøen effektivt har beitet ned skjoldkrepsens yngre planktoniske stadier slik at rekrutteringen av skjoldkreps svikter. Det er ikke urimelig å anta at yngre individer av marflo lider samme skjebne. Store mengder ørekyt ble også observert i de viktigste gytebekkene og dette har antagelig også store konsekvenser for rekrutteringen av ørret slik som nevnt av Borgstrøm et al. (1996). I Skjerja har en lyktes i å holde bestanden av ørekyt nede slik at rekrutteringen av disse viktige krepsdyrene ikke har sviktet på samme måte. I Skaupsjøen rapporterte fiskerne om en betydelig svikt i avkastning og dårligere kvalitet på ørreten. I vårt utvalg var alle fisk slanke og lyserød i kjøttet, mens feitere fisk med mørkere rødfarge var vanlig tidligere (Anders Vaksdal pers. medd). Dette er en indikasjon på at andel av krepsdyr i dietten er redusert. Med bakgrunn i det ovennevnte er det klart at spredning av ørekyt til Hardangerviddas grunne uregulerte innsjøer har stor negativ betydning for ørretbestandene.

I de rene ørretsjøene Sandvatn, Kollsvatn, Gunnleiksbuvatn, Litlosvatn, Vollevatn, Bjornesfjorden, Sysenvatn og Mårvatn hadde enkelte fisk (særlig større fisk) klart høyere konsentrasjoner av kvikksølv og $\delta^{15}\text{N}$ enn de andre fiskene i utvalget, men det ble bare observert fisk i magen på én fisk fra Kollsvatn. Dette indikerer at det ikke er uvanlig at en liten del av bestanden kan være fiskespisere også i innsjøer uten ørekyt noe som også ble påvist av Borgstrøm (1991). Sømme (1954) sier med bakgrunn i sine studier på Hardangervidda at "Ørreten kan man neppe tillegge kannibalske egenskaper."



Ørret og ørekyte fra Skjerja. Ørekyte inngår i dietten særlig hos større fisk, men ikke i større grad enn at fisken har en klar rød farge pga. marflo og skjoldkreps.



Fisken i Dragøyfjorden har den mørkeste rødfargen av alle fiskene i de undersøkte bestandene på Hardangervidda.

Funnene av ørret i ørretmager er så sjeldne at man må anse slike fenomener som utelukket”, men han nevner likevel at det er vanlig at stor ørret spiser yngel. Våre resultater viser imidlertid at det ikke er så uvanlig at kannibalisme opptrer blant ørret på Hardangervidda. Ørret har sterkt sur og kraftig proteinfordøyelse som er ekstra rask ved høyere temperaturer (Sømme 1954). Dette kan være en viktig årsak til at $\delta^{15}\text{N}$ kombinert med konsentrasjoner av kvikksølv gir et bedre mål på betydningen av kannibalisme enn tilfeldige mageanalyser. Resultatene viser at i fjellsjøer hvor kvikksølv-konsentrasjonene i insekts- og krepsdyrspisende fisk er lav er overgang til fiskespisende individer avgjørende for at konsentrasjonene av kvikksølv skal komme opp mot omsetningsgrensa. Dette er også en svært uheldig effekt av ørekytespredningen.

6.3 Spredning av ørekyt og konsekvenser for lokal forvaltning

Regulerte innsjøer

Våre undersøkelser av regulerte innsjøer med ørekyt omfatter den moderat regulerte Halnefjorden (4 m) og den middels regulerte Kalhovdfjorden (12 m). I Halnefjorden ble ørekyt først observert i 1978-79 (Anders Vaksdal pers. medd.) og bestanden etablerte seg for alvor i perioden 1986 til 1995. Fangstene av ørret i prøvofiske og næringsfiske ble halvert i denne perioden og kvaliteten på fisken svekket (Tysse og Garnås 1994). Statistikken over næringsfisket er vist som fangst pr. garnnatt og reflekterer ikke nødvendigvis avkastningen, men hvis innsatsen har vært noenlunde jevn kan den gi et bilde av avkastningen. Hva kan årsakene ha vært til denne nedgangen? Våre undersøkelser av kvikksølvnivåer og trofisk posisjon indikerer at ørret og ørekyte hovedsakelig har vært næringskonkurrenter de siste årene frem til 2001, og at ørekyt bare i liten grad har inngått i ørretens diett. Dette stemmer overens med at andelen av marflo og skjoldkreps i ørretmagene gikk noe ned i denne perioden (Tysse og Garnås 1994). Vi vil imidlertid også peke på at også andre forhold kan ha bidratt til nedgangen i avkastningen. Den samme negative utviklingen i avkastningen skjedde også i Bjornesfjorden hvor det ikke finnes ørekyte. Denne samvariasjonen over flere år er neppe tilfeldig. Produksjonsforholdene fra 1983 til 1988 var jevnt over dårlige. Det er derfor rimelig å anta at klimatiske faktorer kan ha hatt en betydning for utviklingen i avkastning av ørret i Halnefjorden i dette tidsrommet, men at næringskonkurransen fra ørekyt ytterligere har forsterket de negative effektene.

I de betydelig regulerte innsjøene Ørteren, Songa og Møsvatn har ørekyta vært tilstede i 20-30 år, men det er så langt ikke rapportert om endringer i fiskebestandene som kan tilskrives ørekyta. Ørekyta i Ørteren er knapt påvisbar og ørreten er fremdeles av beste kvalitet og skjoldkrepsen er vanlig forekommende (Roger Strøm Andresen, pers. medd.). Den samme erfaring har vi i det betydelig regulerte Fundinmagasinet i Follidal (Rognerud og Qvenild 2002). Det ser derfor ut som om ørekyta ikke får etablert sterke bestander i regulerte innsjøer. Dette kan skyldes redusert næringstilgang i strandsonen, i tillegg til at den blir sterkere eksponert for predasjon. Når vannvolumet i løpet av vinteren blir redusert øker fisketettheten og dermed predasjonstrykket på ørekyta. Indikasjoner på dette har vi fra Fundinmagasinet våren 2003. Gyte- og oppvekstmulighetene i magasinene synes å være begrenset, og ørekyta er i stor grad henvist til å gyte i tilløpsbakkene hvor de kan danne tette bestander og dermed påvirke ørretens rekruttering negativt. Muligens kan omfattende fiskeutsettinger i magasinene gjøre at den negative effekten for ørretens rekruttering blir redusert.

Uregulerte innsjøer

Det ble ikke registrert hverken marflo eller skjoldkreps i Skaupsjøen ved bunndyrunderøkelsen i 2002. Dette er i overensstemmelse med prøvofiskeresultatet fra 2001 hvor skjoldkreps ikke ble påvist, og marflo bare i svært liten grad (Gunnar Elnan og Åsmund Tysse, pers. medd.). Forekomstene av marflo og skjoldkreps var store i Skaupsjøen før ørekyta etablerte seg (Anders Vaksdal, pers. medd.). I Skaupongen nedstrøms Skaupsjøen ble det registrert et stort innslag av marflo i ørretens mageinnhold i 1967 (Vasshaug 1970). Undersøkelsene våre i Skaupsjøen indikerer at ørekyt bidrar vesentlig til ørretens ernæring. Dette viser at ørekyta både er en sterk næringskonkurrent til ørret, men også at den i stor grad inngår i ørretens diett.

Skaupsjøen var før i tiden et særdeles godt fiskevann (Dahl 1913, Dahl 1944, Anders Vaksdal pers. medd.), men fisket og kvaliteten på fisken har vært dårlig de senere årene (Gunnar Elnan, pers. medd., Stein Flåta, pers. medd.). Det ble observert store tettheter av ørekyte både i innsjøen og i tilløpsbekkene i 2001 og 2002 (Elnan og Tysse, pers. medd., egne observasjoner). Undersøkelser i 1967 i Skaupongen, som er en del av Skaupa (utløpsbekken fra Skaupsjøen), viste en tett bestand av ørret (Vasshaug 1970). I dag er ørretbestanden i Skaupa tynn (egne observasjoner). I tillegg til næringskonkurransen fra ørekyte i innsjøen kan redusert rekruttering i tilløpsbekkene forklare nedgangen i fisket.

Avkastningstallene for Skjerja fra 1970 til ørekyta ble observert i 1988 tyder på at også Skjerja har vært et særdeles godt fiskevann, men også her er avkastningen av ørret betydelig redusert. Våre undersøkelser i Skjerja viser at marflo og skjoldkreps fremdeles er tilstede i innsjøen. Restbestanden av ørret er av fin kvalitet og fra de senere år er det registrert eksemplarer opp mot 5 kg. Kvikksølvkonsentrasjonene og $\delta^{15}\text{N}$ -verdiene indikerer at ørekyt inngår i ørretens diett, men mindre hyppig enn i Skaupsjøen. Det omfattende rusefisket av ørekyt og en viss predasjon fra ørret, er antagelig hovedårsak til at marflo og skjoldkreps fortsatt er tilstede i rimelige mengder.

Det ser derfor ut til at ørekyta har sterk negativ virkning på ørret i uregulerte innsjøer som Skaupsjøen og Skjerja. Disse er begge svært grunne med grov stein og gode skjule- og oppholds-plasser slik situasjonen er i de fleste innsjøene på østvidda. Tilsvarende negative effekter er ikke registrert i Gjersjøen i Tolga som er en langt dypere innsjø (Museth og Qvenild 1996). Her er fisket på et lavere nivå med bra innslaget av stor fisk. Både kvikksølvnivået og $\delta^{15}\text{N}$ -verdiene tyder på ørekyta inngikk i dietten, men i mindre grad enn i Skjerja og Skaupsjøen (Rognerud og Qvenild 2002).

I tillegg til ørekytebekjempelse på bekkene samt utfisking, synes strukturen i ørretbestanden å være viktig for å holde ørekyta i sjakk. Et betydelig innslag av stor fisk vil kunne bidra til å redusere ørekytebestanden. Et aktivt garnfiske som reduserer bestanden av stor fisk vil følgelig forsterke den negative virkningen. En forvaltning som aktivt tar sikte på å holde en bra bestand av fisk på opp til 1 - 2 kg kan være et mulig tiltak.

6.4 Betydningen av klimavariasjoner for fisken og fisket

Med de store klimatiske variasjoner som har vært på Hardangervidda, både over kortere og lengre tid, har det vært påfallende lite fokus på hvordan dette påvirker fiskeproduksjonen. Den første som berørte dette temaet var riktignok Huitfeldt-Kaas som etter den kjølige sommeren 1907 påviste reduksjon i tilveksten (Huitfeldt-Kaas 1927). Senere ble et dårligere fiske på vestvidda satt i sammenheng med en lengre periode med kjølige somre (Sunde 1937). Øvrige undersøkelser har bare sporadisk nevnt klimatiske forhold, inntil undersøkelser på 1990-tallet viste at store snømengder og sen isløsning på Vestvidda hadde negative konsekvenser for fiskens rekruttering og tilvekst (Borgstrøm og Dokk 2000, Borgstrøm 2001).

I enkelte år kan en ekstremt kald og snøfattig vinter eller ekstreme snømengder etterfulgt av kald vår og sommer ha drastiske konsekvenser for rekruttering og tilvekst (Borgstrøm and Museth 2002). Vi har undersøkt nærmere om variasjoner i rekruttering og fangster som er rapportert i tidligere undersøkelser kan settes i sammenheng med variasjoner i klima i de aktuelle tidsperiodene. I den sammenheng har vi lagt vekt på å forklare rekruttering og fiskeavkastning på bakgrunn av produksjonsforholdene i de aktuelle periodene. Med gode produksjonsforhold mener vi år med relativt lite snødekke på våren og lufttemperaturer over normalen i perioden mai-september, mens dårlige produksjonsforhold er år med mye snø på våren, eller ekstremt lite snø på vinteren og lufttemperaturer under normalen sommerstid.

Effekter på overlevelse av rognkorn.

Kalde vintre med lite snø kan gi full dødelighet på rogn hvis elver og bekker bunnfryser. Dette skjedde vinteren 1995/96 da mange bekker bunnfrøs. Som en følge av dette mangler 1996-årsklassen i en rekke lokaliteter og spesielt utsatt var små gytebekker i høyereliggende deler på vestvidda (Borgstrøm og Dokk 2000, Wiers og Hylland 2001, 2002). Denne vinteren var snømengdene de laveste en har registrert siden 1930-tallet. Denne kombinasjonen finner vi ellers i 1932 (kald høst, varm vinter), 1941, 1963, 1969 og 1977). Vinteren 1942 var også svært kald og forholdsvis snøfattig. Situasjonen kan være noe bedre i større elver hvor overlevelsen normalt vil være sikker selv om den kan variere mye fra år til år. I Litloselva ble det ved alle kontroller fra 1989 til 2000 registrert ungfisk, til og med av 1996-årsklassen, selv om denne siden ikke har vist seg i fisket. Av andre lokaliteter hvor 1996-årsklassen er registrert kan nevnes: Vatnalivatnet (Kjeldo) og Nedre Bjørnevatt (Bjønna) (Borgstrøm og Dokk 2000), Sandvatn og Gunleiksbuvatn (Qvenild og Rognerud 2002), Langesjøen (Barlaup et al. 2002), og flere vann på nordvestvidda (Wiers og Hylland 2002). I store innsjøer med små tilløpsbekker vil en vanligvis finne de beste og sikreste gytelokalitetene på utløpselva. Slike innsjøer er vanlig på Hardangervidda og dette er muligens en av de viktigste grunner til at utløpsgyting synes å være spesielt fremtredende på Hardangervidda (Sømme 1931). Nylig utførte el.fiskeregistreringer viste at tettheten av yngel var størst i utløpsområdet (Holsbustryken) i Nordmannslågen (Wiers, pers. medd.). Besso og Holsbustryken er kjent som viktige gyteelver i Nordmannslågen (Sømme 1934b, 1936a). Tilsvarende er utløpsområdene i Bjornesfjorden og Langesjøen regnet å være de beste og sikreste gyte- og oppvekstlokalitetene (Garnås og Tysse 1990, Barlaup et al. 2001, Barlaup et al. 2002).

Tilvekst og overlevelse

Ørretens tilvekst er i første rekke bestemt av intraspesifikke bestandsforhold og sommertemperaturen (Jensen 1977, Forseth et al. 2002). Yngelens tilvekst første sommeren er kritisk for overlevelsen og dermed årsklassens styrke. En av de viktigste forutsetningene for god overlevelse er velykket klekking etterfulgt av en god produksjonsesong. Et eksempel på dette er 1997 årsklassen som i samtlige undersøkte lokaliteter på Vestvidda er sterk (Borgstrøm og Dokk 2000, Wiers og Hylland 2001, 2002) vesentlig grunnet en særdeles varm sommer i 1997. Også på andre deler av Hardangervidda ser dette ut til å være tilfelle (Barlaup et al. 2002, Qvenild og Rognerud 2002). Tilsvarende ser årsklasse 2002 ut til å bli sterk etter en særdeles varm vår og en rekordvarm sommer. Et eksempel på det motsatte er vinteren 1993 som var svært snørik, mens sommeren var kjølig. Dette er antagelig årsaken til at 1993-årsklassen er svak over store deler av Hardangervidda (Simonsen og Valderhaug 1994, Borgstrøm 1991, Borgstrøm og Dokk 2000, Wiers og Hylland 2001, 2002).

Sommertemperaturens betydning for tilveksten til voksen fisk ble første gang dokumentert i 1907 hvor den spesielt kalde våren og sommeren i en rekke vatn på Østlandet inklusive Hardangervidda, ga lavere tilvekst i forhold til året før som hadde normale temperaturforhold (Huitfeldt-Kaas 1927). Tilveksten i Litlosvatn varierer fra år til år, fra 2-3 cm og helt opp i 6-7 cm (Borgstrøm 2001), men variasjonene i tilvekst var langt mindre lenger ned i Kvenna (Sandvatn) og Bjornesfjorden. Når de klimatiske forholdene blir gunstig vil produksjonspotensialet være stort i tynne bestander og tilveksten kan bli svært god slik som vist for Litlosvatnet. Litlosvatnet ligger høyt oppe og langt vest i Kvenna, mens Sandvatn ligger lavere og lenger øst. Dette gjør at betydningen av både snømengder og klimavariasjoner sommerstid blir større i Litlosvatnet enn i Sandvatn. I Sandvatn er rekrutteringen sikrere og alle årsklassene finnes i bestanden. Dette gir mindre utslag i vekstforholdene fra år til år. Det er derfor rimelig å forvente jevnere produksjonsforhold og en mer årviss rekruttering i Sandvatn og i større innsjøer som Bjornesfjorden.

I noe tettere bestander hvor rekrutteringen er god og årviss vil en også kunne se store variasjoner i årsklassestyrke. I 1989 ble bestanden i Langesjøen karakterisert som tett med en viss vekststagnasjon (Tysse og Garnås 1990). Utsetting av settefisk forsterket trolig effekten selv om settefisken bare

utgjorde 15 % i prøvefiskefangstene. Den sterke 1982-årsklassen (trolig også 1980- og 1981-årsklassen) ble den gangen fulgt av produksjonsforhold under middels i perioden 1983 - 89. Dette kan være en av årsakene til den dårlige tilveksten som ble registrert i denne perioden. Dette kan også være en av årsakene til en tilsvarende utvikling i Nedre Hein i denne perioden (Hansen og Garnås 1987). Som eksempel på det motsatte kan vi nevne den sterke 1926-årsklassen i Langesjøen. Denne årsklassen opplevde gode produksjonsforhold på 1930-tallet med god tilvekst og en sterk oppgang i fisket (Sømme 1936b). Dette kan være den samme situasjonen som en ser i Langesjøen og Bjornesfjorden i dag der avkastningen og gjennomsnittsvekten har økt markert fra 1997 til 2001 (Barlaup et al. 2002, Tysse et al 2003). I Bjornesfjorden skyldes dette den sterke 1992-årsklassen som har hatt gode produksjonsforhold de siste år. I Langesjøen er ikke aldersfordeling i fangstene kjent, men økningen i gjennomsnittsvekten indikerer at det er en sterk årsklasse som vokser seg igjennom fangst, sannsynligvis 1992-årsklassen. Som en oppsummering kan vi derfor si at det er sterke indikasjoner på at det er viktig for fisket og kvaliteten av fisken at en sterk årsklasse har gode produksjonsforhold i oppvekstårene.

Intraspesifikke forhold kan forsterke årsklassenes styrke. Særlig i lokaliteter hvor rekrutteringen over en periode har vært svak vil ventelig effekten av en sterk årsklasse forsterkes (liten konkurranse, redusert predasjon). Gode eksempler på dette mener vi er 1901-, 1910-, 1925-, 1926-, 1992-, og 1997-årsklassene. Det motsatte vil også ventelig kunne skje. En sterk årsklasse vil kunne undertrykke senere årsklasser. Årsklassen 1978 var spesielt sterk i Krokavatn (Ingebrigtsen og Kambestad 1990). Her ble det nesten ikke registrert yngel av 1980-årsklassen selv om forholdene var svært gunstige dette året.

Betydningen av variasjoner i klima for fisket i et historisk perspektiv.

En sterk årsklasse på Hardangervidda vil tidligst bidra i fangstene som 5 åringer, men normalt sett er det først som 6-9 åringer at de bidrar vesentlig i fangstene (Sømme 1934a, Tysse et al. 2003). Det er viktig å ha klart for seg denne faseforskyvningen i tid når en diskuterer hvordan sterke årsklasser bidrar i fangstene. Vi skal se nærmere på sammenhengen mellom klimadata og resultatene av publiserte fiskeundersøkelser.

Fra gammelt av (1100-1300) kjenner en til Munkabu ved Veivatnet på vestvidda, hvor munkene i Opedal skal ha hatt hvile- og fiskebu (Opedal 1949). Veivatnet nevnes som fisketomt på slutten av 1800-tallet (Anonym 1914, Sekse 1971). Dette kan tyde på at rekrutteringen er svært følsom for klimaendringer i dette området. Det var mange kalde perioder i mellomliggende tid og vannet kan ha vært fisketomt ved flere anledninger. Resultater fra sommeren 2000 viser hvor følsomt dette området er for rekrutteringen til fiskebestanden. Det ble bare påvist rekruttering på et lite område i hovedelva, mens det i de 3 andre tilløpselvene ikke ble påvist fisk (Wiers og Hylland 2001). Dette til tross for at produksjonsforholdene ikke var spesielt dårlige i 2000, men det er mulig at de store snømengdene dette året kan ha slått negativt ut.

I siste halvdel av 1890-årene berettes det om et eventyrlig fiske på Hardangervidda (Wergeland 1898). Muligens fisket man da på noen svært rike årsklasser. Fiskeinnsatsen var stor med et omfattende garnfiske slik som dokumentert for Nordmannslågen (Henriksen 1999). Deretter var det en kortvarig periode med dårlig fiske, men det skal ha tatt seg raskt opp igjen (Huitfeldt-Kaas 1911). En sannsynlig mulighet er at det gunstige produksjonsåret 1901 kan ha gitt opphav til en rik årsklasse som vokste seg inn i fangstene.

Fra sin befarings i 1910 forteller Huitfeldt-Kaas (1911) at bestandene i de høytliggende områdene mellom Lågen og Kvenna gjennomgående var preget av rekrutteringssvikt, og i Kvenna var Kollsvatn øverste vann med fisk. Bismarvatnet, Dimmedalsvatnet og Gulleikstjørna på vestvidda var fra tidligere kjent som gode fiskevann (Sekse 1971). At disse virkelig var gode fiskevann understrekes av at de i 1890 ble leid ut til private av Ullensvang kommune (Anon. 1914). I 1910 var det en tynn bestand i

Bismarvatnet, mens Gulleikstjørna var fisketomme (Huitfeldt-Kaas 1911). Det samme var det nærliggende Store Valgardsvatn som ligger øverst i nedbørfeltet og har små tilløpsbekker (Huitfeldt-Kaas 1911). Med unntak av 1901 var perioden 1900 - 1909 preget av dårlige produksjonsforhold. Vi mener dette kan ha ført til en lav overlevelse av yngel og svake bestander i Bismarvatn, mens i Gulleikstjørna var konsekvensene mer dramatiske og det ble fisketomt.

1901-årsklassen

Da Geitsjøen i Djupa ble fisket i 1910 etter flere års opphold ble det gjort store fangster av fisk på ca. 750 g (Dahl 1944). Basert på sammenhenger mellom alder og vekt av fisk fra vann på denne delen av Vidda kan størrelsen i fangsten passe godt med 1901-årsklassen, men fisken ble ikke aldersbestemt så dette er ikke bevist. Han sier videre at: "Så vidt jeg vet har det ikke vært gjort noe storfiske i Geitsjøen siden 1910. Vi anmerker at Dahl forlot området i 1927 og at dette sitatet sannsynligvis er begrenset til perioden 1910 til 1927. Fangsten i 1910 ble anslått til 300 kg i løpet av en natt. Da årsavkastningen normalt har ligget omtrent på dette nivået (Dahl 1913, Løkensgard 1976) må dette utbyttet i 1910 anses å være svært høyt. I Lågen var det på strekningen fra Hølen til Geitsjøen mye stor fisk i 1911 uten at størrelsen er spesifisert, men i 1912 oppgis det at det på samme strekningen ble tatt 9 fisk på tilsammen 9 kilo, den største var 1,5 kilo, og i Djupa 35 fisk hvor ingen var under kiloen (Dahl 1944). Dette kan også være 1901-årsklassen.

1910-årsklassen

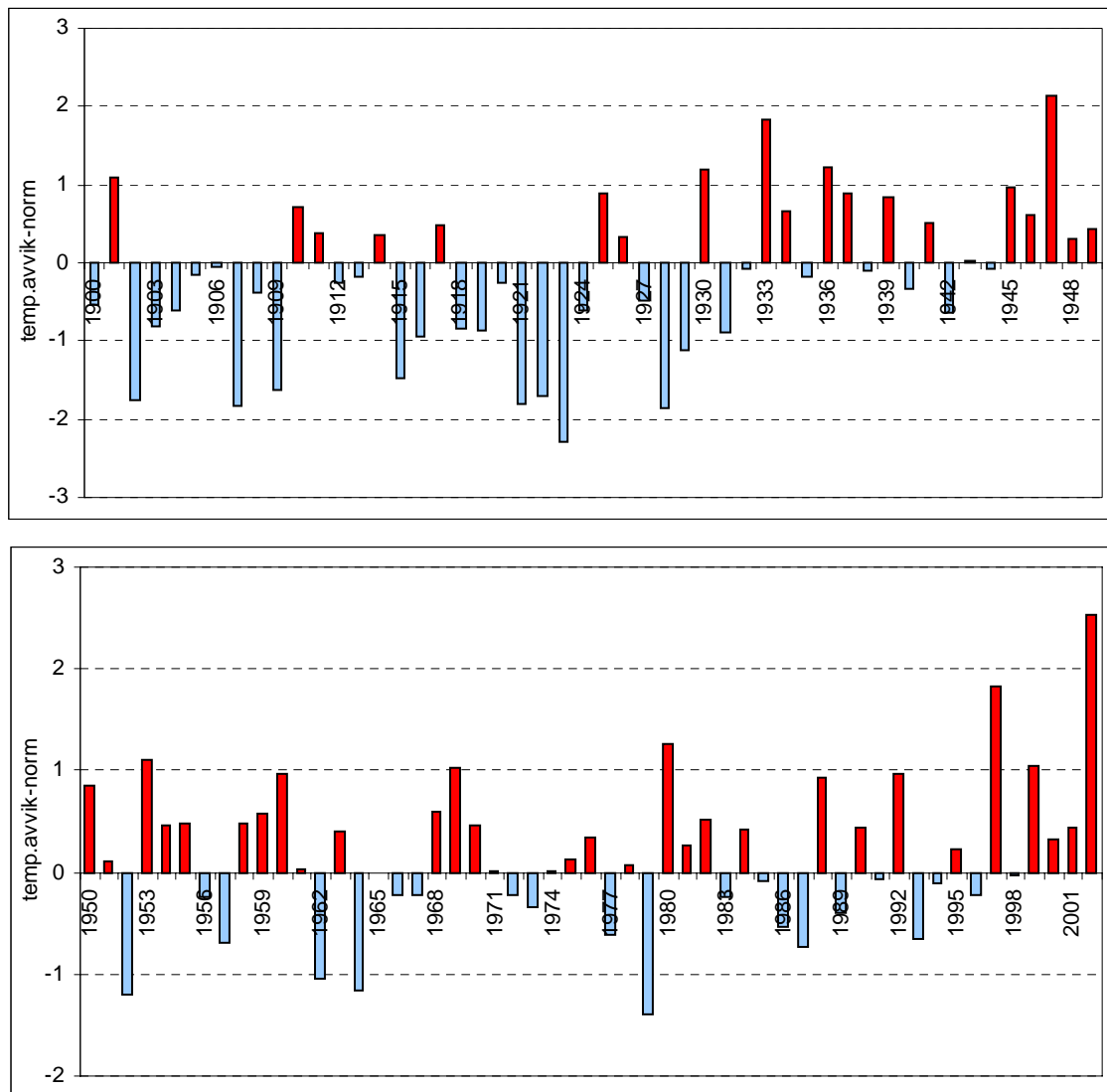
Ljosevatn på nord-østvidda ble grundig undersøkt i perioden 1910 til 1924 (Dahl 1933a). Vi mener disse undersøkelsene gir et svært godt bilde av hvordan de klimatiske forhold påvirket rekruttering og fiske i denne perioden. Det var naturlig rekruttering i Ljosevatn hvert år, men det var store variasjoner i årsklassestyrkene. 1910-årgangen ga det største utbyttet. I 1910 var vår og sommer varm og de tre følgende årene hadde normale produksjonsforhold uten store avvik fra normalen, mens perioden 1915 - 1924 utmerker seg med gjennomgående dårlige produksjonsforhold. Årene 1921, 1922 og 1923 er spesielt dårlige med temperaturer betydelig under normalt gjennom hele produksjonssesongen. Utbyttet av de ulike årsklasser og overlevelsen av utsatt yngel viste en fallende trend fra toppåret 1910 til bunnåret 1923. Også tilslaget av utsatt yngel viste en fallende tendens mot slutten av perioden. Vi mener en rimelig forklaring på det stadig dårligere utbyttet og den avtakende overlevelsen på utsatt yngel, kan skyldes endringene i de klimatiske forholdene i denne perioden.

Det dårlige fisket på 1920-tallet og begynnelsen av 1930-tallet.

Utover i 1920-årene ble fisket elendig over store deler av Hardangervidda (Olafson 1929, Dahl og Sømme 1934, Vivelid 1977). I 1924 var fisket dårlig i Lågen ved Høljabu, mens det ble tatt mange store i Hølen (Dahl 1944). Dette kan underbygge at en hadde en lengre periode med dårlig rekruttering, og at det fremdeles fantes fisk av 1910- og evt. 1911-årgangen. Etterhvert ble disse også fisket opp og en sviktende rekruttering i mange år innleder en lang periode med dårlig fiske.

Det elendige fisket på vestvidda i 1920-årene og begynnelsen av 1930-årene ble av fiskerne på Litlos forklart med en rekke kalde somre (Sunde 1937). Endringer i fisket kunne ikke forklare nedgangen på vestvidda (Dahl og Sømme 1934, Sunde 1937). Det er uklart når nedgangen begynte, men det synes som om den skjedde tidligere på Nordøst- og Østvidda, men at den var sterkere på Vestvidda (Dahl og Sømme 1934, Dahl og Sømme 1935).

Perioden 1912 - 1925 hadde de fleste årene sommertemperaturer godt under normalt og det kan se ut til at det i denne perioden har vært lav overlevelse og tilvekst over hele Hardangervidda. Vestvidda er også mer utsatt for vinternedbør og mye snø på våren. Dette kan ha gitt sen isløsning som kombinert med dårlige produksjonsforhold i sommerperioden, som påpekt av Sunde (1937), er antagelig årsaken til at nedgangen i fisket ble sterkest på denne delen av Hardangervidda. Dersom en tar utgangspunkt i en sterk årsklasse som etter hvert fiskes ut, vil fisken på Vestvidda vokse seg langsommere inn i fangst, og forklare at nedgangen kom seinere på Vestvidda.



Temperaturavvik fra normalen (1961-1990) for perioden mai-september (1900 til 2002). Røde søyler viser varmere vår/somre enn normalt mens blå viser kaldere. Dette er en mindre detaljert fremstilling enn vist i Fig. 19. Merk de mange dårlige årene fra 1902-1929 og de mange gode årene på 1930 tallet, 1945-50 og 1997-2002.

Denne perioden er spesielt interessant i og med at fisket var i sterk tilbakegang over hele Hardangervidda (Dahl og Sømme 1934). Sømme (1934) var inne på betydningen av årsklassenes tallrikhet som årsak til de store svingningene i utbytte fra år til år, men fant ikke hold i egne undersøkelser på daværende tidspunkt. Han påpekte at det eneste stedet til da hvor store årsklassesvingninger hadde vært dokumentert var i undersøkelsene til Dahl (1933a) i Ljosevatn. Tilbakegangen i fisket på Hardangervidda i denne perioden ble forklart med et omfattende og endret fiske på Østvidda med et intensivert stangfiske på elv, sommerfiske med garn og fiske med for små maskevidder (Dahl og Sømme 1934, 1935). Dette forklarer imidlertid ikke den sterke tilbakegangen en hadde i Ljosevatn hvor fisket ble drevet på samme måte fra år til år, og heller ikke på Vestvidda hvor stangfisket var lite aktivt og hvor det kun var tillatt med 45 mm maskevidder (Dahl og Sømme 1934, 1935). Sett i ettertid ser det ut som at de klimatiske forhold må ha hatt stor betydning for tilbakegangen i fisket i denne perioden.

1925- og 1926-årsklassene

1925 og 1926 er de første årene med gode produksjonsforhold på svært mange år. Da Sømme startet sine undersøkelser i 1931 var fisket på et lavmål. I mange vann (Halnefjorden, Ø.Hein, Nordmannslågen) ble det nesten ikke fisket med garn og utbyttet var svært lavt (Dahl og Sømme 1935). Det var generelt vanskelig å peke ut spesielt sterke årsklasser av fisk i fangstmoden størrelse noe som kan tyde på vedvarende lav rekruttering i denne perioden (Sømme 1934a). Imidlertid var det mye småfisk i garnfangstene. I 1931 var det en nesten total dominans av 1926-årsklassen (5-åringer) i Langesjøen, Halnefjorden, Heinvassdraget og Bjornesfjorden der også 1925 årsklassen var sterk (Sømme 1931, 1933a, 1934a). Disse såkalte "svermerne" var også "tallrike i flere av elvene på Viddas vestlige del, i Eidfjord og Ullensvang almenninger og i den del av Kvenna som hører Telemark til" (Sømme 1933a).

1926 -årsklassen er spesielt godt dokumentert for Langesjøen der den som 5-åringer i 1931 hadde en gjennomsnittslengde på 25 cm. Denne småfisken som Sømme kalte "svermere" ble fanget som maskebitere i stort antall på de ordinære garna hvor de kunne utgjøre opp til 70 % av fangstene (Sømme 1934a). Det kan se ut som det er den sterke 1926-årsklassen kan være årsaken til at avkastningen økte sterkt i perioden 1930 - 1936 (Sømme 1936b). I 1936 avtar betydningen av denne årsklassen som nå er blitt 10-åringer. 1925-årsklassen kan også ha vært av betydning, da en ser at begge disse årsklassen kommer sterkt inn i gytebestanden. Dette viser klart hvordan sterke årsklasser kan etablere seg etter mange år med dårlige klimatiske forhold og lav rekruttering.

Den kraftige økningen i fangstene i Langesjøen ble av Dahl og Sømme (1934) forklart med en økning av maskeviddene forut for denne perioden: "Tross at jo utbyttet så lenge maskevidden er under økning må ligge betydelig under utbyttet om den gjennom lengre tid var jevn, fremviser de siste års utbytte av Langesjøfisket en fremgang som man neppe finner tilsvarende i noget annet av Hardangerviddas vann de samme år. Sterkt medvirkende til det høie utbytte har det sikkerlig været at sommerfisket med garn er innskrenket til et minimum de senere år, muligens at de siste sommere har gitt særlig gode vekstbetingelser for fisken. Dog kan det neppe være nogen tvil om at økningen av maskevidden har hatt en særlig gunstig virkning på utbyttet av fisket". Sett i ettertid mener vi at det var de klimatiske forholdene i perioden som førte til disse sterke årsklassene som ga oppgangen i fisket.

I 1930 fisket Sømme (1934b) en del elver hvor det nesten bare var fisk under 30 cm og "hvor det særlig i Hein og Slepa (innløpselva fra Halne) var anledning til å fiske så si ubegrensede mengder. Kun et par store fisk ble tatt". Tilsvarende forhold var det i Lågen ved Høljabu (Sømme 1934a) og i Ossjøen (Dahl og Sømme 1933). Her kommer denne størrelsesgruppen inn i fangstene i 1932 og fisket betegnes som bedre enn på mange år (Dahl og Sømme 1933). Også fra undersøkelsene i Nordmannslågen kan en finne at 1926-årsklassen var sterk, men her var i tillegg 1925-årsklassen også sterk (Sømme 1934a).

Klimadataene viser at den sterke 1926-årsklassen fikk særdeles gode forhold utover i 1930-årene. Dette ble også bemerket av Dahl og Sømme (1934). Det ble registrert en sterk oppgang i fisket over store deler av Hardangervidda i perioden 1934 – 38, også i vann hvor det ikke hadde vært omlegginger i fisket (Sømme 1939). I Kringlesjø i Skvettavassdraget var fisket i 1937 godt og det var stort sett stor fisk, sjelden under kiloen (Dahl 1944). Fisket i Nordmannslågen var svært godt i 1937 (Fosstveit og Gjerden 1989). Det er derfor svært sannsynlig at oppgangen i fisket i 1930-årene skyldes at de sterke årsklassene 1925/ 26 fikk spesielt gode produksjonsforholdene i 1930-årene. De endringer i fiskeforskriftene som ble resultatet av undersøkelsene til Dahl og Sømme var beskjedne og trådte ikke i kraft før i 1936, og disse kan vanskelig forklare den raske og markante oppgangen, en oppgang som ble registrert også i områder uten store endringer i fisket eller fiskereglene. At det hadde vært mange år med svak rekruttering før 1925 kan tenkes å ha forsterket denne effekten.

Perioden 1940-1960

Det må ha vært en periode med gjennomgående god og stabil rekruttering i siste halvdel av 1930-årene for fisket holdt seg brukbart oppe under krigen (Cappelen 1944, Dahl 1944). I Kringlesjø på sentralvidda var fisket spesielt godt i 1942 (Dahl 1944). Årene 1933, 1936 og 1937 var gode produksjonsår og det kan være at sterke årsklasser oppsto i disse årene uten at vi kan dokumentere dette. Vintrene 1941 og 1942 var snøfattige med sterk kulde og produksjonsforholdene var ikke spesielt gode i perioden 1940-1944. I noen år etter krigen nevnes fisket i Nordmannslågen som elendig (Møller 1984), noe som kan skyldes rekrutteringssvikt i 1941 og 1942. Også i Lågen var fisket dårlig i 1949 uten tegn til storfisk, men det sto mye halvkilos fisk i elva (Dahl 1953). Dette kan tyde på en ny årsklasse i 1943 etter de unormalt kalde vintrene 1941/42. I en tiårsperiode fra 1945 var produksjonsforholdene gjennomgående svært gode og fisket holdt seg stabilt og godt (Løkensgard 1958a). Spesielt var produksjonsforholdene gunstige i 1947. På 1950-tallet var det få år der de klimatiske forhold skulle tilsi nye sterke årsklasser, med unntak av 1953-årsklassen. Fisket i Nordmannslågen gikk kraftig tilbake i 1957 - 1958 (Løkensgard 1958a). Hvis 1947-årsklassen har vært spesielt sterk kan utfiskingen av denne årsklassen forklare den avtagende trenden i fisket. Løkensgard (1958a) nevner for øvrig at også denne gang begynte nedgangen først i de østlige deler av Hardangervidda.

Perioden 1960-1990

Fangststatistikk fra Bjornesfjorden for perioden 1961 til 2002 viser en betydelig variasjon. I 1959 ble deler av gytearealet i utløpet av Bjornesfjorden ødelagt ved graving og senkning noe som har ført til permanent reduksjon av gytearealet. Kompensasjon i form av settefisk startet i 1971, men kom først inn som årlig utsetting fra 1973. Det vesentligste av gytearealene er lokalisert til små arealer på inn- og utløp (Barlaup et al. 2001). De store svingningene i fisket kan bare delvis forklares av disse inngrepene/ tiltakene. Det er trolig at også klimatiske forhold er av betydning for rekrutteringen i et stort vassdrag med små gyte- og oppvekstarealer. Som nevnt var det en sterk nedgang i fisket i Nordmannslågen fra 1958 etter en periode med normalt gode fangster (Løkensgard 1958a). I Bjornesfjorden var avkastningen i 1961 høy, noe som kan skyldes en sterk 1953-årsklasse som har vokst seg inn i fangstene. På slutten av 1950-tall var produksjonsforholdene igjen dårligere med spesielt kalde vårer. Dette kan forklare en jevn nedgang fra 1961 og utover mot slutten av 1960-tallet. Muniz (1969) rapporterte om svært tynne bestander i mange vann i dette området sommeren 1968, noe som sammenfaller med utviklingen i fangststatistikken i Bjornesfjorden. Han forklarer nedgangen med bakgrunn i overbeskatning uten at dette kan vises ved hjelp av statistikk. Fisket i Bjornesfjorden er privat og det er lite sannsynlig at den sterke nedgangen i fisket på denne tiden skyltes store endringer i fiskeinnsatsen. Den samme sterke nedgangen i fisket hadde man også i vann som ikke var spesielt hardt fisket, eksempelvis Nordvatnet, like nord for Nordmannslågen (Muniz 1969).

Ikke før i 1974 er fangstene i Bjornesfjorden oppe igjen på et normalt godt nivå. Den siste halvdel av 1970-årene holder avkastningen seg på dette nivået i Bjornesfjorden. I en rekke andre vann som ble undersøkt i forbindelse med den planlagte Dagaliutbyggingen finner en gode bestander med mange årsklasser tilstede i 1974 - 75 (Løkensgard 1976). Fisken i Bjornesfjorden kommer først inn i

fangstene som 5-åringer (Tysse et al. 2003). Perioden 1968 - 1971 var år med rimelige gode produksjonsforhold og vi ser at fangstene i Bjornesfjorden øker fra 1974 til begynnelsen av 1980-årene. I 1986 får vi en ny kraftig oppgang sannsynligvis som følge av 1980-årsklassen som var et år hvor produksjonsforholdene var svært gunstige. Også 1981 og 1982 var gode produksjonsår som muligens ga sterke årsklasser. 1982-årsklassen var eksempelvis sterk i Langesjøen (Tysse og Garnås 1990).

Perioden etter 1990

At enkelte sterke årsklasser kan dominere i fisket over flere år er godt dokumentert for 1992-årgangen i Bjornesfjorden. Denne årgangen kom inn i fangstene som 5-åringer i 1997 og etter hvert som den har gjort seg stadig mer gjeldende har gjennomsnittsstørrelsen i fangstene økt. Uten at alderssammensetningen er undersøkt har man trolig tilsvarende situasjon i Langesjøen (Barlaup et al. 2002). Sterke årsklasser som f.eks. 1926- og 1992-årsklassene kan dominere i fisket fra de kommer inn i fangsten som 5- eller 6-åringer til de er over 10 år gamle.

Perioden 1993 til og med 1996 var preget av dårlige produksjonsforhold. Spesielt ugunstig var forholdene i 1993 med mye snø og kjølig vår og høst. I 1996 var vinteren ekstremt kald og snøfattig, og gytebekkene bunnfrøys mange steder. Årsklassene 1993 – 1996 er derfor svake eller mangler helt over store deler av Hardangervidda. I 1997 var produksjonsforholdene særdeles gunstige med høye temperaturer og lang produksjonssesong, og 1997-årsklassen er derfor sterk over hele vidda. Produksjonsforholdene etter 1997 har vært gode og denne årsklassen har nå vokst seg inn i fangbar størrelse, og vil ventelig dominere fisket i årene som kommer.

I betydelig regulerte innsjøer med lavt produksjonsgrunnlag kan imidlertid sterke årsklasser slå negativt ut. En slik utvikling mener vi å kunne se i Mårvatn. Fiskerne rapporterte om et svært dårlig fiske i 2002 med mager fisk og lite skjoldkreps i mageinnholdet. I prøvefisket i 2002 var det svært mye småfisk i et lengdeintervall som kan sammenfalle med 1997-årsklassen uten at alderssammensetningen ble undersøkt nærmere. Det kan tenkes at den store tettheten av småfisk allerede kan ha hatt negativ effekt på bestanden av næringsdyr som igjen slår ut på den eldre fisken. Dette krever imidlertid nærmere undersøkelser.

Også i lokaliteter som i utgangspunktet har et godt produksjonsgrunnlag kan en i dårlige år få negative effekter av en sterk årsklasse (lav tilvekst og dårlig kvalitet). Dette skjedde som tidligere nevnt i Langesjøen og Nedre Hein på 1980-tallet. Sett i lys av dette vil det bli svært spennende å følge utviklingen av den svært sterke 1997-årsklassen. En så sterk årsklasse vil i høyereliggende lokaliteter med lavt næringsgrunnlag kunne gi overbefolkning og fisk av dårlig kvalitet, slik vi har indikasjoner på, bl.a. fra Urdevatn (Møravassdraget) i 2002 og 2003.

Potensialet for et eventyrlig fiske er nå tilstede, og den positive utviklingen mot stadig bedre produksjonsforhold de siste ti årene kan realisere dette.

På bakgrunn av denne gjennomgangen kan vi summere opp følgende hovedkonklusjoner:

1. Sterke årsklasser som får gode produksjonsforhold de kommende år gir et godt fiske, men det kan også føre til overbefolkning i enkelte lokaliteter som ikke fiskes intensivt nok.
2. Sterke årsklasser som etterfølges av dårlige produksjonsår kan gi overbefolkning og dårlig kvalitet.
3. Dersom et godt rekrutteringsår gir en sterk årsklasse etter mange forutgående dårlige produksjonsår kan årsklassen bli sterk og totalt dominerende på grunn av manglende konkurranse fra eldre fisk.
4. Sterke årsklasser kan holde yngre årsklasser nede selv om de påfølgende produksjonsårene er gode.



1. august 1987



1 .august 1989

Krokavatn i forgrunnen, Kollsvatn til høyre, Litlosvatn og Kvennsjøen i bakgrunnen. Snømengden ved påsketider var betydelig større i 1989 enn i 1987. Dette førte til senere isløsning i 1989 enn i 1987. Som det fremgår av bildet var ikke isen gått så sent som 1.august i Krokavatn 1989. (Foto: øverst Svein Ingebrigtsen og nederst Reidar Borgstrøm)

5. Store årsklassevariasjoner i tynne bestander, med få årsklasser til stede, vil i gode produksjonsår gi svært god tilvekst.
6. Store variasjoner i årsklassestyrke fremkalt av gode produksjonsår er mer regelen enn unntaket på Hardangervidda. Dette gir store forvaltningsmessige utfordringer i årene fremover. Det kreves mer kompetanse inn i forvaltningen der representative prøver og korrekt aldersbestemmelse (otolitter) er en forutsetning for en fornuftig forvaltning av de enkelte innsjøene.
7. Snømengdene på våren gjennom den påvirkning disse har for produksjonens lengde har stor betydning for tilveksten av ørret i innsjøer på de vestlige delene av Vidda. På de sentrale og østlige delene er snømengdene lavere og produksjonens lengde og temperatur er den viktigste faktoren for ørretens tilvekst.

6.5 Fiskets innvirkning på bestandsstrukturen

Det var generelt liten fiskeaktivitet på Hardangervidda ved århundreskiftet (Wergeland 1898, Huitfeldt-Kaas 1911, Dahl 1944). Først i 1920-årene økte fisket både på grunn av de vanskelige økonomiske tidene, men også sportsfisket økte sterkt på grunn av lengre ferier og endrete sosiale forhold. Effekten var størst i østlige og sentrale områder av Hardangervidda (Sømme og Dahl 1934, 1935). På Vestvidda (Olafson 1925, Olafsen 1929, Borgstrøm 1991, Simonsen og Valderhaug 1994) og i Telemarksdelen av Vidda (Krogh 1955, Løkensgard 1958b, Sømme 1958) var det generelt liten aktivitet til langt ut i 1950-årene. Stadig bedre kommunikasjoner, hvor bl.a bruk av sjøfly etter hvert ble vanlig, førte til økt ferdsel og større press på fiskeressursene (Borgstrøm 1991, Simonsen og Valderhaug 1994). Presset på ressursene har fortsatt å øke frem til i dag (NOU 1974, Borgstrøm 1991, Qvenild og Rognerud 2002).

Bare i den siste tiårs-perioden har avkastningen i innsjøene i nedre delen av Kvenna øket fra nivåene på 1800-tallet (Krogh 1955) til nesten det dobbelte enkelte år på slutten av 1990-tallet (Qvenild og Rognerud 2002). Bruker vi gjennomsnittsvakta av fisk tatt av stangfiskeren som et kvalitetsmål på fisket er den klart avtakende i de fleste vannene. Situasjonen er mye den samme i innsjøene lenger opp i vassdraget (Borgstrøm og Gjølstein 1993). Uttaket i Litlosvatn lå i 1979 på ca. 3 kg/ha (Kildal 1982), mens det i 1993 bare ble tatt ut ca. 1 kg/ha (Simonsen og Valderhaug 1994). Dette er betydelig mer enn det som ble fisket i 1913 hvor det bare ble fisket 50 kg eller 0,3 kg/ha (Dahl 1913). Et generelt inntrykk er at storfisken nesten er borte i vannene hvor beskatningen har økt sterkest.

Innslaget av stor fisk i bestanden har stor betydning for rekruttering og overlevelse av småfisk (Borgstrøm 1994). Ved en reduksjon av stor fisk vil rekruttering og overlevelsen av småfisk øke. Dette er også vist av Dahl (1943).

I vannene ved Litlos ble det tatt fisk på opp til 6 kilo på 1950-tallet og det var hyppige fangster av kilosfisk i alle vann (Borgstrøm 1991). Det var fremdeles bestemmelser om 45 mm maskevidder, men med økt fangstintensitet og mer effektive garn ble storfisken fisket ut og rekrutteringen økte (Borgstrøm 1991). Sømme holdt på med de samme problemstillingene på Østvidda tidlig på 1930-tallet (Sømme 1934a). ”Det foreligger en mulighet for at den store fangst av småfisk som vi har sett av undersøkelsene så vel fra vannene som fra elvene, relativt vil gå tilbake om det blir mange av de store fisk”. Sømme hadde fisket i Høljabustrøyken som var velkjent for sine store fisk (Dahl 1944). Nå var storfisken fisket opp og Sømme fikk bare en masse småfisk de 3 årene han forsøkte der (Sømme 1934a). Wergeland (1898) var den første som berørte dette temaet selv om det var velkjent blant fiskerne på Hardangervidda: ”Ingen smaa fisk – de tør simpelthen ikke opholde sig her, hvor ørret af størrelse løber baade op og ned ad de talrige led, hvoraf Laagens første kilder bestaar.”

Det er neppe noe sted vi finner denne utviklingen bedre dokumentert enn i Skjerja. Fra 1976 til 1979 ble garnfisket seksdoblet og ble etter hvert det betydeligste fisket, innslaget av småfisk økte og

storfisken sto ikke så tett på garna som før. I 1988 satt over 70 % av fisken på de to minste maskeviddene og vannet fikk betegnelsen overbefolket. Dahl (1943) uttalte om vannene på denne delen av Vidda: ”Faren for en overbefolkning av disse vann må etter mitt skjønn anses for å være lite nærliggende, da jeg aldri har sett eller hørt om et vann av denne type, hvor der forekom liten og sent vokst fisk.”

I Skjerja var innslaget av marflo i mageinnholdet mindre i 1988 enn tidligere og storfisken var også slankere enn småfisken. Denne tendensen ble ytterligere forsterket når ørekyta kom mot slutten av 1980-tallet. Ved prøvefisket i 1992 var k-faktoren den laveste som noen gang var registrert og det var den store fisken som var slankest. Tilsvarende utvikling i kondisjonen ble også registrert i Langesjøen i denne perioden (Tysse og Garnås 1990). De klimatiske forholdene i denne perioden kan ha medvirket til redusert næringstilgang og medvirket til dette.

En omlegging av fisket til mindre beskatningsintensitet og større maskevidder vil kunne reversere forholdene som vist i fangststatistikken for Gunleiksbuvatn og Sandvatn (Qvenild og Rognerud 2001). Andre eksempler fra Hardangervidda som kan tyde på det samme er observert i Ormetjern (Garnås og Enerud 1996) og Ossjøen (Tysse og Garnås 1991).

En fiskebestand med et stort innslag av stor fisk vil foruten å ha en høy verdi som fiskevann, også ha en betydelig evne til selvregulering ved at den store fisken i sterk grad påvirker rekrutteringen. Det er forholdsvis sjelden å påvise kannibalisme ved direkte observasjoner, men når det dukker opp en tallrik årsklasse som 1997-årsklassen øker muligheten for den store fisken til å bli kannibal. Sømme (1936) var også inne på bestandstetthets betydning og han antok ”at denne faktor vil øke jo større bestandens tetthet blir”. Den påviste kannibalen i Kollsvatn i 2001 kan være et utslag av dette. Våren 2003 ble det i Fundinmagasinet (Hedmark) funnet ørret i magen på større fisk. På dette tidspunktet var magasinet på laveste regulerte vannstand og tettheten av fisk er langt større enn på høyeste regulerte vannstand. $\delta^{15}\text{N}$ -verdiene i ørret fra Fundin indikerte imidlertid at stor fisk ikke er utpreget fiskepiser. Det er mulig at årsaken er at kannibalismen opptrer bare en kort tid av året. Magasinet fylles opp i løpet av 4 uker. $\delta^{15}\text{N}$ -verdiene for enkelte fisk i det utvalget vi har fra de ulike innsjøene tyder på at fisk inngår i dietten selv i rene ørretvann. Spesielt vil det i mange vann med tettere bestander være av stor betydning med et sterkt innslag av stor fisk i perioder med sterke årsklasser som eksempelvis 1997-årsklassen. En bestandsstruktur med mye stor fisk vil ikke bare være en buffer mot årsklasser som når 1997-årsklassens styrke, den vil ventelig også være ønskelig i bestander hvor ørekyte har kommet inn. I Skjerja og i Skaupsjøen hadde en stor andel av fisken spist ørekyte.

Svært mange av vannene med tynne bestander vil ventelig bli langt bedre med en økning av maskevidda og en reduksjon av garnfisket. I slike vann er det ikke nødvendig å høste med garn, i de fleste tilfelle kan det være tilstrekkelig med stang/oter. I regulerte vann og i år med rekrutteringssvikt vil utsetting av fisk fremdeles være det viktigste tiltaket. I ørekytevann vil utsetting av fisk i en størrelse som direkte kan begynne å spise ørekyte, i tillegg til rusefiske, antagelig være et svært nyttig tiltak. I regulerte vann hvor ørekyta har problemer med å skaffe seg skjul i strandsonen vil antagelig utsatt fisk være med på å holde ørekytbestanden nede.

Med bakgrunn i gjennomgangen av det vi nå vet om årsakene til de store bestandssvingningene på Hardangervidda synes de klimatiske forholdene å være overstyrende. De forklarer på en god måte variasjoner i årsklassestyrke og hva disse betyr for fisket. Beskatningen som det har vært sterkt fokusert på forklarer i mindre grad de store endringene. Likevel er beskatningen av stor betydning lokalt og i kortere perioder. I gunstige klimatiske perioder med en jevnt god rekruttering vil innslaget av stor fisk ventelig være av stor betydning for å hindre en for stor rekruttering. Hvordan fisket innrettes (beskatningsintensitet, maskevidde, minstestørrelse) vil selvfølgelig være avgjørende for hvilket kvantitative og kvalitative (fiskeopplevelse, fangstutbytte, kvalitet og størrelse) utbytte en får av årsklassene.

6.6 Klimascenarier for Hardangervidda og konsekvenser for fisk, næringsdyr og forvaltning.

Nedskaleringer av globale klimamodeller til lokale forhold i Norge viser at for områder som inkluderer Hardangervidda vil vintrene de nærmeste 50 årene bli mildere og mer nedbørsrike enn normalt (Førland et al. 2000, Benestad 2001, Hanssen-Bauer et al. 2001a, 2001b). Selv om vintrene blir mildere vil likevel nedbøren komme som snø på Hardangervidda og en forventer derfor økte snømengder (L.A. Roald, NVE, pers. medd). De vestlige deler av vidda er sterk påvirket av Vestlandsklima, og i dette området har det etter 1988 vært særdeles mange vintere med mye nedbør. Nedbørscenariet tyder på at maksima av samme størrelse som det siste tiåret vil opptre hyppigere i fremtiden (Hanssen-Bauer et al. 2001b). Maksimumsverdiene ser imidlertid ikke ut til å bli særlig høyere i de kommende 50 år, men minimumsverdiene på en tiårsskala ser ut til å ligge godt over de som har vært observert de siste 100 årene (Hanssen-Bauer et al. 2001b). For Hardangervidda vil dette bety at vi vil kunne få hyppigere snørike vintre med omtrent samme snømengder som vi maksimalt har hatt i 1990-årene, og at det gjennomsnittlig blir økte snømengder. Prognosene for regionen viser også at våren og høsten blir noe varmere, mens somrene blir noe kjøligere (Førland et al. 2000). Det skal imidlertid nevnes at dagens klimamodeller er relativt usikre og det er ikke mulig å si at den ene modellen er bedre enn den andre (Benestad pers. medd.). Videre varierer nedbørsscenarioene på stor skala mer fra modell til modell enn temperaturscenariene (Benestad 2001). Forholdene i våre nære havområder og aerosolpartiklenes påvirkning er blant de mest usikre komponentene i dagens klimamodeller (Iversen 2003). Norske klimaforskere skal gjennom RegClim Fase III fortsette arbeidet med å snevre inn usikkerheten på dette fagfeltet.

Klimascenarier er utviklet for nedbør og temperatur. Temperatur og nedbør på våren har betydning for hvor raskt snødekket smelter og isen går i innsjøene. Det var et godt samsvaret mellom daglig temperaturavvik i forhold til normalen (1961-1990) ved Bergen meteorologiske stasjon (benyttet i tidsanalysen) og tilsvarende avvik ved meteorologiske stasjoner nær vidda (Geilo og Møsstrand) i produksjonssesongen 2003. Dette viser at eldre data fra Bergen kan være en god indikasjon på temperaturvariasjoner også inne på Vidda og at vårtemperaturer kombinert med snødybder kan gi gode indikasjoner på tidlig eller sen start på produksjonssesongen. Dette har vært en av faktorene i vurderingen av årsklassestyrker i siden starten på 1900-tallet.

Den andre faktoren vi har benyttet er lufttemperaturen i den isfrie delen av året. Varmebalansen i innsjøer styres i hovedsak av lufttemperatur, skydekket, vandamptrykk og vindhastighet (Edinger et al. 1968). Selv om lufttemperaturen bare er en av faktorene som påvirker varmembalansen, så viser våre undersøkelser at den hadde avgjørende betydning for vanntemperaturene i fem grunne vindpåvirkede innsjøer på Vidda i 2003. På grunn av vannets store varmekapasitet var det imidlertid en viss treghet i systemet ved at vanntemperaturene var lavere enn lufttemperaturen på forsommeren (oppvarmingsfasen) og høyere i avkjølingsperiodene. Dette er i god overenstemmelse med resultater fra andre undersøkelser (Straile et al. 2003).

Vanntemperaturen har stor betydning for vitale prosesser i akvatiske organismer. Hastigheten på prosessene som vekst og utvikling øker med en faktor på ca. 2 ved en økning i temperaturen på 10° C. I marginale habitater som på Hardangervidda kan små endringer i temperaturregimet ha store konsekvenser for livshistorien, tilvekst og bestandstørrelser for fisken og dens næringsdyr. Vi mener derfor at de klimavariabler som vi har benyttet i denne rapporten har gitt en god forklaring på de variasjoner en har hatt i årsklassestyrker (og fisket) på Hardangervidda gjennom 100 år, og at en nedskalert klimamodell for Hardangervidda basert på erfaringer høstet i RegClim III kan gi gode indikasjoner på fremtidig utvikling.

Klimascenariene fra RegClim II beskriver trender over lengre tidsperioder, men med betydelige år til år variasjoner. For innsjøer på vestlige deler av Vidda vil økt hyppighet av snørike vintre kunne gi generelt senere isgang, senere start på produksjonsesongen og lave vanntemperaturer på forsommeren. I slike år vil værforholdene vår og sommer bli svært avgjørende for om produksjonsåret blir godt eller dårlig. De sentrale og østligste områdene ligger i regnskyggen og betydningen av økt vinternedbør blir langt mindre. Produksjonsforholdene i innsjøer på denne delen av Vidda vil i hovedsak være preget av temperaturforholdene i den isfrie delen av året. Prognosene som viser varmere vår og høst, men noe kjøligere somre, kan samlet sett bety små endringer fra dagens situasjon.

Som en oppsummering kan vi si at klimascenariene i RegClim II beskriver endringer i værforholdene som vil ha størst betydning for Vestvidda. Økt vinternedbør kan gi økt hyppighet av år med sen isløsning, dårlig rekruttering og tilvekst i fiskebestandene. Dette har forvaltningsmessige sider da produktiviten blir lavere og fisket blir avhengig av hyppigheten av sterke årsklasser. På østlige deler av Vidda vil fremtidige endringer i produksjon og avkastning av fisk antagelig bli mindre.

7. REFERANSER

- Anonym. 1914. Dokumenter vedrørende Hardangerviddas retslige forhold. Kristiania. Begge samlinger 1909 og 1914. Det Mallinske Bogtrykkeri. 459s
- Bagge, P. 1968. Ecological studies on the fauna of subarctic waters in Finnish Lapland. Rep. Kevo Subarct. Res. Stn 4: 28 - 79.
- Barlaup, B.T., Kleiven, E. Raddum, G.G., Gabrielsen, S-E. og Johannessen, A. 2001. Fiskebiologiske undersøkelser i Bjornesfjorden, august 1999. Lab. ferskv.økol.innl.fiske (LFI), UiB, rapport nr. 111.
- Barlaup, B.T., Kleiven, og Skoglund, H. 2002. Fiskebiologiske undersøkelser i Langesjøen, august 2001. Lab. ferskv.økol.innl.fiske (LFI), UiB, rapport nr. 120, 39 s.
- Benestad, R. 2001. Nye klimascenarier for Norge basert på flere klimamodeller. Cicerone 3: 21-24.
- Björk-Ramberg, S. and Ånell, C. 1985. Production and chlorophyll concentration of epilithic algae in fertilized and nonfertilized lakes. Hydrobiologia 126: 213-219.
- Borgstrøm, R. 1970. *Lepidurus arcticus* in Stolsvatn reservoir in Hallingdal. Fauna 23: 12-20.
- Borgstrøm, R. 1973. The effect of increased water level fluctuation upon the brown trout population of Mårvatn, a Norwegian reservoir. Norw. Journal of Zoology 21: 101-112.
- Borgstrøm, R. 1991. Fiskets innvirkning på rekrutteringen i aurebestander. FAGINFO, Statens fagtjeneste for landbruket, nr. 23: 239-244.
- Borgstrøm, R. 1992. Effect of population density on gill net catchability in four populations of brown trout, *Salmo trutta*. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 49: 1539-1545.
- Borgstrøm, R. 1994. Dynamiske endringer i ørretbestander. I: Borgstrøm, R., Jonsson, B. og L'Abée-Lund, J.H (Red.). Ferskvannsfisk. Økologi, kultivering og utnytting. Sluttrapport fra forskningsprosjektet "Fiskeforsterkningstiltak i norske vassdrag" (FFT). Norges forskningsråd.
- Borgstrøm, R. 2000. Mer snø i fjellet; et gode for regulanten- et tap for fiskeren. Enfo, Fiskesymposiet 2000, Publ. Nr. 444-2000: 4-10.
- Borgstrøm, R. 2001. Relationship between spring snow depth and growth of brown trout *Salmo trutta* in an alpine lake: Predicting consequences of climate change. - Arctic, Antarctic and Alpine Research 33: 476-480.
- Borgstrøm, R. 2001. Truet av ørekyt og klimaendringer. Fiskeressursene på Hardangervidda. Langs Lågen, nr. 2-2001: 90-99.
- Borgstrøm, R. and Larsson, P. 1974. The first three instars of *Lepidurus arcticus* (Pallas), (Crustacea: Notostraca). Norw. J. Zool. 22: 45-52.
- Borgstrøm, R. og Saltveit, S. J. 1975. Skjoldkreps, *Lepidurus arcticus* (Pallas), i regulerte vann II. Ørekyt og ørrets beiting på skjoldkrepslarver. Rapp. Lab. ferskv.Økol. og innlandsfiske 22.

- Borgstrøm, R., Garnås, E., and Saltveit, S. J. 1985. Interactions between brown trout, *salmo trutta* L., and minnow, *Phoxinus phoxinus* (L.) for their common prey, *Lepidurus arcticus* (Pallas). Verh. Internat. Verein. Limnol. 22: 2548-2552.
- Borgstrøm, R., Brabrand, Å. og Solheim, J.T. 1992. Effects of siltation on resource utilization and dynamics of allopatric brown trout, *Salmo trutta*, in a reservoir. Env. Biol. Fish. 34, 247-255.
- Borgstrøm, R., Heggenes, J. and Northcote, T. G. 1993. Regular, cyclic oscillations in cohort strength in an allopatric population of brown trout, *Salmo trutta* L. Ecol. Freshw. Fish 2: 8-15.
- Borgstrøm, R. og Gjøstein, G. 1993. Driftsplan for Øvre og Nedre Bjørnavatn, Ullensvang Statsallmenning. IBN-Fiskerapport 4. Institutt for Biologi og Naturforvaltning, Norges landbrukshøgskole, 13 s.
- Borgstrøm, R., Brittain, J. E., Hasle, K., Skjølås, S. and Dokk, G. 1996. Reduced recruitment in brown trout *Salmo trutta*, the role of interactions with the minnow *Phoxinus phoxinus*. Nordic J. Freshw. Res. 72: 30-38.
- Borgstrøm, R. og Dokk, J.G. 2000. Rekruttering til aurebestandar på Vestvidda: Snø, sumartemperatur og interaksjonar innan bestandane er avgjerande faktorar. NF Fiskerapport 13, 20 s.
- Borgstrøm, R. and Museth, J. 2002. Snow and temperatures in high mountain areas. Impact of climate on recruitment to brown trout populations. Paper IV I: Museth, J. Dynamics in European minnow *Phoxinus phoxinus* and brown trout *Salmo trutta* populations in mountain habitats. Effects of climate and inter- and intraspecific interactions. Dr. Scient. thesis, Agricultural University of Norway, Ås.
- Bosley, K.L. and Wainright, S.J. 1999. Effects of preservatives and acidification on the stable isotope ratios (^{15}N : ^{14}N , ^{13}C : ^{12}C) of two species of marine animals. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 56: 2118 - 2185.
- Braune, B., Muir, D., DeMarch, B., Gamberg, M., Pool, K., Currie, R., Duschenko, W., Eamer, F., Elkin, B., Grundy, S., Herbert, C., Johnstone, R., Kidd, K., Koenig, B., Lockhart, L., Marshall, H., Reimer, K., Sanderson, J. and Shutt, L. 1999. Spatial and temporal trends of contaminants in Canadian Arctic freshwater and terrestrial ecosystems: A review. Sci. Total Environ. 230: 145 - 207.
- Broch, H. 1957. Brysom småfisk, Stingsild og ørekyt. Fiskesport 23: 541-545.
- Cappelen, P. W. 1944. Min tredje fjelltur 1943. S. 44-57 i: Aars, F. (red.). 16 mann på jakt og fiske. J. W. Cappelen forlag, Oslo.
- Cappelen, P.W. 1964. Alene med Vidda. Gyldendal Norsk Forlag (Oslo). 140 s.
- Cole, J. J., Carpenter, S. R., Kitchell, J. F. and Pace M. L. 2002. Pathways of organic carbon utilization in small lakes: Results from a whole-lake ^{13}C addition and coupled model. Limnol. Oceanogr. 47: 1664 - 1675.
- Collet, R. 1905. Meddelelser om Norges fiske i aarene 1884-1901. J. Dybwad. A.W.Brøggers Bogtrykkeri, Kristiania.
- Craig, H. 1953. The geochemistry of stable carbon isotopes. Geochim. Cosmochim. Acta, 3: 53-93.

- Dahl, J. 1944. Hardangervidda. Oslo. Forlagt av Johan Grundt Tanum. 184s.
- Dahl, J. 1953. Drømmen om vidda. Oslo. Forlagt av Johan Grundt Tanum. 126s.
- Dahl, K. 1913. Laks og ørret. Fiskeri og kultur. Håndbok for fiskere, jordbrukere og skogsfolk. Nordisk forlag (Kristiania). 184 s.
- Dahl, K. 1915. En studie over grundaatens eller marfloens biologi og utbredelse i Norge. Norges Jeger og Fiskeforbunds tidskrift.
- Dahl, K. 1917. Studier og forsøk over Ørret og Ørretvand. Kristiania.
- Dahl, K. 1933a. Forsøk over lønnsomheten av å utslippe ørretyngel i fiskevann. Norges Jæger- og Fiskerforenings Tidsskrift
- Dahl, K. 1933b. Vassdragsregulerings virkninger på fisket i innsjøer. J. W. Cappelens forlag, Oslo
- Dahl, K. 1943. Ørret og ørretvann. Studier og forsøk (ny utgave). J.W.Cappelens forlag. 182 s.
- Dahl, K. og Sømme, I.D. 1933. Fisket i Dagali sameie. Norges Jæger- og Fiskerforenings Tidsskrift (hefte 6): 297-301
- Dahl, K. og Sømme, I.D. 1934. Ørretfiske på Hardangervidda. Norges Jæger- og Fiskerforenings Tidsskrift, 609-629.
- Dahl, K. og Sømme, I.D. 1935. Ørretfiske på Hardangervidda. Tilleggsbetenkning. Norges Jæger- og Fiskerforenings Tidsskrift: 218-237.
- Edinger, J.E., Duttweiler, D. W. and Geyer, J.C. 1968. The respons of water temperatures to meteorological conditions. Water Resour. Res. 4: 1137 - 1143.
- Eie, J.A. 2003. Ørekyte: Vurdering av mulig spredning av ørekyte via regulantpålagte utsettinger av ørret fra A/L Settefisk. Promitek as (Drammen). Rapport 78 s.
- Eriksen, S.D.1992. Prøvefiske og driftsplan for Skjerja 1992. Hol kommune, rapport.
- Eriksen, S. D., og Garnås, E. 1988. Prøvefiske og driftsplan for Skjerja 1988. Prosjekt Fjellfisk, rapport nr. 121/88.
- Fjeld, E. 2003. Tracing nitrogen origins by natural stable isotopes. Draft report to EU. NIVA.
- Fjellheim, A., Tysse, Å., Bjerknes, V. og Wright, R. F. 2003. Finprikkauren på Hardangervidda. DN-utredning 2002-1. 58 s.
- Flössner, D. 1972. Krebstiere, Crustacea, Kiemen- und Blattfüsser, Branchiopoda, Fischläuse, Brachiura. Die tierwelt Deuchlands 60. 501 pp.
- Forseth, T., Ugedal, O., Jonsson, B., Fleming, I. og Gåsdaal, O. 2002. Hvordan får vi større fisk? s. 27-31. I: H.C. Pedersen & B. Jonsson (red.). *Bærekraftig høsting av bestander*. Sluttrapport fra NINAs strategiske instituttprogrammer 1996-2000. NINA-temahefte 18.

- Fosstveit, T. og Gjerden, K. 1989. Folk og fjell. Daglegliv på fjellviddene i Hardanger, Telemark og Setesdal. Det Norske Samlaget, Oslo.
- France, R. L. 1995. Differentiation between littoral and pelagic food webs in lakes using stable carbon isotopes. *Limnol. Oceanogr.* 40: 1310 - 1313.
- France, R. L. 1997. Stable carbon and nitrogen isotopic evidence for ecotonal coupling between boreal forest and fishes. *Ecol. Freshw. Fish.* 6: 78 - 83.
- Fylkesmennene i Buskerud, Hordaland og Telemark. 2003. Forvaltningsplan for Hardangervidda nasjonalpark med landskapsvernområder. (Under utarbeidelse av Fylkesmannen i Telemark.)
- Førland, E., Roald, L.A., Tveito, O. E. and Hanssen-Bauer. 2000. Past and future variations in climate and runoff in Norway. DNMI-report 19/00 Klima.
- Gannes, L. Z., Martinez del Rio, C. and Koch, P. 1998. Natural abundance variation in stable isotopes and their potential uses in animal physiological ecology. *Comp. Biochem. Physiol.* 119A, (3): 725 - 737.
- Garnås, E. og Enerud, J. 1996. Fiskeribiologiske undersøkelser i Ormetjern, Nore og Uvdal kommune, 1994. Fylkesmannen i Buskerud, miljøvern avdelingen. Rapport nr. 13-1996, 21 s.
- Gilmore, C. C., Hurley, J. P., and Krabbenhoft, D. P. 1999. Mercury methylation in periphyton of the Florida Everglades. *Limnol. Oceanogr.* 44: 1815 - 1825.
- Gjelsvik, L. 1999. Størrelse og pigmentering hos *Daphnia longispina* i forhold til tettheten av ørret, *Salmo trutta* L., i innsjøer på Hardangervidda. Norges landbrukshøgskole, Inst. for biologi og naturforvaltning. Hovedoppgave.
- Gjøstein, G. og Hauge, T.A. 1994. Vandringshåaure *Salmo trutta* L. i ulike tette bestandar, eit radiotelemetristudium i tre vatn på Hardangervidda. - Cand. agric. oppgave, Inst. for biologi og naturforvaltning, Norges landbrukshøgskole, Ås.
- Grey, J. and Jones, R. I. 2001. Seasonal changes in the importance of the source of organic matter to the diet of zooplankton in Loch Ness, as indicated by stable isotope analysis. *Limnol. Oceanogr.* 46: 505 - 513.
- Grønås, S. 2001. Kan endringer i NAO forutsis? *Cicerone* 3: 28 - 31.
- Hanssen-Bauer, I. and Førland, E. J. 1998. Annual and seasonal precipitation variations in Norway 1896 - 1997. DNMI report 27/98.
- Hanssen-Bauer, I., Førland, E.J. og Tveito, O.E. 2001a. Temperaturscenarier for vinter-Norge. *Cicerone* 1: 27 - 31.
- Hanssen-Bauer, I., Tveito, O.E., og Førland, E. J. 2001b. Økt nedbør i vinter-Norge. *Cicerone* 6: 26-28.
- Hanssen-Bauer, I. and Nordli, P. Ø. 1998. Annual and seasonal temperature variations in Norway 1876 -1997. DNMI-report 25/98
- Hansen, H. og Garnås, E. 1987. Fiskeribiologiske undersøkelser i Nedre Hein, Halnefjorden og Veslekrækkja, Buskerud 1986. Fylkesmannen i Buskerud, miljøvern avdelingen. Rapport nr. 8/1987.

- Hawes, I. And Smidt, R. 1994. Seasonal dynamics of epilithic periphyton in oligotrophic Lake Taupo, New Zealand. *N.Z. Mar. Freshwat. Res.* 28: 1-12.
- Henriksen, O. 1999. Fjellet sett med fremmede øyne. *Fjellsmuseets venner, årbok 1999*, 34-60.
- Hessen, D, Andersen T. and Lyche, A. 1990. Carbon metabolism in a humic lake: Pool sizes and cycling through zooplankton. *Limnol. Oceanogr.* 35: 84 – 99.
- Hesthagen, T. og Sandlund, O.T. 1997. Endringer i utbredelse av ørekyte i Norge: årsaker og effekter. *NINA Fagrapport 013:1-16*.
- Hesthagen, T. Utbredelse av skjoldkreps *Lepidurus arcticus* i Lom kommune, Oppland. *Fauna* 32: 30 - 33.
- Huitfeldt-Kaas, H. 1911. Indberetning om Fiskeriforholdene paa Hardangerviddan. I: Indstilling fra Fjeldbeitekomiteen om Harangviddens Utnyttelse. Landbruksdepartementet. (Centraltrykkeriet, Kristiania). 106 s.
- Huitfeldt-Kaas, H. 1917. Om Møsvandsopdæmningens indflydelse paa vandets fiskeriforhold. *Norges Jæger- og Fiskerforenings Tidsskrift* (46), 192-198.
- Huitfeldt-Kaas, H. 1918. Ferskvandsfiskenes utbredelse og innvandring i Norge med et tillæg om krebsen. Centraltrykkeriet, Kristiania. 106 s.
- Huitfeldt-Kaas, H. 1927. Studier over aldersforholde og veksttyper hos norske ferskvannsfisker. Nationaltrykkeriet (Oslo). 358 s.
- Hurrell, J.W. 1995. Decadal trends in The North Atlantic Oscillation regional temperatures and precipitation. *Science* 269: 676 – 679.
- Hurrell, J. W., Kushnir, Y, Ottosen, G. and Visbeck, M. 2003. An overview of the North Atlantic Oscillation. p. 5-37 in *The North Atlantic Oscillation. Climatic significance and environmental impact*. Hurrell et al. Editors. Geophysical Monograph 134. American Geophysical Union, Washington DC.
- Indrelid, S. 1994. Fangstfolk og bønder i fjellet. Bidrag til Hardangerviddas forhistorie 8500-2500 år før nåtid. Universitetes Oldsakssamlings skrifter. Ny rekke. Nr. 17, 344 s.
- Ingebrigtsen, S. og Kambestad, O. 1990. Struktur, dynamikk og habitatbruk for bestanden av aure, *Salmo trutta* L., i Krokavatn på Hardangervidda. *Inst. for biologi og nat. forv., NLH. Hovedoppgave*.
- Iversen, T. 2003. Fokus på risiko når klima endres. *Cicerone* 3: 20 - 23.
- Jensen, J.W. 1975. Fisket i en del av elvene og vatnene som berøres av Eidfjord-Nord utbyggingen. Det Kgl. Norske Videnskabers Selskab, Museet, Universitetet i Trondheim. Rapport, Zoologisk serie 1975-15, 37 s.
- Jensen, K.W. 1946. Jacob D. Sømme in memoriam. *Stangfiskeren* (Oslo sportsfiskeres årbok 1946): 110-114.

- Jensen, K. W. 1977. On the dynamics and exploitation of the population of brown trout, *Salmo trutta* L., in lake Øvre Heimdalsvatn, Southern Norway. Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 56: 18-69.
- Jensen, J.W. og Steine, I. 1976. Fiskerisakkyndig betenkning for skjønn Eidfjord-nord. etappe III. Magasinsskjønnet. Hardanger herredsrett. 33 s.
- Jones, P. D., Osborn, T. J. and Briffa, K.R. 2003. Pressure-based measures of the North Atlantic Oscillation (NAO) Index: A comparison and an assessment of changes in the strength of the NAO and its influence on surface climate parameters. P. 51-63 in *The North Atlantic Oscillation. Climatic significance and environmental impact.* Hurrell et al. Editors. Geophysical Monograph 134. American Geophysical Union, Washington DC.
- Karlson, J., Jonsson A., Meili, M., and Jansson, M. 2003. Control of Zooplankton dependence on allochthonous organic carbon in humic and clear-water lakes in northern Sweden. *Limnol. Oceanogr.* 48: 269-276.
- Kelly, D. W., Dick, J.T.A., and Montgomery, W. I. 2002. Predation on mayfly nymph, *Baetis rhodani*, by native and introduced Gammarus: direct effects and the facilitation of predation by salmonides. *Freshw. Biol.* 47: 1257 - 1268.
- Kildal, T. 1980. Fiskeribiologiske undersøkelser i Kvenna 1978. Fiskerikonsulentent i Øst-Norge. Rapport. 41 s.
- Kildal, T. 1982. Fiskeribiologiske undersøkelser i Kvenna 1979. Fiskerikonsulentent i Øst-Norge, Rapport nr.2/82. 36 s
- Kildal, T. og Johannessen, M. 1983. Fiskeribiologiske undersøkingar i Mårvatn og Kalhovdmagasinet 1982. Fylkesmannen i Telemark, miljøvernavdelingen. Rapp. Nr. 1/83, 34 s.
- Krogh, R. 1955. Litt om fiske i Kvenndalen i tidligere dager. Norges Jæger- og Fiskerforenings Tidsskrift : 494-496.
- Lancaster. J. and Waldron. S. 2001. Stable isotope values of lotic invertebrates: Sources of variation, experimental design, and statistical interpretation. *Limnol. Oceanogr.* 46: 723 - 730.
- Liboriussen, L., and Jeppesen, E. 2003. Temporal dynamics in epipelagic, pelagic and epiphytic production in a clear and a turbid shallow lake. *Freshw. Biol.* 48: 418 – 431.
- Lucotte, M., Montgomery, S. and Bègin, M. 1999. Mercury dynamics at flooded soil-water interface in reservoirs of Northern Quebec: in situ observations. In: *Mercury in the biogeochemical cycle.* Lucotte, M., Schetagne, R., Therien, N., Langlois, C., Tremblay, A. (eds.): 165 - 189.
- Løkensgard, T. 1958a. Sportsfiskerne og Hardangervidda. Norges Jæger- og Fiskerforenings Tidsskrift, 223-224, 243-247.
- Løkensgard, T. 1958b. Songavassdraget, de fiskeribiologiske forhold og den planlagte regulerings innvirkning på fiskeforholdene. Rapport I, ekspropriasjonsskjønnet for Tolle-Vinjevassdraget. 22. jan. 1958.
- Løkensgard, T. 1976. Fiskeribiologiske undersøkelser for Dagalivassdraget, 1974-75. Fiskerikonsulentent i Øst-Norge.

- Mariotti, A. 1983. Atmospheric nitrogen is a reliable standard for natural abundance ^{15}N measurements. *Nature*, 303: 685 - 687.
- Muniz, I.P. 1968. Rapport fra de fiskeribiologiske undersøkelser i Odda og Ullensvang statsalmenninger sommer 1967. Konsulenten for ferskvannsfiske i Vest-Norge. 77 s.
- Muniz, I.P. 1969. Rapport fra de fiskeribiologiske undersøkelser i Eidfjord statsalmenning sommeren 1968. Konsulenteten for ferskvannsfisket i Vest-Norge. 72 s.
- Museth, J. og Qvenild, T. 1996. Fiskeribiologiske undersøkelser i Store Gjersjøen, Tolga kommune. Fylkesmannen i Hedmark, miljøvernavdelingen. Rapport nr. 3/96, 10 s.
- Møller, A. 1984. Veidemann på Vidda. Cappelen forlag, 129 s.
- Nordli, P. Ø., Lie, Ø., Nesje, A., and Dahl, S. O. 2002. Spring/summer temperature reconstruction western Norway 1734-2002. DNMI report 26/02.
- NOU. 1974. Hardangervidda. Natur – Kulturhistorie – Samfunnsliv. Miljøverndepartementet.:30 B. 352 s.
- Olafsen, O. 1925. Fra Hardangerviddas fortid. Drammens og Oplands turistforening. Årbok 1925: 7-35.
- Olafson, A. 1929a. Fisket på Hardangervidda. Norges Jæger- og Fiskerforenings Tidsskrift (58): 205-209.
- Olafson, A. 1929b. Renjakt og fiske på Vidda. Den Norske Turistforenings Årbok: 51-59.
- Opedal, H.O.1949. Garden Opedal med kleivane. Bergen Turlag årbok.
- Pedersen, K. og Scobie, L. 1990. Dynamikk, habitatbruk og redskapsseleksjon for ørretbestanden i Kollsvatn, en innsjø på Hardangervidda. Hovedfagsoppgave.Inst. for biologi og naturforvaltning, Norges landbrukshøgskole.
- Qvenild, T. og Rognerud, S. 2001. Fisket i Kvennadalen 2000 – 2001. Rapport til I/S Laagefjeld, 38s
- Qvenild, T. og Rognerud, S. 2002. Fisket i Kvennadalen 2002. Rapport til I/S Laagefjeld, 17s
- Post, D.M. 2002. Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions. *Ecology*, 83: 703-718.
- Ramlal, P. S., Kelly, C. A., Rudd, J. W. M. and Furutani, A.: Sites of methyl mercury production in remote Canadian Shield lakes. *Can. Fish. Aquat. Sci.* 50: 972 - 979.
- Rognerud, S og Qvenild, T. 2002. Kvikksølv i fisk og næringskjedens struktur i fjellsjøer i Nord-Østerdalen. NIVA-rapport Lnr. 4540-2002.
- Rognerud, S. og Fjeld, E. 2002. Kvikksølv i fisk fra innsjøer i Hedmark, med hovedvekt på grenseområdene mot Sverige. NIVA-rapport L.nr. 4487-2002.
- Rognerud, S., Fjeld, E., and Eriksen, G. S. 1996. Landsomfattende undersøkelse av kvikksølv i ferskvannsfisk og vurdering av helsemessige effekter ved konsum. Statlig program for forensningsovervåking. Rapport 673/96, TA 1380/1996.

- Rognerud, S., Grimalt, J. O., Rosseland, B. O., Fernandez, P., Hofer, R., Lackner, R., Lauritzen, B. Lien, L. Massabuau, J. C. and Ribes, A. Mercury and organochlorine contamination in brown trout (*Salmo trutta*) and arctic charr (*Salvelinus alpinus*) from high mountain lakes in Europe and the Svalbard archipelago. 2002. *Water, Air and Soil Pollut. Focus* 2: 209 - 232.
- Sekse, T. 1971. Jakt og fiske på Hardangerviddi. I: Kolltveit, O. 1971. Odda, Ullensvang og Kinsarvik i gamal og ny tid. Bygdesoga IV.
- Sellers, P., Kelly, C.A., Rudd, J. W. M. and Machutchon, A. R. 1996. Photodegradation of methyl mercury in lakes. *Nature* 380: 694 - 697.
- Simonsen, T. A. A. og Valderhaug, N. A. 1994. Bestandsdynamikk, habitatbruk og ernæring for aure i Litlosvatn - ein innsjø på Hardangervidda. Hovedoppgave, Institutt for biologi og naturforvaltning, NLH.
- Skjelkvåle, B. L. og Henriksen, A. 1998. Vannkjemi, forurensningsstatus og tålegrenser i nasjonalparker; Hardangervidda. NIVA-rapport 3895-98. 48 s.
- Skotvold, T., Wartena, E. M. M. and Rognerud, S. 1997. Heavy metals and persistent organic pollutants sediments and fish from lakes in Northern and Arctic regions of Norway. *Akvaplan-niva report APN 514.660.1*
- Smukkestad, B. 1980. Rapport fra den fiskeribiologiske undersøkelsen i Skjerja i Hol kommune 13.-14. August 1979. Vilt- og fiskestellskonsulenten i Buskerud, rapport, 12 s.
- St. Louis, V. L., Rudd, J. W. M., Kelly, C. A., Hall, B. D., Rolfhus, K.R., Scott, K. J., Lindberg, S. E. and Dong, W. 2001. Importance of the forest canopy to fluxes of methyl mercury and total mercury in boreal ecosystems. *Environ. Sci. Technol.* 35: 3089 - 3098.
- St. Louis, V.L., Rudd, J. W. M., Kelly, C. A., Beaty, K.G., Flett, R. J. and Roul, N. T. 1996. Production and loss of methyl mercury and loss of total mercury from boreal forest catchments containing different types of wetlands. *Environ. Sci. Technol.* 30: 2719 - 2729.
- Straile, D., Livingstone, D. M., Weyhenmeyer, G.A. and George, D. G. 2003. The response of freshwater ecosystems to climate variability associated with the North Atlantic Oscillation. p. 263-279 in *The North Atlantic Oscillation. Climatic significance and environmental impact*. Hurrell et al. Editors. Geophysical Monograph 134. American Geophysical Union, Washington DC.
- Striegl, R.G., Kortelainen, P., Chanton, J.P., Wickland, K.P., Bugna, G.C., and Ratakari, M. 2001. Carbon dioxide pressure and ¹³C content of north temperate and boreal lakes at spring ice melt. *Limnol. Oceanogr.* 46: 941 - 945.
- Sunde, S.E. 1937. Hardangervidda i vest. *Stangfiskeren (Oslo sportsfiskeres årbok 1937)*: 31-35.
- Sægrov, H., Hobæk, A. and L'Abée-Lund, J. H. 1996. Vulnerability of melanic *Daphnia* to brown trout predation. *J. Plankton Res.* 18: 2113 - 2118.
- Sømme, I.D. 1931. Nærings- og gytevandring hos ørret på Hardangervidda. *Norges Jeger- og Fiskerforenings tidsskrift*: 381 - 402.
- Sømme, I. D. 1933. Ørretfiskets utvikling på Hardangervidda og de viktigste driftsmåter.

- Sømme, I. D. 1934b. Aldersfordeling, vekst og kjønnsmodning hos ørret på Hardangervidda. Norges Jæger- og Fiskerforenings Tidsskrift, hefte 6: 269 - 289
- Sømme, I.D. 1934c. Fiskets beskatning av ørretbestanden på Hardangervidda. Norges Jæger- og Fiskerforenings Tidsskrift, 405-421 (hefte 8), 478-489 (hefte 9), 512-522 (hefte 10), 580-594 (hefte 11).
- Sømme, I.D. 1936. Noen iakttagelser over ørretens gyttning og rognens skjebne. Norges Jæger- og Fiskerforenings Tidsskrift, 114-121, 169-181 og 204-209.
- Sømme, I.D. 1937. Fisket i Ullensvang statsalmenning. Norges Jæger- og Fiskerforenings Tidsskrift (66): 252-254.
- Sømme, I. D. 1939. Hardangerviddas ørret og ørretfiske. Drammens og Oplands Turistforening. Årbok 1939: 73 – 93.
- Sømme, I.D. 1954. Ørretboka. Håndbok i ferskvannsfiske og fiskekultur. 4.utgave. Jacob Dybvads forlag. Oslo.
- Sømme, S. 1934. Contributions to the biology of norwegian fish food animals. I. *Lepidurus arcticus* Pallas 1773, syn. *L. glacialis*. Krøyer 1847. Avhand. det norske videnskaps-akademi i Oslo. I. Matem.-Naturvid. Klasse 1934. No 6. 33 p.
- Sømme, S. 1958. Songavassdraget. Rapport VII, ekspropriasjonsskjønnet Tokke-Vinjevassdraget. 5s
- Takahashi, K., Yoshioka, T., Wada, E. and Sakamoto, M. 1990. Temporal variation in carbon isotope ratio of phytoplankton in a eutrophic lake. *J. Plankton Res.* 12: 788 – 808.
- Taylor, D. J., Hebert, P. D. N. and Colbourne, J. K. 1996. Phylogenetics and evolution of the *Daphnia longispina* group (Crustacea) based on 12S rDNA sequence and allozyme variation. *Molecular phylogenetics and evolution.* 5: 495 - 510.
- Turner, M. A., Howell, E. T., Campbell, P., Hecky, R. E. and Schindler, E. U. 1994. Roles of nutrients in controlling growth of epilithon in oligotrophic lakes of low alkalinity. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51: 2785 - 2793.
- Tveito, O. E. 2002. An objective comparison of observed and forecasted 24-hour precipitation, a spatial analysis. MET.NO Report 10/02 KLIMA
- Tysse, Å. 1995. Spreiing av ørekyt på Hardangervidda. s. 157 – 161 i: Spredning av ferskvannsorganismer. Direktoratet for naturforvaltning- Notat 1995-4.
- Tysse, Å. 1997. Prøvefiske i Tinnhølen, Eidfjord kommune 1995/ 96. Notat, 9 s.
- Tysse, Å. og Garnås, E. 1990. Fiskeribiologisk undersøkjing i Langsjøen og Bjornesfjorden, Nore og Uvdal kommune 1989. Rap. 11/1990, Fylkesmannen i Buskerud
- Tysse, Å og Garnås, E. 1991. Fiskeribiologiske undersøkjingar i Ossjøen, Gvonnestøyltjørni og Øvre Svantjørn i Hol kommune 1990. Fylkesmannen i Buskerud, miljøvern avdelingen. Rapp. Nr. 12/1991

- Tysse, Å og Garnås, E. 1994. Fiskeribiologiske undersøkjingar i Halne, Ø. og N. Hein og Store- og Veslekrækja og Heinungen i Hol og Nore og Uvdal kommune. Fylkesmannen i Buskerud Rapp. Nr. 16/1994.
- Vadeboncoeur, Y. and Lodge, D.M. 2000. Periphyton production on wood and sediment: substratum-specific response to laboratory and whole-lake nutrient manipulations. J.N. Am. Benthol. Soc., 19: 68-81.
- Vadeboncoeur, Y., Lodge, D.M., and Carpenter, S.R. 2001. Whole-lake fertilization effects on distribution of primary production between benthic and pelagic habitats. Ecology, 1065-1077.
- Vander Zanden, J. M., and Vadeboncoeur, Y. 2002. Fishes as integrators of benthic and pelagic food webs in lakes. Ecology, 83: 2152-2161.
- Vander Zanden, J. M. and Rasmussen, J. B. 1999. Primary consumer d13C and d15N and the trophic position of aquatic consumers. Ecology, 80: 1395 - 1404.
- Vasshaug, Ø. 1970. NVE. Statskraftverkene. Eidfjordanleggene. Fiskeribiologiske undersøkelser 1967 - 69. Fiskerikonsulenten for Vest-Norge. Rapport. 67 s.
- Vik, J.O., Borgstrøm, R. og Skaala, Ø. 2001. Cannibalism governing mortality of juvenile brown trout, *Salmo trutta*, in a regulated stream. - Regulated Rivers: Research and Management 17: 583-594.
- Vivelid, L. 1977. Attergangar på attgrodde stigar. Rune forlag, Trondheim. 150 s.
- Welch, H.E., and Kalff, J. 1974. Benthic photosynthesis and respiration in Char lake. J. Fish. Res. Board Can. 31: 609 - 620.
- Wergeland, H. 1898. Over skog og vidde. J.W. Cappelens forlag.
- Wiers, T. og Hylland, S. 2001. Prøvefiske i Ullensvang, Hardangervidda 2000. Veivatn, Bersavikvatnet, Holmavatnet, Austmannavatnet, Hanasteinvatnet, Tresnutevatnet og Skinnhovdavatnet. Naturoppdrag. Rapport 35.
- Wiers, T. og Hylland, S. 2002. Prøvefiske i Ullensvang, Hardangervidda 2001. Langavatnet, Vasslivatnet, Reinavatnet, Busetevatnet, Vetlavatnet og Vatnasetvatnet. Naturoppdrag. Rapport 35.
- Wiener, J. G. and Spry, D.J. 1994. Toxicological significance of mercury in freshwater fish. I: Interpreting concentrations of environmental contaminants in wildlife tissue. G. Heinz and N. Beyer (editors). Lewis publishers, Chelsea, Michigan.
- Wilhelm, F. M. and Schindler, D. W. 1999. Effects of *Gammarus lacustris* (Crustacea: Amphipoda) on plankton community structure in an alpin lake. Can. J. Fish. Sci. 56: 1401 - 1408.
- Aass, P. 1969. Crustacea, especially *Lepidurus arcticus* Pallas, as brown trout food in Norwegian mountain reservoirs. Inst. Freshw. Res. Drottningholm, Rep. 49:183-201.
- Aass, P. 1986. Utvidet senkning i regulerte innsjøer - effekt på fisket. Fauna 39: 85 - 91.