

VANNBRUKSPLAN:
FISK OG BUNNDYR I LIERVASSDRAGET

BJØRN ØKLAND

Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske (LFI),
Zoologisk Museum, Universitetet i Oslo,
Sarsgate 1,
0562 Oslo 5.

FORORD

Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske (LFI) ved Universitetet i Oslo ble av Fylkesmannen i Buskerud bedt om å gjennomføre de fiskeribiologiske undersøkelsene i forbindelse med utarbeidelsen av en vannbruksplan for Liervassdraget. Liervassdraget har svært mange fiskearter, men det er laks og ørret som betyr mest. I tillegg til fisk, omfatter undersøkelsen bunndyr, og bunndyr er benyttet til å gi en vurdering av vassdragets vannkvalitet.

Undersøkelsene ble gjennomført i løpet av 1989, og deler av undersøkelsen har foregått i nært samarbeid med et prosjekt som skal belyse effekt av lakseparasitten Gyrodactylus salaris. I den forbindelse ønsker vi å takke Tor A. Bakke, Tom Isaksen og Peder Jansen. Forøvrig rettes en takk til den lokale fiskeforvaltning og til de personer som har bidratt med opplysninger om fisk og fiskeforhold i vassdraget.

Oslo april 1990

Svein Jakob Saltveit

INNHold

	S
SAMMENDRAG	4
INNLEDNING	8
OMRÅDE OG LOKALITETSBEskRIVELser	10
MATERIALE OG METODE	22
Bunndyr	22
Fisk	22
RESULTATER	25
Bunndyr	25
Fisk	25
BESKATNING OG KULTIVERING	34
KOMMENTARER	44
Bunndyr	44
Fisk	50
TILRÅDINGER	61
LITTERATUR	64

SAMMENDRAG

Økland, B. 1990. Vannbruksplanlegging: Fisk og bunndyr i Lier-
vassdraget. Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo, 120:
68 s.

I forbindelse med utarbeidelse av vannbruksplan for Lier-
vassdraget har Laboratorium for ferskvannsekologi og innlands-
fiske (LFI) utført de fiskeribiologiske undersøkelsene. Blant
vassdragets 23 fiskearter vektlegges laks og ørret innenfor
områder med naturlig rekruttering. Rapporten omfatter under-
søkelse av utbredelse, bestandstetthet og vekst hos disse to
artene. Det er også gjennomført bunndyrsundersøkelser som gir
informasjon om forurensningsgrad og produksjonen av næringsdyr
i Liervassdraget. Det gis en samlet vurdering av oppvekst-
miljøet for laks og ørret som munner i en tilråding for videre
drift av vassdraget. Sentrale faktorer i denne sammenheng er
forurensningsgrad, vannføring, vanntemperatur, bunnforhold,
kantvegetasjon og fiskekultivering.

Undersøkelsene av oppvekstområder ble gjennomført regelmessig i
perioden fra juni til november 1989 på tilsammen 21 stasjoner i
hovedelv og sidebekker. Voksen fisk ble vurdert på grunnlag av
fangststatistikk og skjellprøver. Registreringer av vanntempe-
raturer, vannføring, vannkjemiske/bakteriologiske parametre og
journal over fiskekultivering ble innhentet til vurderingen av
miljøbetingelsene for laks og ørret i Liervassdraget.

Vannkvalitet mht. bunnfauna var relativt best i øvre del av
Lierdalen, hvor det er færre inngrep i kantskog og færre kilder
til forurensning. Tettheten av bunndyr og fisk nedenfor Tron-
stad Bruk i Solbergelva er tydelig preget av tidligere utslipp,
men prøver i løpet av sesongen tyder på at en bedring er
underveis.

Bunndyrprøvene viste suksessivt forverret vannkvalitet nedover i vassdraget. På de nedre stasjonene var faunaen ensidig, og enkelte prøver viste stor konsentrasjon av sopp og bakterier. Flere strekninger i vassdraget mangler kantskog, og innflytelsen av jordbruk og bebyggelse øker nedover vassdraget. Dårligst vannkvalitet (lavest trent indeksverdi) ble registrert i sidebekkene i nedre del (Tajebekken, Damtjernbekken og Sogna), hvor det finnes tettere bebyggelse og større inngrep i kantvegetasjonen. Sensommerprøvene var gjennomgående dårligere enn forsommerprøvene, noe som antagelig skyldes temperatur, vannføring og jordbruksdrift i løpet av sommersesongen.

Bunndyrmengden ved Snarum i Lierelva var vesentlig redusert. Elvestrekningen er kanalisert og mangler kantvegetasjon. Kanalisering av elveløp medfører oftest redusert bunnfauna pga. tap av habitatsvariasjon. Høye tettheter av laks- og ørretunger på samme sted tyder på at næringen i stor grad består av driv fra ovenforliggende elvestrekninger.

Både tetthetsundersøkelser og fangststatistikk viser en jevnstor produksjon av laks og sjørret i Liervassdraget. Fangstene varierer betydelig fra år til år. I siste tiår var den registrerte fangsten gjennomsnittlig 464 kg laks og 456 kg ørret pr.år. Fangsten av laksefisk har vært over 6000 kg pr.år før århundreskiftet, men har vært sterkt minkende utover dette århundret. Nedgangen skyldes antagelig flere samspillende faktorer i sammenheng med urbanisering og jordbruk.

Sjørreten har sitt hovedutbredelseområde i vassdragets sidebækker. Selv svært små bekker viste store tettheter av ørretunger. Ørret ble også funnet i hovedvassdraget, men da mindretallig i forhold til laks. Tettheten av ørret var vesentlig lavere på strømeksponte steder i Lierelva (stasjon 6). Tettheten av ørret var suksessivt økende nedover i vassdraget, både i hovedløp og sidebækker. Laks ble funnet nesten utelukkende i hovedløpet av vassdraget, og var her dominerende over ørret. Det ble ikke funnet tetthetsreduksjon oppover i vassdraget, slik det ble funnet hos ørret.

I løpet av høstmånedene avtok yngeltetthetene på stasjon 5 og 6, mens tettheten vedble eller økte på stasjon 14 i hovedvassdraget. Det antas at laks- og ørretungene på stasjonene 5 og 6 flyttet til mindre strømeksponerte lokaliteter ved temperaturfall, mens stasjon 14 som et bedre vinteroppholdssted, mottok fisk fra mindre egnete lokaliteter oppstrøms. Generelt kan omfanget av elvestrekninger med skjul og gode oppholdsteder være en betydelig minimumsfaktor for produksjonen av laks og ørret i Liervassdraget.

Veksten hos laks- og ørretungene i Liervassdraget er relativt god i sammenligning med andre Østlandsvassdrag. Ørretungene i sidebekkene hadde betydelig bedre vekst enn i hovedløpet av vassdraget. Skjellprøver fra fangst i 1988 og 1989 viser at begge arter smoltifiserer hovedsaklig som 2 og 3-åringer, de fleste laksene med en lengde 11-15 cm og sjøørretene 13-18 cm. 60% av laksene vender tilbake etter ett år i sjøen. Blant fangete sjøørreter i 1988 og 1989 hadde 55% bare en sesongs opphold i sjøen.

I løpet av undersøkelsen ble det registrert et stort omfang av inngrep i sidebekkene som reduserer oppvekstområdene for sjøørreten: Rørlegging av bekker, demninger, fjerning av kantskog og forurensende utslipp. Bestanden av sjøørret, som er avhengig av de gode oppvekstområdene i sidebekkene, lider betydelig tap ved disse inngrepene.

Generelt vurderes temperaturbetingelsene som gode for laksefisk i Liervassdraget, både mht. fødeopptak, vekst og oppvandring. Veksten hos laks- og ørretunger i Glitra synes å være forsinket pga. utslipp av kaldt bunnvann fra Glitrevann. Kritisk høy temperatur for laksefisk kan tenkes å forekomme i sidebeker med lav vannføring og stor organisk forurensning. Fiskedød er imidlertid ikke registrert i løpet av undersøkelsen.

Vannføringen synes å være en begrensende faktor for laksefisk i langvarige tørkeperioder. Fravær av "lokkeflommer" begrenser oppvandringen, og lav vannstand reduserer skjulmulighetene. Flere av sidebekkene hadde svært lav vannføring i løpet av sommeren 1989. I Asdøla ovenfor Kittelsrud var en stor del av elveleiet tørrlagt i sommersesongen. Tilførselvene Glitra, Solbergelva og Asdøla er regulert, og minstevannføring er pålagt ved Justad i Glitra og Oppsal i Lierelva. Vann fra Tyrifjorden overføres via tunnel til Asdøla. Vannuttaket til jordvanning antas å være betydelig i tørre perioder, men det er ikke pålagt minstevannføring i vassdagets nedre del. Minstevannføringen i flere sidebækker er redusert pga. ulike dammer og demninger.

Regelmessig fiskekultivering er satt i gang i relativt stort omfang i løpet av siste tiår. Lierelva Grunneierlag, Drammen og omegn fiskeadministrasjon og Lierelva fiskeforening har samarbeidet om stamfiske, rognklesking og utsetting av laks- og ørrettyngel. Utsettingstettheten kan være i høyeste laget på enkelte strekninger.

INNLEDNING

De fiskeartene som har størst økonomisk betydning i Liervassdraget er ørret og laks, som totalt utgjør et oppfisket kvantum i elv på ca. 1-1.5 tonn pr. år. Fiskefunnaen i de øvre delene av vassdragets sideelver/innsjøer består hovedsaklig av ørret og abbor, mens røye og sik også finnes i enkelte vann. Liervassdraget har imidlertid en meget rik fiskefauna. Det er registrert mer enn 20 arter i vassdraget, hvorav de fleste er knyttet til langsomtrensende områder i nedre del:

havniøye	krøkle	sørv	<u>tidvis:</u>
elveniøye	laks	mort	bekkerøye
bekkeniøye	ørret	vederbuk	regnbueørret
abbor	røye	laue	
hork	sik	stam	
gjedde	ål	karuss	
3-pigget stingsild	ørekyte	skrubbe	

I tillegg til de registrerte artene antas 9-pigget stingsild, brasme og gullbust å forekomme i Lierelva, ettersom disse finnes i nedre del av Drammenselva.

Flere brukerinteresser influerer på Liervassdraget. Vannføringen i alle tilførselselvene er regulert, hvorav de fleste reguleringene i dag er knyttet til drikkevannsforsyning i de tilstøtende kommunene og vanning i landbruket. Lierdalen har gode betingelser for dyrking, og det er et aktivt landbruk i området. Industriutslipp var vesentlig fram til 1988, da vassdraget ble tilført et betydelig utslipp av tremasse fra en bedrift i øvre del. Det finnes spredt bebyggelse i hele dalføret med en del tettsteder i nedre del. Dette innebærer at flere aktiviteter i nedbørsfeltet bidrar både lokalt og samlet til svekkete betingelser for fiskebestandene i vassdraget gjennom permanent og sporadisk påvirkning.

I de senere år har DOFA (Drammen og Omegn Fiske-Administrasjon), Lierelva Grunneierforening og Lierelva Fiskeforening drevet omfattende kultiveringsarbeide med bla. stamfiske, rognklekking og utsetting av settefisk. Lierelva Grunneierforening administrerer fiskerettene i de laks- og sjørretførende delene av vassdraget. De har en fiskestellsavtale med Lierelva Fiskeforening. DOFA og Lierelva Grunneierforening eier stamfiskeanlegg, klekkeri og settefiskanlegg ved Glitra gjennom vesentlige bidrag fra offentlige midler, og samarbeider om kultivering av laks og sjørret i vassdraget.

Aldersfordeling av gytefisk hos sjørret i Liervassdraget er tidligere undersøkt av Huitfeldt-Kaas (1915), mens Rosseland har undersøkt årsunger i 1950 årene. Fiskerikonsulenten i Øst-Norge har tidligere gjennomført fiskeribiologiske undersøkelser i sidevassdraget Glitra, både overfor og nedenfor vandringshinder (Enerud og Lunder 1979). Det foreligger fangststatistikk tilbake til 1876, og i de senere år er skjellmateriale inn-samlet lokalt fra voksen laks og ørret. Forurensnings-situasjonen og lakseparasitten Gyrodactylus salaris som ble påvist i 1987 i Liervassdraget har i de senere år vært overvåket av de lokale miljøvernmyndighetene (Fylkesmannen i Buskerud, Miljøvernadv. 1989 a,b, Skaugrud og Johnsen 1980).

I forbindelse med utarbeidelse av vannbruksplan for Lier-vassdraget var det behov for en fiskeribiologisk undersøkelse med hovedvekt på produksjonen av laks og ørret. Et hovedformål med denne undersøkelsen har derfor vært å skaffe en best mulig oversikt over dagens forhold for laks og ørret i Liervassdraget innenfor rammen av en ettårig undersøkelse og allerede eksisterende materiale. Kombinert med kjennskap til disse artenes miljøkrav fra andre undersøkelser, har resultatene gitt grunnlag for å vurdere hvordan annen drift av vassdraget innvirker på laks og ørret. De viktigste faktorene i denne sammenheng er forurensningsgrad, vannføring, vanntemperatur, bunnforhold, kantvegetasjon og andre fysiske forhold. Undersøkelsen har i første rekke vært rettet mot forbedring av

produksjonen i områder med naturlig rekruttering. Ovenfor naturlig laks/sjøørretførende strekninger settes det i dag ut laks- og ørretunger. Produksjonsforholdene i noen av disse delene av vassdraget er også vurdert.

For å belyse forurensningstilstanden i vassdraget er det gjennomført bunndyrundersøkelser som kan supplere kjemiske og bakteriologiske beskrivelser av vassdraget. Undersøkelsen omfatter lokaliteter fra Lierelva, sideelver og bekker, og dekker den gradient i belastning som forekommer i vassdraget. Bunndyrundersøkelsene gir samtidig informasjon om næringstilbudet for laks og ørret i de ulike delene av vassdraget.

Konkrete tilrådinger for videre drift av vassdraget er formulert i et eget kapittel bakerst i rapporten. Det tas forbehold om at disse rådene vil kunne endres etterhvert som nye kunnskaper og momenter kommer til.

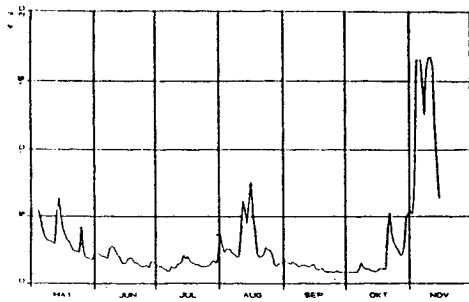
OMRÅDE OG LOKALITETSBEKRIVELSER

Liervassdraget har nedbørsfelt i store deler av Lier kommune og i mindre deler av Nedre Eiker, Øvre Eiker, Modum og Asker kommuner. Hovedtyngden av nedbørsfeltet ligger i barskogsområdene vest for Lierdalføret. Vassdraget omfatter Lierelva, sideelvene Solbergelva, Asdøla, Glitra, Sogna og Sandakerelva, samt et stort antall vann og sidebekker. Lierdalen er omgitt av bratte fjellsider hvor sideelver og bekker går i bratte stryk. Dalbunnen i Lier er et ravine-og elveslettelandskap. Her går Lierelva i tallrike svinger og slynger på vei ned til utløpet i Drammensfjorden. Dyrket mark dominerer landskapet i dalen. Edelløvskogsområder finnes i økende omfang oppover i dalføret, og langs bekker og elver. Bebyggelsen i Lier er spredt, men tettheten øker langs nedre del av Lierelva, med tettsteder som Lierbyen, Tranby, Reistad, Vivelstad og Sandåker.

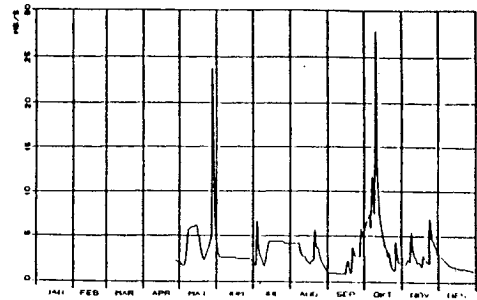
Fig. 1 viser vannføringen ved Oppsal i øvre del av Lierelva i årene 1981-89 og ved Kjellstad bru i nedre del av vassdraget i 1989. I alle årene inntraff vårflom av varierende størrelse i perioden april-mai. Åtte av disse ni årene hadde høstflom i løpet av månedene august-oktober, og i noen år var det også sommerflom. Liervassdragets nedbørsfelt er relativt lite, og nedbør gir en rask oppgang av vannføring og sedimenttransport i Lierelva.

Alle de større tilførselselvene (Glitra, Solbergelva og Asdøla) er regulert til ulike formål. Det overføres vann via tunnel fra Tyrifjorden til nedre del av Asdøla. Det er pålagt minstevannføring $0.2 \text{ m}^3/\text{s}$ gjennom hele året ved Justad i Glitra, og $0.9 \text{ m}^3/\text{s}$ i sommermånedene ved Oppsal i øvre del av Lierelva.

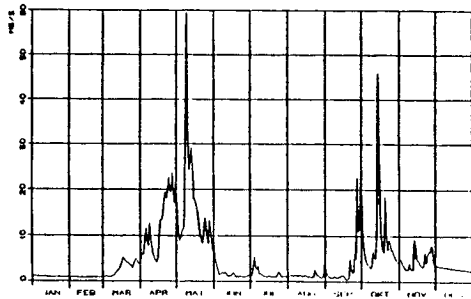
Temperatur har vært målt morgen og kveld ved DOFA-anlegget i Glitra gjennom flere år. I 1989 har det også vært automatisk temperaturregistrering i Lierelva ved Lierbyen (Fig. 2). Temperaturene ligger for det meste i området $0.1-1.0^{\circ}\text{C}$ fra november til mars, mens temperaturen som regel stiger fra april og utover. Sommertemperaturene ligger i området $10-15^{\circ}\text{C}$, med periodvis temperaturer opp mot 20°C . I enkeltår med varme og lav vannføring kan temperaturene også strekke seg over 20°C . Temperaturene i sommerhalvåret var gjennomgående lavere ved DOFA sammenlignet med Lierbyen, særlig i de varme periodene. Temperaturen er ofte forskjellig i ulike deler av samme vassdrag, men den lavere sommertemperaturen ved DOFA har sammenheng med at Glitras sideelv Egga tilføres bunnvann fra Glitrevann via en overføringstunnel.



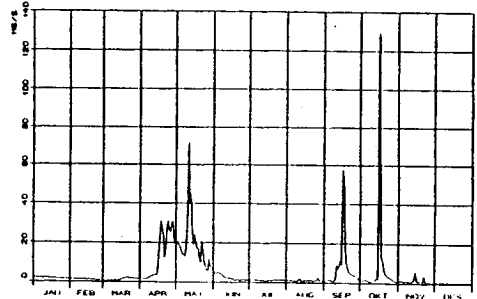
KJELLSTAD BRU 1989



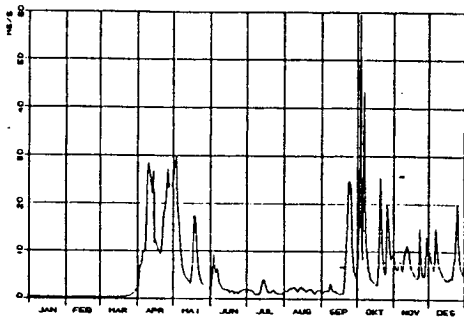
OPPSAL 1981



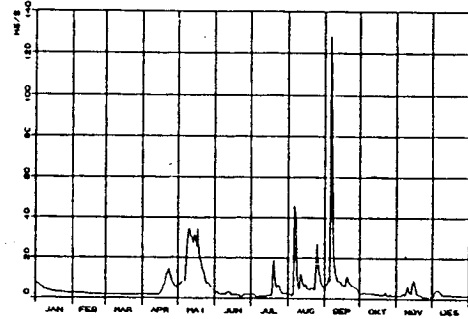
OPPSAL 1982



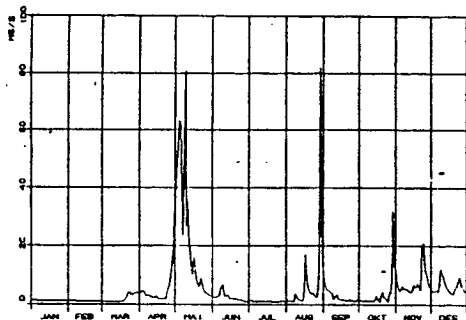
OPPSAL 1983



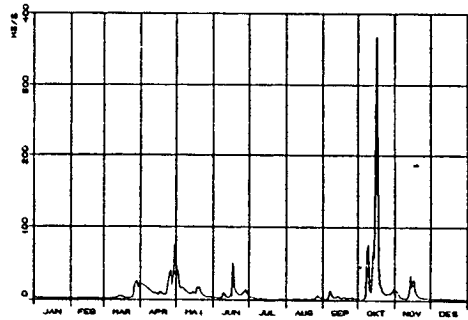
OPPSAL 1984



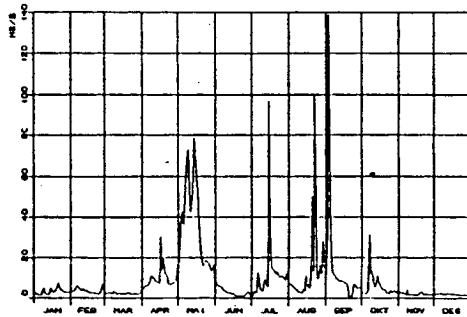
OPPSAL 1985



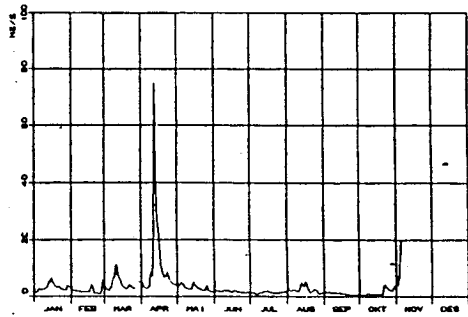
OPPSAL 1986



OPPSAL 1987



OPPSAL 1988



OPPSAL 1989

Fig. 1. Vannføring (gj.sn. døgnverdier) i Lierelva målt ved Oppsal i Lierelva i perioden 1981-89 og ved Kjellstad bru i 1989.

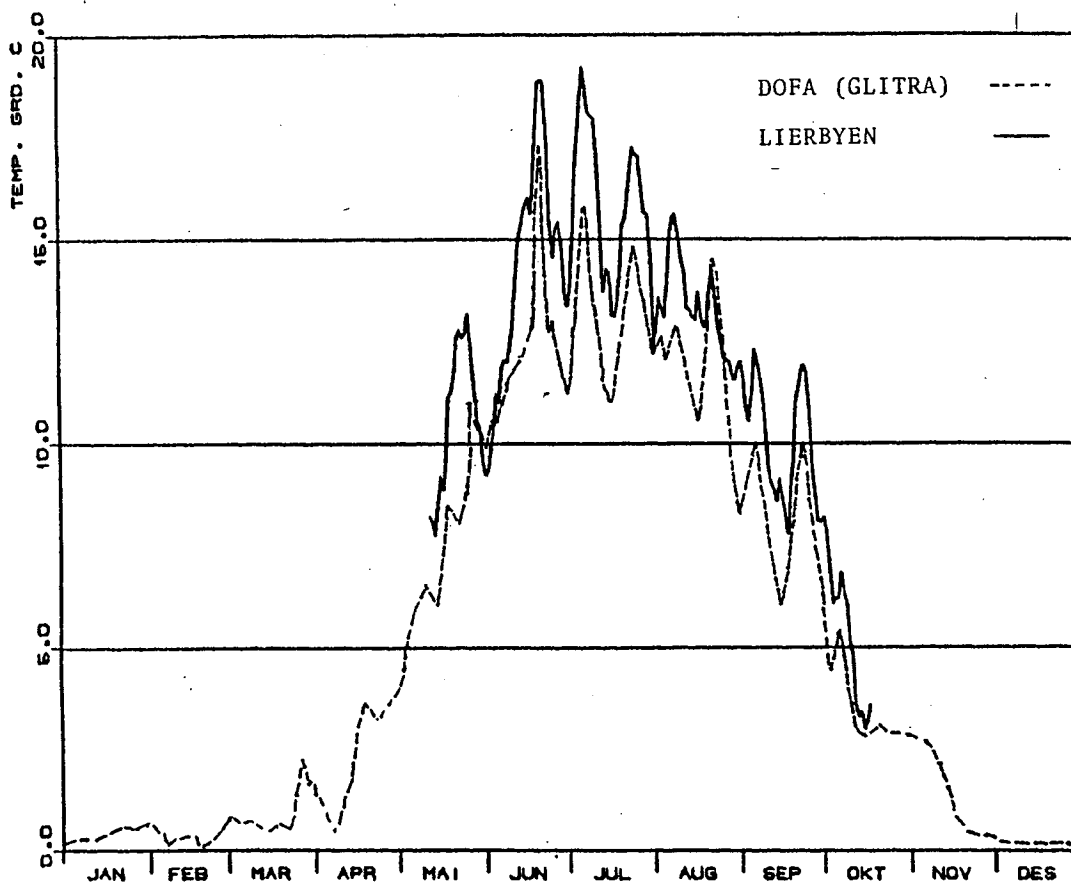


Fig. 2. Gjennomsnittlig døgntemperatur i Liervassdraget ved DOFA og Lierbyen, 1989.

Lokalitetsbeskrivelser

Solbergelva har sitt nedbørsfelt i den nordre delen av Finnemarka. Av geologiske årsaker er surhetsgraden og konduktiviteten overfor marin grense lav, og elva er preget av humuspåvirkning i denne delen. pH-verdiene øker imidlertid raskt når elva kommer ned på marin leire (Johnsen og Skaugrud 1980). Solbergelva er regulert med demninger flere steder oppover i vassdraget (Solberg, Dammyrdammen, Nykjua). Tronstad Bruk har fram til stans i 1988 tilført vassdraget utslipp av tremasse. En lokalitet er undersøkt:

St.1 ved Broengen ligger ca. 1 km elvestrekning nedenfor Tronstad Bruk, og er valgt for å beskrive den biologiske tilstanden nedenfor bedriften ett år etter opphør av utslipp. Stasjonen ligger rett overfor broa ved Broengen, hvor elva er omgitt av dyrket mark og et belte av kantskog på begge sider. Det er noe fall på elva her, og bunnssubstratet er hovedsakelig grov stein. Lite påvekst. Vannføringen har vært normal ved alle prøveomganger.

Gåsebekken drenerer et ravinlandskapsområde sør for Sylling og munner ut i Asdøla. Bekken går i dype bekkekløfter der det vokser tett løvskog i de bratte sidene. Nedlagt søppelplass ligger i den øvre delen av nedbørsfeltet.

St.2 ligger på høyde med Kopperud. Vannføringen på stedet var svært liten ved prøvetakingen i september, med knapt nok rennende vann. Lite fall. Mudret bunn med noen småsteinete partier.

Asdøla sitt nedbørsfelt strekker seg østover fra Lier og inn i Asker kommune. Vannføringen i elva er vesentlig redusert pga. regulering til drikkevannsformål i Sandungen i Asker kommune. Asdøla går bratt på strekningen vest for Asdølatjern og ned til riksvei 285. Området rundt denne strekningen er under utarbeidelse som landskapsvernområde. En overføringstunnel overfører vann fra 2 meters dyp i Holsfjorden i Tyrifjorden til Asdøla vest for riksvei 285 i perioden 15.mai -15.september. Overføringen har vært stengt i 1987 og 1988 pga. faren for spredning av lakseparasitten Gyrodactylus salaris, men ble gjenopptatt i 1989. Store deler av Asdøla er omgitt av tett edelløvskog, og bare i nedre del er det dyrket mark i elvas umiddelbare nærhet. To stasjoner ble undersøkt i Asdøla:

St.3 ligger i tett og skyggefull edelløvskog. Slakt, hellende terreng. Bunnsubstratet består av både kantede og runde stein varierende fra smågrus til blokkstørrelse. Under prøveomgangene i juni og juli var vannføringen svært lav med mesteparten av elveleiet tørrlagt. I september var vannføringen noe større, men fortsatt lav (elvearealet utgjorde 30-60% av arealet av elveleiet). Lite begroing og klart vann.

St.4 ligger i Asdøla rett overfor utløpet i Solbergelva. Flat elvestrekning med elvemeandere. Dyrket mark med edelløvskog langs elva, særlig gråor og hegg, men også alm, ask og lønn. Kantskogen langs østre bredd av lokaliteten er nedkuttet. For det meste bløt bunn, enkelte blokkstein. Skjulplasser for fisk under velte trær i elva og under rotsystemene i elvekanten. Noe lav vannføring. Vannet er turbid og ikke så klart som ved st.3 lenger opp i Asdøla. En del påvekstalger.

Glitra drenerer store deler av Finnemarka og har tilløp fra flere større vann i området. Vassdraget er regulert med demning i utløpet fra Glitrevann og Garsjø, tidligere for elektrisitetsproduksjon, i dag til vannforsyning i Drammen og Lier kommune. Vannledningen starter som en overføringstunnel fra 40m dyp i Glitrevann og kommer i dagen i sideelva Egga hvor overskuddsvann med lav sommertemperatur slippes i vassdraget. Vannføringen ved DOFA (Drammen og omegn fiske-administrasjon) settefiskeanlegg er pålagt å ikke underskride $0.2 \text{ m}^3/\text{s}$. Det er lite bebyggelse langs delvassdraget. Elvestrekningen under marin grense er omgitt av edelløvskog og dyrket mark.

St.5 er omgitt av tett edelløvskog. Elvestrekningen veksler mellom stryk og kulper. Normal vannføring under alle prøvetakinger. Strykstrekninger med varierende steinsubstrat opp til blokkstørrelse. Lite begroing og klart vann. To steinterskler etablert nedenfor stasjonen.

Lierelva benevner her strekningen fra samløpet mellom Glitra og Asdøla ned til utløpet i Drammensfjorden. Ravine og elvelslettelandskap. Elva er rik på slynger og svinger. Tilstøtende områder med dyrket mark og varmekjær edelløvskog. Noen grustak ved øvre del av Lierelva. Kantskogen er inntakt langs det meste av elveløpet med unntak av noen strekninger gjennom dyrket mark. Spredt bebyggelse i området langs elvestrekningen, noe tettere langs nedre del. Uftak av ellevann til produksjonsvanning i løpet av sommersesongen. Sedimenttransporten er synlig stor ved at ellevannet blir leirfarget selv ved moderat nedbør. Tre stasjoner ble undersøkt:

Overfor st.6 går elva i en stor slynge rundt et område med drivhus og dyrket mark uten kantskog, før den går inn i en edelløvskog ved stasjon 6. Korte stryk mellom lange strekninger av stilleflytende elv med mudderbunn. Bunnssubstrat i strykstrekning småsteinet med steiner opptil knyttnevestørrelse. Mye begroing.

St.14 ligger i områder med dyrket mark. Elvestrekningen er lagt om. Kunstig terskel i elveløpet. Flomvoll og fravær av kantskog langs vestre bredd av den kanaliserte elvestrekningen. Bunnssubstrat med kantete og runde stein av varierende størrelse, en del steinblokker. Variasjon mellom dype holer og brede, grunne stryk. En del begroing, grønske.

St.16 ligger i Lierbyen som er det største området med tettbebyggelse i Lier. Fravær av sammenhengende kantskog langs denne elvestrekningen. Steinete bunnssubstrat av varierende størrelse i spedd mye fint materiale. Dype holer og brede, grunne stryk. En del begroing.

Øksnebekken kommer fra Kruttjern vest i Lier og følger et bratt gjel ned til Øksne ved hovedveien. Videre følger den hellende terreng gjennom dyrket mark og edeløvskog ned til de flatere områdene ved utløpet i Lierelva.

St.7 ved Øksne: Normal vannføring og vannkvalitet overfor hovedveien, men bratt terreng mht. oppvandring av fisk. Gårdsdam etablert nedenfor hovedveien. Sterkt redusert vannføring og mye begroing i bekken nedenfor dammen.

St.8 ved Elvestad: Hellende terreng. Edelløvskog i bekekløften. Noe redusert vannføring. Bekken gikk tørr for første gang denne sommersesongen, i følge lokalbefolkningen.

Sagdalsbekken: Mindre bekk med nedbørsfelt i Lierskogen. Sammenhengende edelløvskog langs det meste av bekken fra riksvei 285 til utløpet i Lierelva. Hellende landskap med dyrket mark.

St.9 ligger nedenfor riksveien. Skyggefull bekk i tett edelløvskog. Vekslende mellom moderate stryk og små fossefall. Fossefall på høyde med nærmeste gård nedenfor riksveien representerer antagelig fysisk hinder for oppvandring av fisk.

St.10 ligger i en dyp elvekløft med edeløvskog. Veltede trær, urskogspreg. Bra vannføring og vannkvalitet. Ikke så bratt som ved øvre lokalitet. Gjennomgående mudderbunn. Veltede trær, kvister, organisk materiale og brinker langs bekekanten viktige skjulplasser for fisk på en ellers jevn bunn.

Sogna er en større bekk med utløp fra Damvannet vest for Lierdalføret. Den går bratt nedover fjellsiden overfor Torstad, gjennom hellende ravineterreng og dyrket mark på strekningen overfor Aldersheimen, og gjennom flatere områder i siste del før utløpet.

St.11 ligger i de bratteste områdene overfor Torstad. Bekken løper over bratte sva og stup. Støpte vannsamlingsbasseng nær veien.

St.12. Lokalitet overfor der bekken går i tunnel under Eggeveien. Kantskog av edelløvsog. Substrat av steiner i forskjellig størrelse. Større, mosekledde steiner som stikker opp av vannet. Moderat vannføring. Bra siktedyp. Mye kvister, blader og annet organisk materiale i bekkeløpet.

St.13. Tett, skyggefull edelløvsog. Veksling mellom dype holer og små stryk. Mudderbunn med en del grovere steiner i strykene. Skjulplasser for fisk under brinker langs elvebreddene og kvister og løv i elveleiet. Vannføring ikke kritisk lav. Litt leirfarget vann.

Lyngåsbekken starter som to små bekker øst for Lierelva, et søndre løp gjennom Tranby, og et nordre løp i området nord for Tranby. Bekken løper samlet i de siste 400-500 m før utløp ved Hellum. Nedslagsfeltet er hovedsakelig dyrket mark. Nedre del følger stadig dypere ravinekløfter kledd med edelløvsog. Vannføringen er liten og bekken smal, særlig i nordre sidegren. Søndre gren går i rør fra riksvei 285 og ca. 200 m nedover, før den passerer en søppelfyllplass med bratte skrenter ned mot bekken.

Tajebekken har nedbørsfelt vest for Lierdalen og utløp fra Eriksrudtjern. Bekken går ned et bratt parti nedenfor Eriksrudtjern og følger videre skogkledte ravinekløfter ned til utløpet i Lierelva overfor Lierbyen. Et sideløp fra nord følger hovedveien hvor den passerer en del bebyggelse og brutunneler under sideveier til hovedveien.

St.15 ligger ved samløpet mellom sideløpet fra nord og hovedbekken. Mudderbunn med innslag av stein. Mye kvister og løv i bekkeløpet. Vannføring bra. Dårlig siktedyp i den nordlige sidebekken, mens vannet var klart i hovedbekken overfor samløpet.

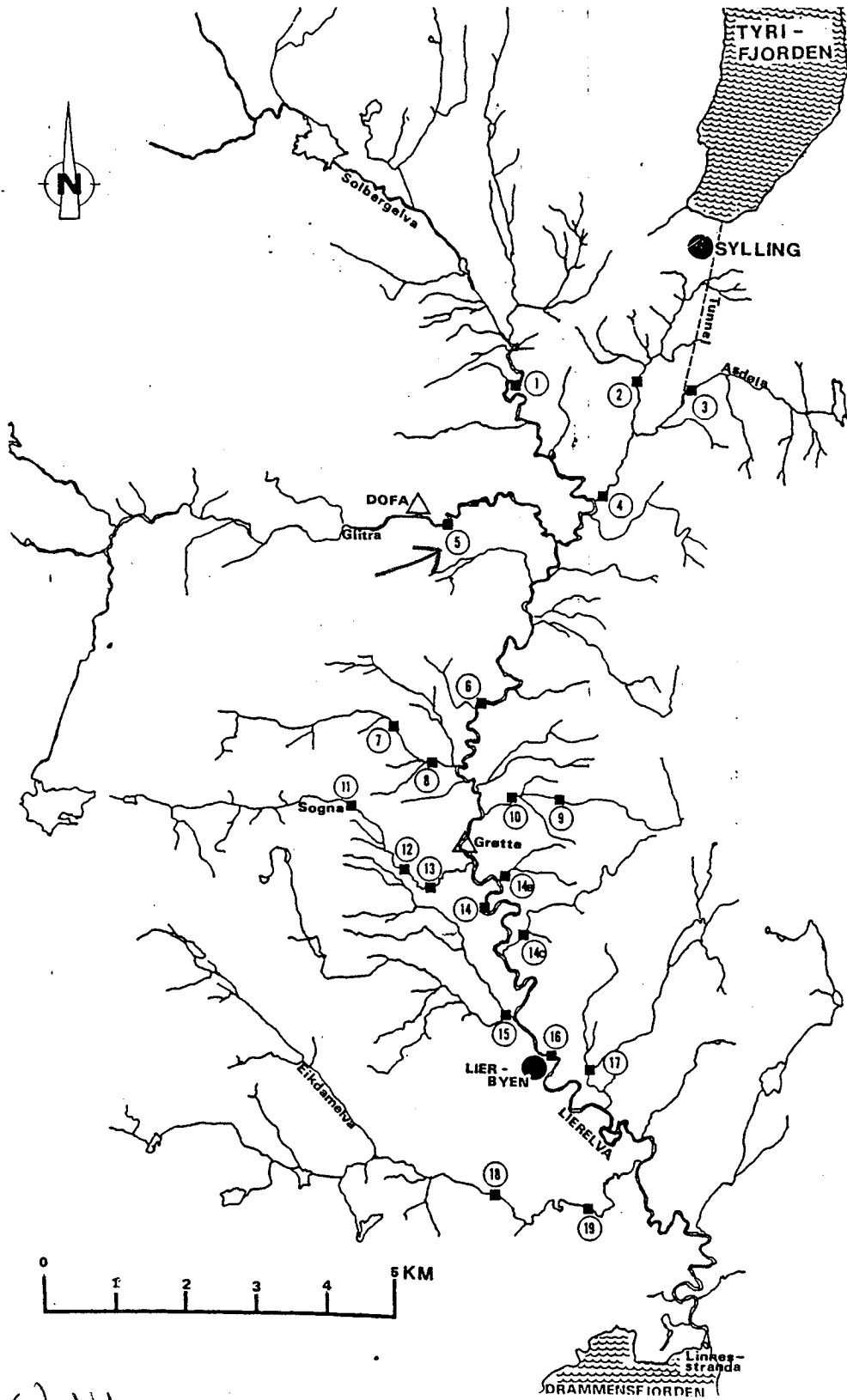
Damtjernbekken drenerer områdene øst for Lierbyen. Et nordøstlig hovedløp fra Damtjærn og et nordlig sideløp fra området overfor Lier sykehus. En del vei- og husbebyggelse i nedslagsfeltet.

St.17 ligger ved samløpet mellom nordlig og nordøstlig bekkeløp. Bekken går i denne strekningen i bunnen av en dyp ravinekløft med tett edelløvskog. Mudderbunn. Mye velte trær, kvister, løv som er viktige skjulsteder for fisk. Nordlig sidebekk preget av noe begroing, mens vannkvaliteten i hovedløpet var bra.

Sandakerelva løper ut i Lierelvas nedre del like overfor E18. Nedre del av elva passerer gjennom områder med tettere bebyggelse og jordbruk. Lite fall, og velutviklede meandere nedover mot utløpet. Elva er lagt i rør i en strekning før utløpet i Lierelva. To lokaliteter ble undersøkt:

St.18 ved Vivelstad ligger under marin grense, på en elvestrekning med en del bebyggelse. Klart vann og bunnssubstrat av stein i vekslende størrelse. Vannføringen kan være kritisk lav i løpet av sommeren. Kantskog av løvtrær langs denne elvestrekningen. På høyde med stasjonen er elvebredden tilført en bratt skrent av fyllmasse og søppel.

St.19 ved Åby ligger rett overfor motorveien. Elvestrekningen går gjennom dyrket mark, men passerer også gjennom bebyggelse noen hundre meter lenger opp. Vannføringen noe større enn ved Vivelstad. Sammenhengende kantskog. Lengre partier med bløtbunn, strykpartier med stein. En del begroing, betydelig økt der kantskogen gjør opphold ved brua.



SB14

Fig. 3. Stasjoner i Liervassdraget ved undersøkelser i 1989.

Liste over stasjoner:

- St. 1 Broengen, Solbergselva (UTM ref.NM698385)
- St. 2 Kopperud, Gåsebekken (UTM ref.NM716385)
- St. 3 Kittelsrud, Asdøla øvre lokalitet (UTM ref.NM723384)
- St. 4 Korsrud, Asdøla ved utløp (UTM ref.NM710368)
- St. 5 Fotballbanen, Glitra (UTM ref.NM688365)
- St. 6 Utenga, Lierelva øvre lokalitet (UTM ref.NM692338)
- St. 7 Øksne, Øksnebekken øvre lokalitet (UTM ref.NM679336)
- St. 8 Elvestad, Øksnebekken nedre lokalitet
(UTM ref.NM684330)
- St. 9 Klemetsdal, Sagdalsbekken øvre lokalitet
(UTM ref.NM703324)
- St.10 Rundtom, Sagdalsbekken nedre lokalitet
(UTM ref.NM696325)
- St.11 Torstad, Sogna øvre lokalitet (UTM ref.NM673323)
- St.12 Justad, Sogna midtre lokalitet (UTM ref.NM679314)
- St.13 Aldersheim, Sogna nedre lokalitet (UTM ref.NM680314)
- St.14 Snarum, Lierelva midtre lokalitet (UTM ref.NM694312)
- St.14B Sand, Lyngåsbekken (UTM ref.694313)
- St.14C Overnutenga, Tranbybekken (UTM ref.NM697305)
- St.15 Helgerud, Tajebecken (UTM ref.NM695293)
- St.16 Lierbyen, Lierelva nedre lokalitet (UTM ref.NM701286)
- St.17 Holmen, Damtjernbekken (UTM ref.NM706284)
- St.18 Vivelstad, Sandakerelva øvre lokalitet
(UTM ref.NM690267)
- St.19 Åby, Sandakerelva nedre lokalitet (UTM ref.NM706264)

MATERIALE OG METODER

I alt 21 stasjoner (nummerert fra nord til syd) ble plukket ut for å gi et representativt inntrykk av vassdragets elver og sidebekker. Ulike metoder for vassdragsundersøkelser ble gjennomført i utvalg av disse stasjonene.

BUNNDYR

Bunndyr ble undersøkt med sparkemetoden (Hynes 1961, Brittain og Saltveit 1984) på stasjonene 1, 3, 5, 6, 9, 10, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18 og 19. Prøvetakingen i denne metoden foregår ved at en plasserer en håv stødig på bunnen med åpningen mot strømretningen. Deretter rotes substratet opp foran håven slik at dyr, planter og annet organisk materiale blir ført med strømmen inn i hovposen. Prøvematerialet blir så fiksert, og senere sortert og bestemt i laboratorium. I denne undersøkelsen ble det benyttet håv med 0.45 mm maskestørrelse, og det ble tatt 2 prøver ca 1/2 minutt fra hver stasjon. Sparkeprøver ble tatt i alle ovenfornevnte stasjoner 18.- 20. september 1989. For å få et inntrykk av sesongvariasjonen ble det i tillegg tatt prøver 6.-7. juni 1989 fra stasjonene 1, 3, 5, 6, 14, 16 og 18.

FISK

Ungfisk av laks og ørret ble undersøkt på samtlige 21 stasjoner. Til innsamling av ungfisk ble det benyttet et elektrisk fiskeapparat konstruert av ingeniør Steinar Paulsen i Trondheim. Apparatet har en maksimum spenning på 1600 volt og pulsfrekvens på 80 Hz. Spenningsfeltet i vannet gir fisken elektrosjokk for kortere tid, slik at nødvendige målinger kan gjennomføres og fisken slippes ut igjen.

Alle stasjonene ble undersøkt 18.-22. september 1989, enten for tetthetsberegning av fisk, eller bare for å undersøke om det var fisk i lokalitetene. Tetthetsberegning ble i denne delen utført med gjentatte uttak (Zipin 1958). Denne metoden gir et bestandsanslag basert på fangsttallene ved systematisk avfisking av samme areal flere ganger. I denne undersøkelsen ble hver lokalitet avfisket tre ganger, og innsamlet fisk ble lengdemålt til nærmeste mm. Lengdedataene ble siden databehandlet med EDB-programmer i FORTRAN. På grunnlag av lengdefrekvens-kurver og prøver av otolitter (ørestein) ble materialet delt i årsyngel (0+) og eldre fisk. Denne metoden har en tendens til å gi noe lavere anslag enn den egentlige bestandsstørrelsen, og må derfor betraktes som minimums-estimerer.

Tre stasjoner (st. 5 i Glitra og st. 6 og 14 i Lierelva) ble prøvofisket for tetthetsberegning hver måned fra juni til november 1989. Parasitten Gyrodactylus salaris finnes på laksunger i hovedvassdraget, og det ble derfor valgt å følge sesongutviklingen av bestandstetthetene på disse stasjonene. Bestandsberegning i denne delen av undersøkelsen skulle etter planen baseres på merking-gjenfangstmetoden (Ricker 1975). Ved denne metoden blir fisken lengdemålt, halen fargemerket og fisken sluppet ut igjen i et oppmålt areal av oppvekstområdet. Antall tidligere merkete, antall fangete og antall merkete i gjenfangsten gir så grunnlag for beregning av bestandsstørrelse og tetthet. Det viste seg imidlertid at antall fargemerke i gjenfangstene var for lavt for å utføre bestandsberegning med denne metoden. Dette kan skyldes tap av fargemerker underveis, og at følsomhet for håndtering har resultert i høy dødelighet av merkete fisk. Av denne grunn er en gangs avfisking og gitte fangbarheter for laks- og ørretunger benyttet som utgangspunkt for bestandsestimering. Metoden er mer inngående beskrevet hos Bohlin et al (1989). Fangbarheten av fiskeungene er anslått på grunnlag av tre ganger avfisking ved flere av de aktuelle datoene:

måned	fangbarhet			
	laks		ørret	
	0+	eldre	0+	eldre
juni	0.6	0.7	0.8	0.7
juli	0.6	0.7	0.8	0.7
august	0.6	0.7	0.8	0.7
september	0.5	0.5	0.5	0.6
oktober	0.4	0.4	0.4	0.4
november	0.4	0.4	0.4	0.4

I forbindelse med elektrofiske på stasjonene 5, 6 og 14 ble det også tatt med ca. 30 laks- og ørretunger fra hver stasjon til undersøkelse av parasitten Gyrodactylus. Disse fiskeungene ble fanget overfor arealet for tetthetsberegning, slik at uttaket av disse fiskene ikke skulle influere på beregningene. Disse fiskene blir undersøkt ved Parasittologisk avdeling ved Zoologisk museum, og resultatene blir presentert i en egen rapport.

RESULTATER

BUNNDYR

Tabell 1 og 2 sammenfatter flere egenskaper ved bunndyrprøvene som gir grunnlag for å vurdere effektene av organisk belastning og andre former for forurensning i Liervassdraget. Faunaen i sidebekkene er vesentlig forskjellig fra hovedvassdraget, og resultatene fra bunndyrprøvene i sidebekkene er derfor skilt ut i egen Tabell (Tab. 2).

Tab. 3 og 4 gir en oversikt over hvilke arter av steinfluer og døgnfluer som ble funnet i september-prøvene i Liervassdraget. Steinfluer og døgnfluer er to hovedgrupper av bunndyr hvor en stor andel av artene er følsomme for forurensning.

Fig. 4 framstiller biomasse av bunndyr i prøvene fra de enkelte stasjonene i Liervassdraget, uttrykt som volum av bunndyr. Volum er et grovt mål for biomasse, men gir likevel et inntrykk av bunndyrproduksjonen ved de enkelte stasjonene.

FISK

Flere stasjoner ble prøvefisket i september 1989 uten å gjennomføre fullstendig tetthetsberegning: I september ble det ikke påvist fisk på stasjonene 2, 7, 9, 11 og 14C. I st.8 i Øksnebekken ble det påvist ørret, men tettheten var tilsynelatende liten. Ørretunger ble også funnet i st.12 i Sogna og st.19 i Vivelstadelva. Tetthetene var tilsynelatende høye på st.12 og svært høy på st.19. På stasjonene 15 og 17 ble tetthetsberegning utført nedenfor samløp, mens prøvefiske påviste ørret i begge bekeggenene ovenfor samløp på begge disse stasjonene. Ved stasjon 14B i Tajebecken ble det funnet

Tabell 1. Resultater fra bunndyrprøver i Liervassdraget i juni og september 1989: Modifisert trent indeks (skala 0-9), antall hovedgrupper av bunndyr representert i prøvene, dominerende bunndyrgrupper/andre karakteristiske egenskaper ved prøvene, og tilstedeværelse av forurensningsfølsomme bunndyrarter.

ST	ELV	TRENT		ANT.GR.		DOMINANS/KARAKTERISTIKK		FØLSOMME ARTER	
		J	S	J	S	JUNI	SEPTEMBER	J	S
1	Solbergselva	4	6	5	6	få dyr	fjærmygg dominans	-	x
3	Asdøla	8	8	7	9	Baetis tallrik	Baetis tallrik	x	x
5	Glitre	8	8	10	8	Baetis dominans	fjærmygg/Baetis dominans	x	x
6	Lierelva	8	8	8	7	Baetis dominans	Dicranota/Helmidæ dominans	-	-
14	Lierelva	7	7	8	7	mye fjærmygg "sew.fungus"	fjærmygg dominans mye "sewage fungus"	-	-
16	Lierelva	7	7	8	9	fjærmygg dom.	mye fjærmygg/Dicranota /Hydropsyche/begroing	-	-
18	Vivelstadelva	7	8	8	8	fjærmygg/Baet. dominans "sew.fungus"	fjærmygg/Baetis tallrik	-	x
19	Vivelstadelva	7		7			fjærmygg dominans mye "sew.fungus"	-	

både laks-og ørretunger i de nederste 50-100 m overfor utløpet, mens det var ingen fisk overfor dette.

Figur 5 viser utbredelsen av laks og ørret i Liervassdraget, mens Tabell 5 presenterer tetthetene av laks-og ørretunger i september 1989 på de forskjellige stasjonene i vassdraget. Tre stasjoner i hovedvassdraget ble regelmessig prøvefisket for tetthetsberegning i perioden fra juni til september 1989, og resultatene fra denne undersøkelsen er sammenfattet i Tabellene 6, 7 og 8.

Det ble funnet en lineær sammenheng mellom døgngader og vekst både hos laks- og ørretunger i vassdraget (Fig. 12). En sammenligning av årsyngellengdene på stasjonene 5 og 14 viser at veksten hos både ørret og laks er forsinket i Glitrevassdraget sammenlignet med Lierelva (Tab. 9 og 10).

Tabell 2. Resultater fra bunndyrprøver i mindre sidebekker av Lierelva i september 1989: Modifisert trent indeks (skala 0-9), antall hovedgrupper av bunndyr representert i prøvene, dominerende bunndyrgrupper/andre karakteristiske egenskaper ved prøvene, og tilstedeværelse av forurensningsfølsomme bunndyrarter.

ST	BEKK	TRENT	ANT. GR.	DOMINANS/ KARAKTERISTIKK	FØLSOMME ARTER
9	Sagdalsbk.(øvre)	8	8	Baetis dominans	x
10	Sagdalsbk.(nedre)	8	9	Baetis dominans	x
12	Sogna (midtre)	8	9	fjærmygg dominans	x
13	Sogna (nedre)	6	6	fjærmygg dominans	-
15V	Tajebk.(vestre løp)	8	10	fjærmygg/steinfluer/	x
15N	Tajebk.(nordre løp)	7	7	fåbørstemark/fjærmygg	-
15S	Tajebk.(samløp)	7	8	fåbørstemark dominans	-
17N	Damtjernbk. (nordre løp)	5	7	fåbørstemark/fjærmygg dominans	-
17Ø	Damtjernbekken (østre løp)	8	8	ingen dominans	x
17S	Damtjernbk.(samløp)	6	8	fåbørstemark/fjærmygg	-

Tabell 3. Steinfluearter representert i bunndyrprøvene fra Lier-vassdraget, september 1989.

ARTER	STASJONER																		
	1	3	5	6	9	10	12	13	14	15V	15N	15S	16	17N	17Ø	17S	18	19	
Dinocras cephalotes				x															
Isoperla grammatica				x							x								
Capnia bifrons			x	x				x		x	x	x				x			
Capnopsis schilleri	x	x	x	x				x											x
Siphonoperla burmeis.			x								I					I	I		I
											N					N	N		N
Taeniopteryx nebulosa	x		x	x				x			G					G	G		G
											E					E	E		E
Amphinemura borealis			x	x							N					N	N		N
Nemoura cinerea			x	x															
Nemoura avicularis						x													
Protonemura meyeri				x															
Leuctra sp.				x															
Leuctra hippopus						x													
Antall arter	2	6	7	2	3			3		2	1	1			1			3	

Tabell 4. Døgnfluearter representert i bunndyrprøvene fra Liervassdraget, september 1989.

ARTER	STASJONER																		
	1	3	5	6	9	10	12	13	14	15V	15N	15S	16	17N	17Ø	17S	18	19	
<i>Ephemerella ignita</i>					x								x						
<i>Leptophlebia marginata</i>	x		x															x	
<i>Heptagenia sulphurea</i>	x			x					x				x						
<i>Baetis niger</i>		x	x	x	x		x	x		x	x	x		I		I	x	x	
														N		N			
<i>Baetis rhodani</i>		x	x	x	x	x	x			x	x			G	x	G	x		
														E		E			
<i>Baetis scambus/fuscatus</i>							x		x					N		N			
<i>Baetis sp.</i>																			

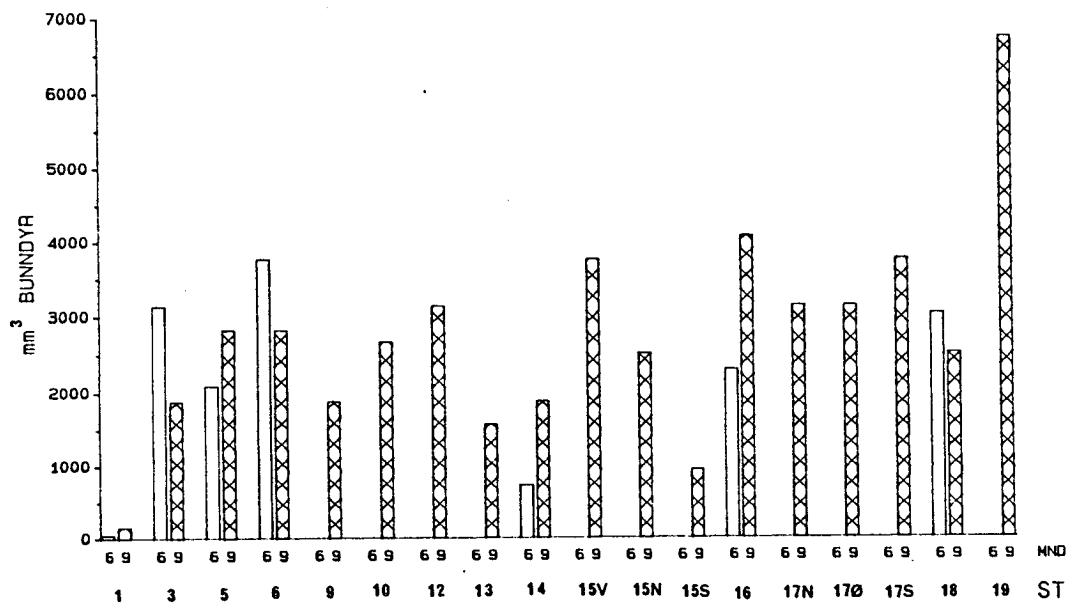
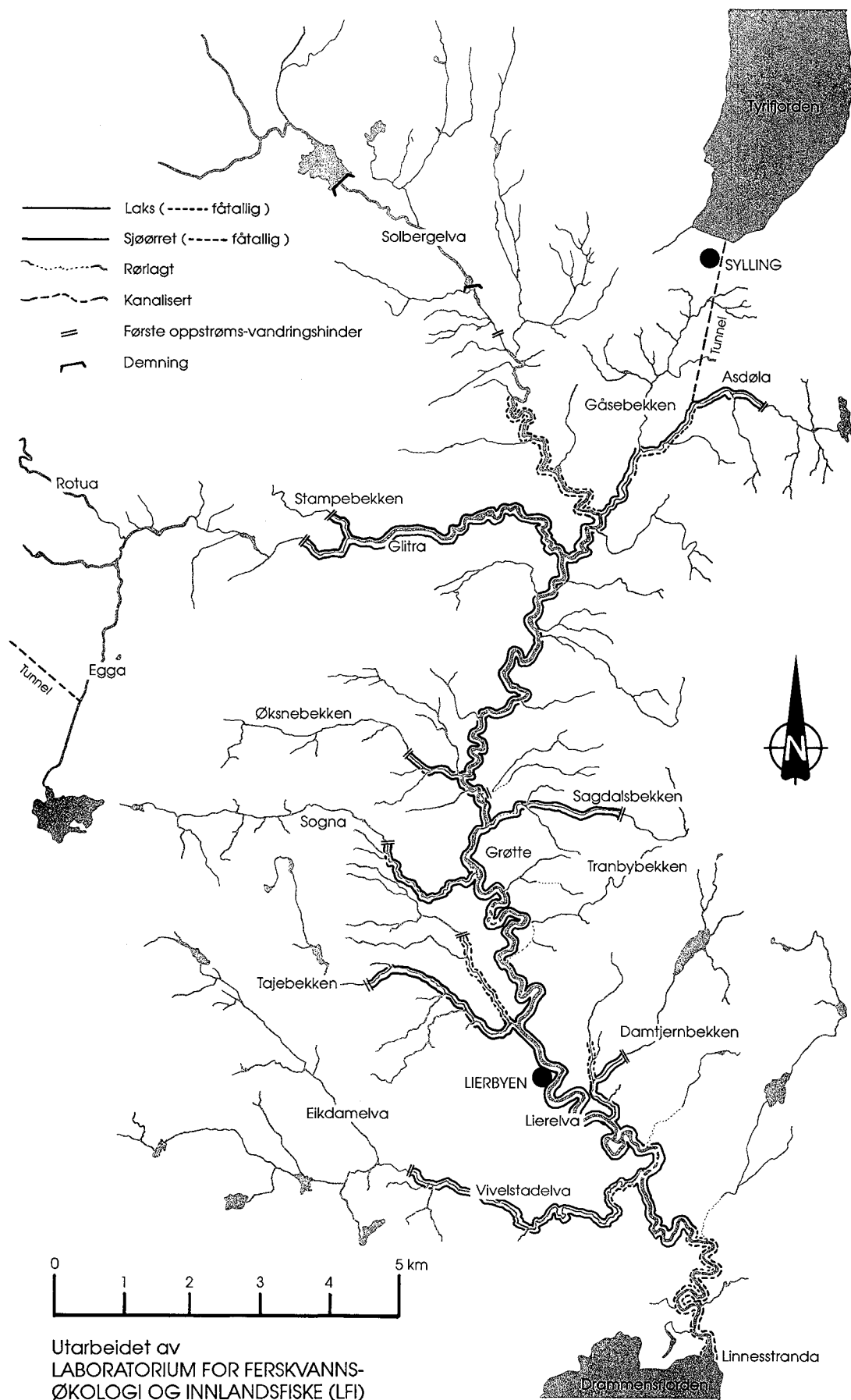


Fig. 4. Volum av bunndyr i prøvene fra Liervassdraget i juni og september 1989. Skraverte søyler: september. Uskraverte søyler: juni.

Fig. 5. Utbredelse av laks og ørret i Liervassdraget, 1989. →

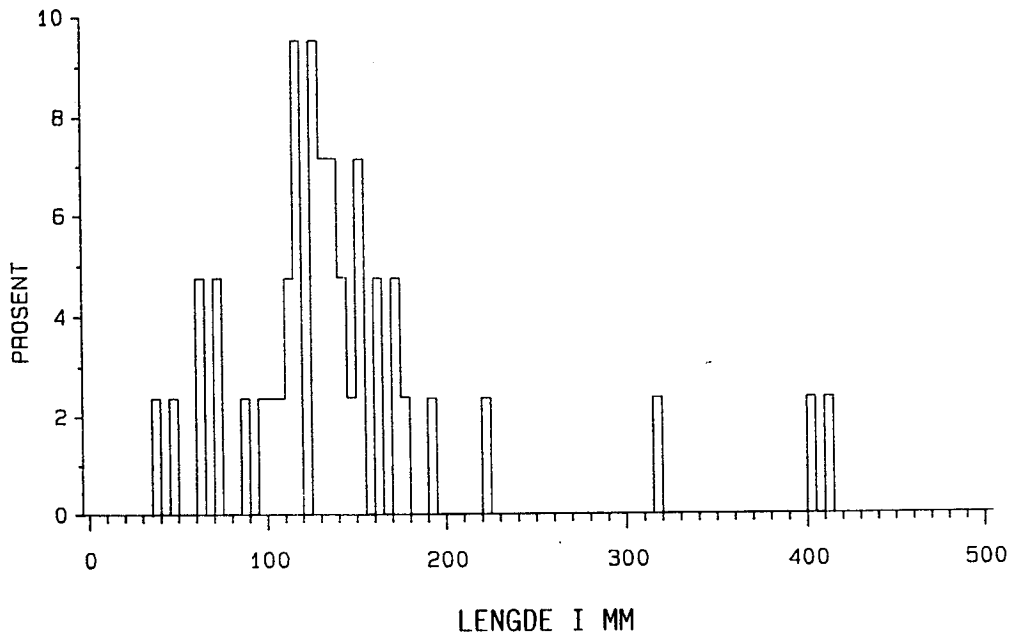
Utbredelse av laks og sjørørret i Liervassdraget



Utarbeidet av
LABORATORIUM FOR FERSKVANNS-
ØKOLOGI OG INNLANDSFISKE (LFI)
Universitetet i Oslo

Tegner, Anne Wang

LAKS



ØRRET

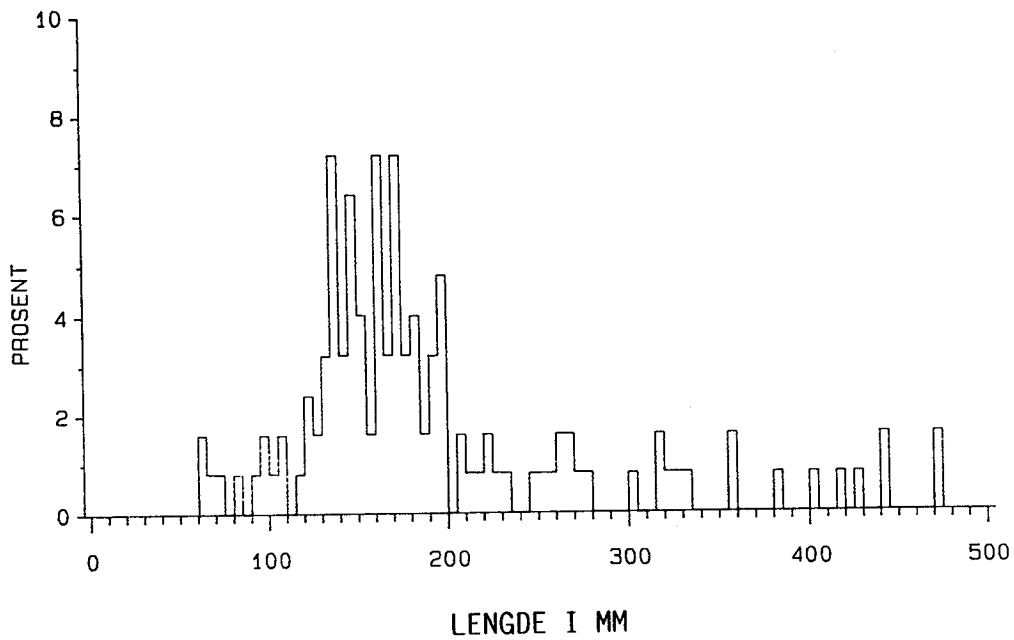


Fig. 6. Prosentvis lengdefordeling av laks- og ørretsmolt i Liervassdraget basert på tilbakeberegning av skjellprøver fra 1988 og 1989.

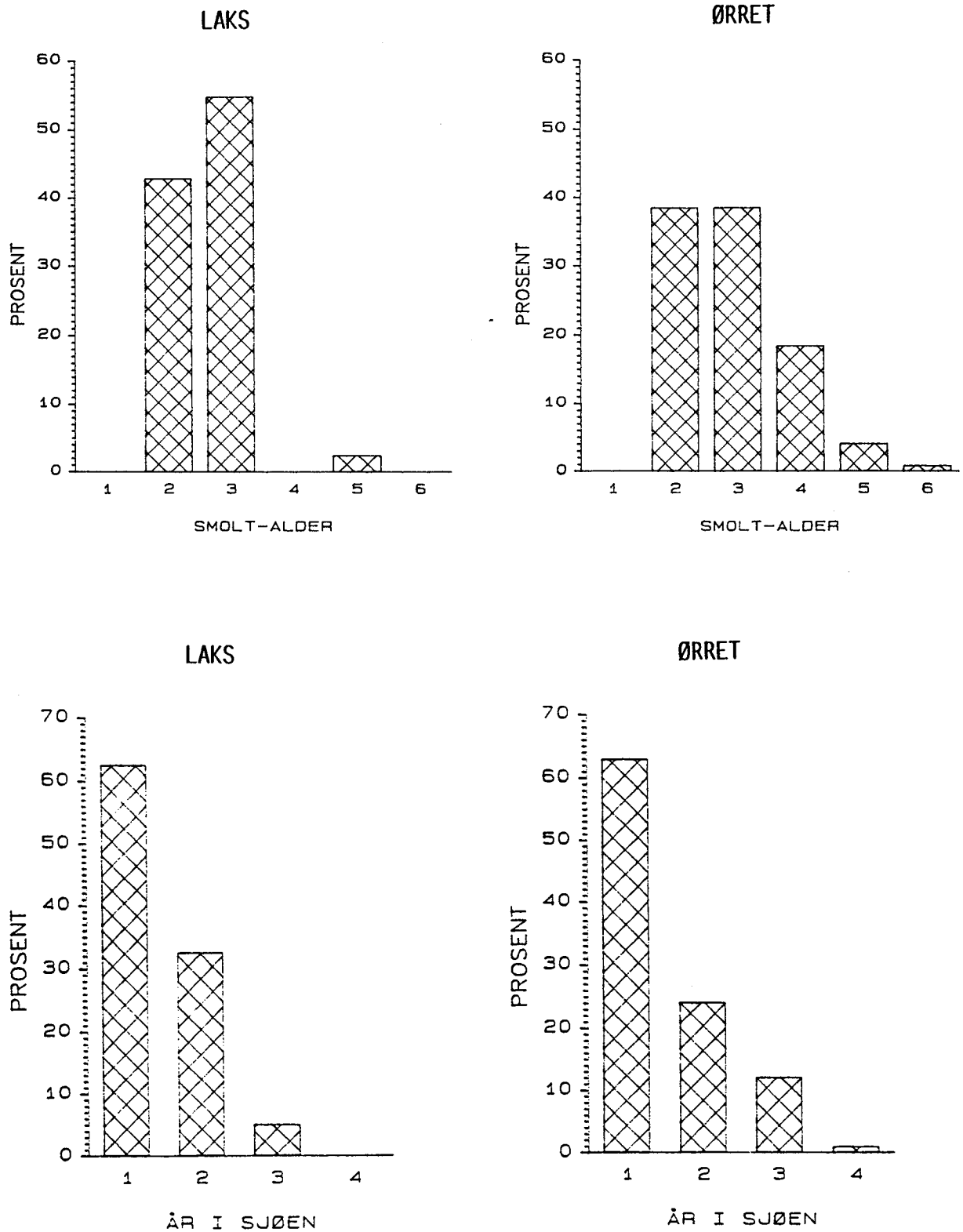


Fig. 7. Prosentvis aldersfordeling av smolt (A) og antall år i sjøen (B) for laks og ørret i Liervassdraget basert på tilbakeberegning av skjellprøver fra 1988 og 1989.

Prosentvis fordeling av alder og lengde ved utvandring er presentert i Figur 6. Oppholdstiden i sjøen fra smoltvandring til gytevandring er fremstilt i Figur 7, og veksten hos laks og ørret med ulike smoltaldre i Figur 8.

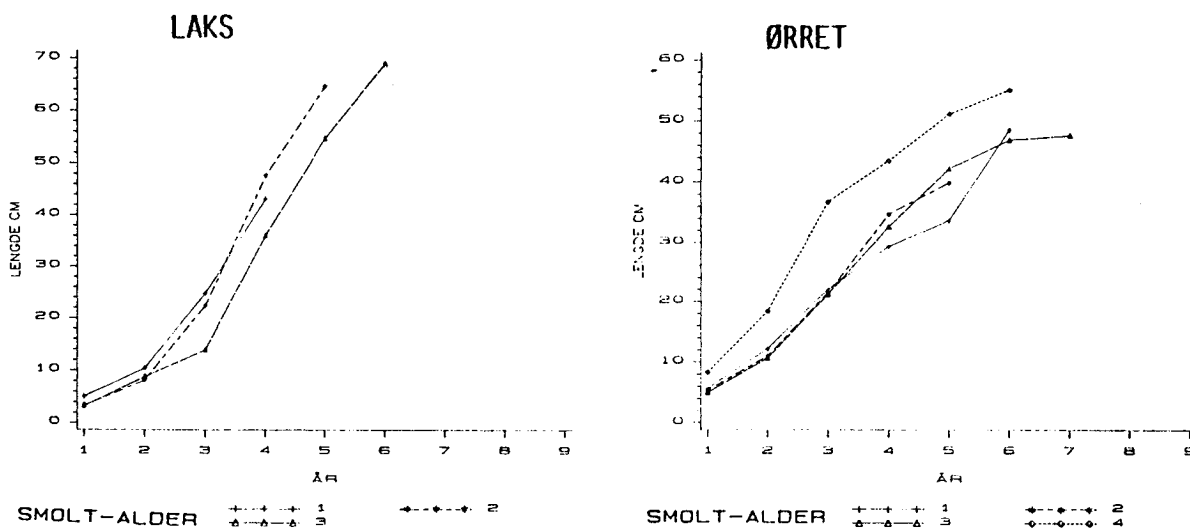


Fig. 8. Tilbakeberegnet vekst for laks og ørret i Liervassdraget, 1989.

Prosentvis lengdefordeling av laks-og ørretunger gjennom sesongen er presentert i Fig. 9 og Fig. 10. Veksten hos ørret var utpreget bedre i sidebekkene sammenliknet hovedvassdraget (Fig. 11).

Tabell 5. Beregnet tetthet av ørret- og laksunger pr. 100 m² og 95% konfidensintervall fra flere stasjoner i Liervassdraget, september 1989.

		ØRRET			LAKS		
ST		N	N/100m ²	± 95%	N	N/100m ²	± 95%
1	0+	1	0.6	-	3.0	1.8	-
	eldre	6	3.5	-	6.0	3.4	0 - 9.9
3	0+	0	0	-	46.0	46.5	37.0 - 56.0
	eldre	2	2.6	-	26.0	26.1	21.0 - 31.0
4	0+	0	0	-	16.0	21.1	13.2 - 28.9
	eldre	1	1.3	-	13.0	17.2	11.8 - 22.4
5	0+	14	6.7	1.3 - 12.1	32.0	15.3	7.4 - 23.2
	eldre	0	0	-	54.0	25.8	15.6 - 36.0
6	0+	12	6.3	1.1 - 11.5	43.3	22.7	14.9 - 30.5
	eldre	0	0	-	18.3	9.6	4.4 - 14.8
10	0+	25	73.5	-	0	0	-
	eldre	43	125.9	100 - 150	0	0	-
13	0+	47	153.1	0 - 439	0	0	-
	eldre	36	116.5	71 - 161	1	3.2	-
14	0+	14	5.4	0.6 - 10.2	34	13.0	5.6 - 20.3
	eldre	0	0	-	134	51.3	36.9 - 65.7
15	0+	23	90.9	80 - 100	0	0	-
	eldre	36	145.8	124 - 168	0	0	-
17	0+	58	89.9	0 - 229	0	0	-
	eldre	28	42.6	29.9 - 55.4	0	0	-
18	0+	236	590.8	0 - 1600	0	0	-
	eldre	28	70.6	62.5 - 77.5	0	0	-

Tabell 6. Beregnet tetthet av laks- og ørretunger pr. 100 m² og 95% konfidensintervall ved stasjon 5 i Liervassdraget 1989.

DATO	ÅRGANG	LAKS			ØRRET		
		N	N/100m ²	± 95%	N	N/100m ²	± 95%
29.6	0+	68.3	32.7	23.3-42.1	13.8	6.6	1.6-11.6
	eldre	130	62.2	51.9-72.5	11.4	5.5	2.3- 8.7
25.7	0+	88.3	42.2	31.6-52.8	22.5	10.8	7.4-14.2
	eldre	17.1	8.2	6.8- 9.6	8.6	4.1	1.3- 6.9
23.8	0+	83.3	42.2	31.9-52.5	13.8	6.6	4.4- 9.2
	eldre	48.6	23.3	17.0-29.6	1.4	0.7	0 - 2.1
25.8	0+	55.0	26.3	17.9-34.7	1.3	0.6	0 - 1.4
	eldre	78.6	37.6	29.5-45.7	0	0	-
19.9	0+	32.0	15.3	7.4-23.2	14.0	6.7	1.3-12.1
	eldre	54.0	25.8	15.6-36.0	0	0	-
20.10	0+	12.5	6.0	0 -12.2	5.0	2.4	0 - 6.6
	eldre	90.0	43.1	27.0-59.2	10.0	4.8	0 -10.4
17.11	0+	0	0	-	5.0	2.4	0 - 6.6
	eldre	32.5	15.6	5.8-25.4	2.5	1.2	0 - 8.8

BESKATNING OG KULTIVERING

Laks og ørret er vassdragets økonomisk viktigste arter. Fangsten var særlig god før århundreskiftet, hvor det i 1876 ble fisket hele 6450 kg av laksefisk i Lierelva (Fig.13). Fangstkvantumet avtok sterkt ved århundreskiftet, og har vært minkende utover dette århundret. Fangststatistikk gir ikke direkte mål for bestandsstørrelsen, men gir allikevel en indikasjon på at det har funnet sted en betydelig reduksjon av bestandene av laksefisk også i Liervassdraget. Flere faktorer kan ha hatt betydning for nedgangen. Tronstad Bruk startet tremasseutslipp til vassdraget ved begynnelsen av dette århundret, og har nok bidratt vesentlig til å svekke bestandene av laks og ørret. Schmidt-Nielsen og Printz (1915) har dokumentert betydelige effekter ved oppstartingen av tremasse og cellulose bedriftene i Drammensvassdraget. Regulerings av

Tabell 7. Beregnet tetthet av laks- og ørretunger pr. 100 m² og 95% konfidensintervall ved stasjon 6 i Liervassdraget 1989.

DATO	ÅRGANG	LAKS			ØRRET		
		N	N/100m ²	± 95%	N	N/100m ²	± 95%
29.6	0+	60.0	31.4	22.2-40.6	1.3	0.7	0 - 1.5
	eldre	15.0	7.9	3.2-12.6	1.4	0.7	0 - 2.1
25.7	0+	26.7	14.0	7.8-20.2	0	0	-
	eldre	33.3	17.4	10.5-24.3	0	0	-
22.8	0+	43.3	22.7	14.8-30.6	0	0	-
	eldre	0	0	-	0	0	-
23.8	0+	43.3	22.7	14.9-30.5	3.8	2.0	0.5- 3.5
	eldre	18.3	9.6	4.4-14.8	0	0	-
19.9	0+	36.0	18.8	10.0-27.6	12.0	6.3	1.1-11.5
	eldre	54.0	28.3	17.5-39.1	0	0	-
20.10	0+	12.5	6.5	0 -13.1	7.5	3.9	0 - 9.1
	eldre	30.0	15.7	5.8-25.6	0	0	-
17.11	0+	2.5	1.3	0 - 4.4	0	-	-
	eldre	0	-	-	0	0	-

vannføring til ulike formål kan ha bidratt til redusert oppvandring og medvirket til forverret vannkvalitet. Økende grad av bebyggelse har påvirket vassdragets vannkvalitet, særlig i nedre del. Landbruket er intensivert i løpet av denne perioden. Omfattende husdyrhold og bruk av silo fram mot 60-tallet antas å ha hatt dramatisk effekt på vannkvalitet og fauna i vassdraget. Gode oppvekstområder for laksefisk har forsvunnet pga. rørlegginger av bekker, og andre har blitt svekket ved kanaliseringer i elveløpet.

Fangststatistikk for siste tiår sett under ett viser at fangstvektene av laks og ørret er omtrent jevnstore (Tab.11). Antall ørret er mye større enn antall laks, noe som gjenspeiler at ørreten er jevnt over mindre i størrelse enn laksen.

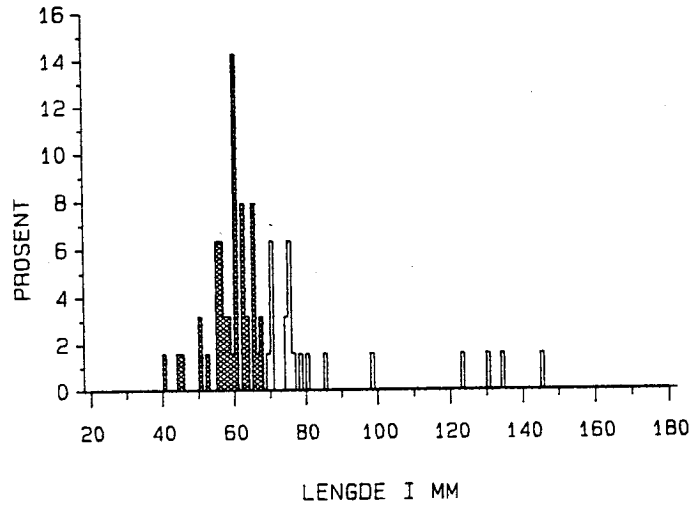
Tabell 8. Beregnet tetthet av laks- og ørretunger pr. 100 m² og 95% konfidensintervall ved stasjon 14 i Liervassdraget 1989.

DATO	ÅRGANG	LAKS			ØRRET		
		N	N/100m ²	± 95%	N	N/100m ²	± 95%
29.6	0+	93.3	35.7	25.9-45.5	2.5	1.0	0 - 2.1
	eldre	95.0	36.4	26.5-46.3	1.4	0.5	0 - 1.7
25.7	0+	45.0	17.2	10.3-24.1	1.3	0.5	0 - 1.4
	eldre	26.7	10.2	4.9-15.5	1.4	0.5	0 - 1.7
22.8	0+	61.7	23.6	15.6-31.6	0	0	-
	eldre	30.0	11.5	6.5-17.1	0	0	-
25.8	0+	61.7	23.6	15.6-31.6	6.3	2.4	0.2- 4.6
	eldre	40.0	15.3	8.8-21.8	2.9	1.1	0 - 2.7
19.9	0+	34.0	13.0	5.6-20.3	14.0	5.4	0.6-10.2
	eldre	134.0	51.3	36.9-65.7	0	0	-
20.10	0+	12.5	4.8	0 -10.4	18.0	6.9	0.3-13.5
	eldre	102.5	39.3	23.8-54.8	35.0	13.4	4.3-22.5
17.11	0+	27.5	10.5	2.6-18.6	40.0	15.3	5.6-25.0
	eldre	47.5	18.2	7.6-28.8	15.0	5.7	0 -11.8

Tabell 9. Gjennomsnittslengde og 95% konfidensintervall for 0+ laks i henholdsvis stasjon 5 og 14 i Lierelva, 1989.

DATO	STASJON 5		STASJON 14	
	Gj.sn.	95% KI	Gj.sn.	95% KI
6. JUNI	36.9	36.0 - 37.9		
29. JUNI			43.5	42.6 - 44.5
25. JULI	42.0	40.7 - 43.4	52.7	50.7 - 54.7
22. AUG.	47.9	46.5 - 49.2	57.5	56.5 - 58.4
19. SEPT.	48.4	45.2 - 51.7	60.4	57.6 - 63.2
20. OKT.	46.2	46.2 - 51.0	52.8	46.1 - 59.5
17. NOV.			57.8	56.3 - 59.3

HOVEDELV 18. SEPTEMBER 1989 N=63



SIDEBEKKER 18. SEPTEMBER 1989 N=327

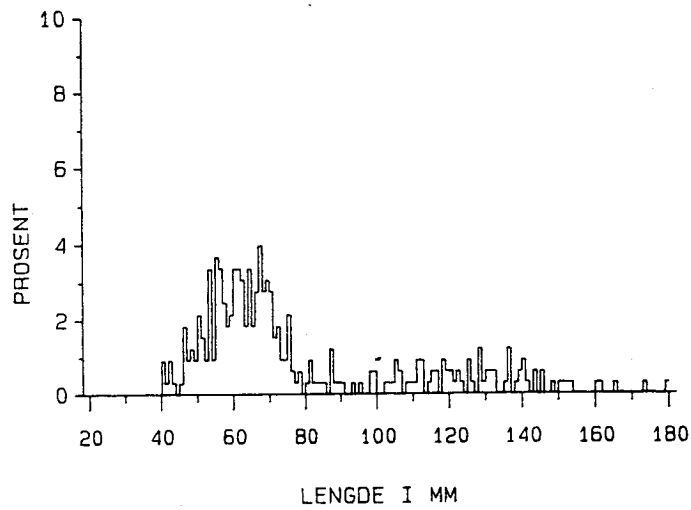


Fig. 11. Prosentvis lengdefordeling av ørretunger i sidebekker og i hovedelv av Liervassdraget, september 1989.

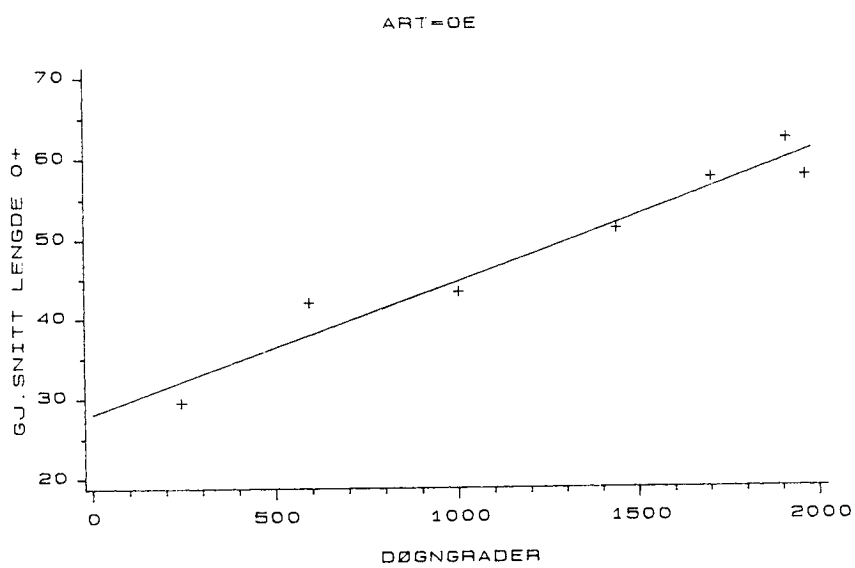
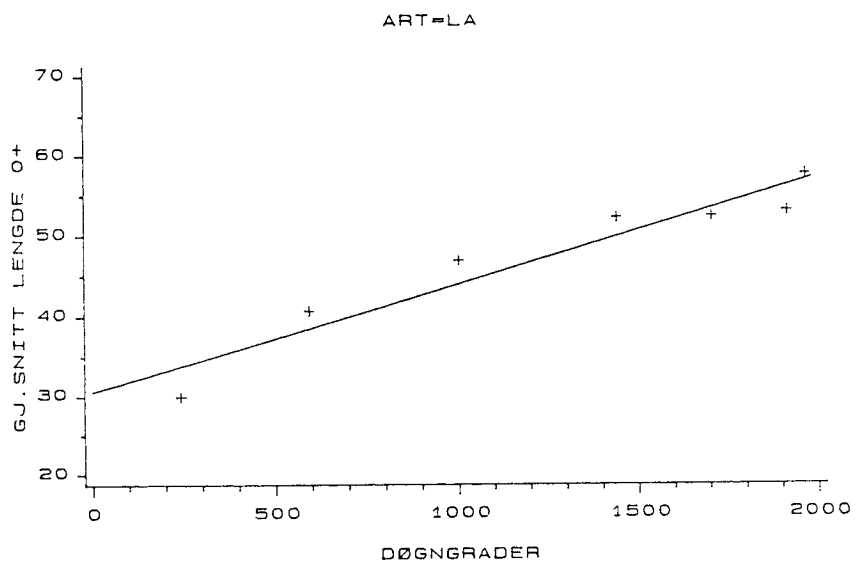


Fig. 12. Regresjon mellom døgngader og lengde av årsyngel (0+) for laks og ørret i Lierelva 1989.

Tabell 10. Gjennomsnittslengde og 95% konfidensintervall for 0+ ørret i henholdsvis stasjon 5 og 14 i Lierelva, 1989.

DATO	STASJON 5		STASJON 14	
	Gj.sn.	95% KI	Gj.sn.	95% KI
6. JUNI	31.3	29.3 - 33.3		
29. JUNI	40.9	37.7 - 44.1	46.5	27.4 - 65.5
25. JULI				
22. AUG.	50.5	45.8 - 55.1		
19. SEPT.	50.7	42.7 - 58.7	60.2	58.6 - 61.8
20. OKT.	62.3	52.9 - 71.7	61.6	58.1 - 65.1
17. NOV.	52.2	45.4 - 59.0	59.7	56.0 - 63.4

Før 1950 har det ikke vært drevet organisert fiskekultivering i Liervassdraget. Lierelva Grunneierforening ble stiftet i 1948, men fiskekultiveringstiltak kom ikke i gang før noen år senere. Kultiveringstiltakene i påfølgende år må betegnes som variable og sporadiske. I løpet av 50 og 60-årene ble det satt ut fisk fra et anlegg ved Grøtte. I senere perioder har det vært satt ut fisk fra et anlegg ved Brandbu (Brandbu jeger-og fiskeforening), fra anlegget ved Ullern (Hokksund, Drammensvassdraget) og fra DOFA-anlegget. Først i 1979 ble det inngått en avtale mellom Lierelva Grunneierforening og DOFA om stamfiske og rognklekking. Etter denne tid har det vært drevet mer regelmessig kultivering og registrering i vassdraget.

Tabell 12 og 13 gir oversikt over utsettinger av laks og ørret i de ulike vassdragsdelene i løpet av perioden 1978-89. Utsettingen av ørretyngel har vært økende fra ca. 9000 i 1980 til 111500 i 1986, mens det ikke ble satt ut ørretyngel i 1987, 1988 og 1989. Ørretutsettingene har vært fordelt i alle deler av vassdraget med største utsettingsantall i de øvre delene av vassdraget. En stor del av yngelutsettingene av laks og ørret har vært foretatt overfor naturlig lakseførende strekning. Utsettinger av lakseyngel har ligget i størrelsesorden 50000-200000 i de fleste av årene i perioden, med unntak av 1979, 1988 og 1989 hvor det ble satt ut svært få fisk. I noen år har det inngått lakseyngel fra andre vassdrag i utsettingene.

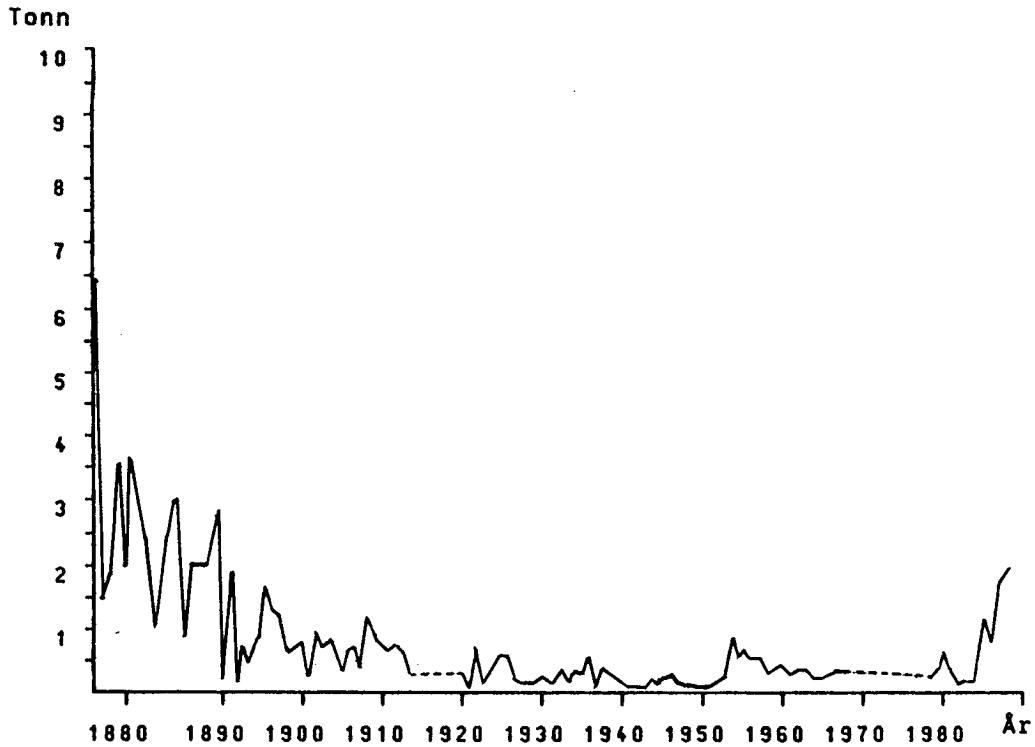


Fig. 13. Offentlig statistikk over utbyttet av laks og ørret i Lierelva, 1876-1988.

Tabell 11. Registrert oppfisket kvantum av laks og ørret i Lierelva i perioden 1978-88.

ÅR	LAKS		ØRRET	
	ANTALL	KG	ANTALL	KG
1978	50		500	
1979	130	360	350	350
1980	210	970	200	240
1981	120	455	150	150
1982	15	70	25	22
1983	18	88	30	30
1984	38	142	100	95
1985	165	410	1150	920
1986	144	540	620	560
1987	333	1210	670	580
1988	269	720	1665	1400
1989	68	135	850	665
GJ. SN.	130	464	526	456

Tabell 12. Utsettinger av laks i Liervassdraget.

ÅR	TOTAL	LIERELVA ØKSNE-				LIERELVA DAMTJ. VIVELST.		
		ASDØLA	GLITRA (ØVRE)	BEKKEN	SOGNA (NEDRE)	BEKK	ELVA	
1978	60000							ynge1
	5000							smolt
1979								
1980	58000		x			x		ynge1
1981	65000		45000			20000 ¹		ynge1
	6000			2000			4000	smolt
1982	132500	20000	75500	12500	4500	20000		ynge1
	2000						2000	smolt
1983	187500	31000	63500 ²	68000 ²		25000 ²		ynge1
1984	155000		85000	55000		10000		ynge1
1985	160000	20000	50000	70000		10000	10000	ynge1
1986	153500		60000	53000			15500	ynge1
1987	55000		20000	x			x	ynge1
	3600 ⁴			3600 ⁴				smolt
1988	1000							smolt
Sum	857100	71000	399000	262100	4500	95000	25500	ynge1
	8000			2000			6000	smolt

1 Fra Ullern

2 Drammensstamme inngår

3 Årosstamme inngår

4 Fra OFA

Øvrige tall: Klekket fra stedegen stamme

Tabell 13. Utsettinger av ørret i Liervassdraget.

ÅR	TOTAL	LIERELVA ØKSNE-			LIERELVA DAMTJERN VIVELST.				
		ASDØLA	GLITRA (ØVRE)	BEKKEN SOGNA (NEDRE)	BEKKEN	BEKKEN	BEKKEN		
1978									
1979									
1980	9000		9000					ynge1	
1981	33000	20000		10000			3000	ynge1	
1982	57000		17000	8000	16000	16000		ynge1	
1983	52000		24000		11000	17000		ynge1	
1984	93000	27000	22000	11000	23000	10000		ynge1	
1985	46400		23000	23400					
1986	111500	20000	10000	5000	31500	5000		ynge1	
1987									
1988	3500							2-årig	
Sum	371900	57000	115000	44400	23000	50000	31500	48000	3000
	3500								2-årig

KOMMENTARER

BUNNDYR

Det er nær sammenheng mellom vannkvalitet og bunnfauna i et vassdrag. Vedvarende bra vannkvalitet gir eksistensgrunnlag for en variert fauna med mange grupper og arter. Ved økende grad av organisk forurensning skjer det en endring av faunasammensetning mot få tolerante arter og grupper som er representert i stort antall. Et komplekst samspill av faktorer er involvert i forskyvningen mot en ensidig bunndyrfauna.

Organisk forurensning i vassdrag medvirker som regel til økt aktivitet av nedbrytere (bakterier og sopp, såkalt "sewage fungus"), økt mengde av fosfor og nitrogen, lavere konsentrasjon av oppløst oksygen, frafall av følsomme arter, endringer i forholdet mellom byttedyr og predatorer, og begunstigelse av arter som tolererer de endrede miljøbetingelser (Hynes 1960, Abel 1989).

Forurensningsgrad kan på en enkel måte framstilles ved hjelp av biologiske forurensningsindekser. Trent Biotic Index er en mye anvendt indeks som er basert på at visse indikatorarter og grupper suksessivt faller ut ved tiltakende grad av forurensning (Chandler 1970). Modifisert Trent indeks, som er en norsk variant av Trent Biotic Index (Borgstrøm og Saltveit 1978), er benyttet i denne undersøkelsen. Den er enkel å bruke, men indeksen tar i liten grad hensyn til antall arter innenfor hver gruppe, noe som lett resulteter i at nyanseforskjeller mellom lite påvirkete lokaliteter ikke kommer til uttrykk. Videre kan få individer innenfor gitte nøkkelgrupper medføre store endringer av indeksverdi til tross for at fauna og forhold forøvrig er lite endret. Indeksverdiene i denne undersøkelsen er derfor supplert med en karakteristikk av dominerende grupper, følsomme arter og andre opplysninger om bunndyrprøvene.

Hovedinntrykket er at ingen av de utvalgte stasjonene i undersøkelsen er utpregete rentvannslokaliteter uten effekter av organisk forurensning. Alle stasjonene ligger under marin grense i Lierdalen, hvor landskapet er preget av landbruk og bebyggelse. Alle bunndyrprøvene har overvekt av bunndyrgrupper med toleranse for organisk forurensning, og forurensningsfølsomme arter er relativt dårlig representert. Ingen av prøvene oppnådde høyeste trent indeksverdi.

Best vannkvalitet mht. bunnfauna ble funnet ved stasjon 3 i Asdøla og stasjon 5 i Glitra, hvor det var høy diversitet. Steinfluene utgjorde her et vesentlig faunaelement. Stor tetthet av døgnfluen Baetis rhodani indikerer imidlertid at organisk påvirkning finner sted. B. rhodani tolererer moderat organisk påvirkning og blir ofte funnet i stort antall under slike forhold. Ved stasjon 5 var tettheten av B. rhodani mer utpreget, og i septemberprøven var faunaen dominert av både fjærmygglarver og B. rhodani. Fjærmygglarver kan være svært tolerante, og dominans av disse tyder på betydelig tilførsel av organisk forurensning. Det er nærliggende å sette resultatene fra stasjon 5 i sammenheng med settefiskanlegget rett ovenfor

denne lokaliteten.

Prøvene fra stasjon 1 i Solbergelva indikerer en sterkt redusert bunnfauna på denne elvestrekningen, og må vurderes i sammenheng med tidligere tremasseutslipp fra Tronstad Bruk ca. 1 km ovenfor denne stasjonen. Laveste indeksverdi og desidert minste bunndyrmengde ble registrert i denne lokaliteten. Juni-prøvene rommet 1 knottlarve (Simulium sp.), 2 stankelbeinlarver (Dicranota sp.) og 3 vårfluelarver (Rhyacophila nubila) i tillegg til gruppene fjærmygg og fåbørstemark. I september-prøvene var bunndyrmengden litt større, og 2 nye grupper representert: Døgnfluer (Heptagenia sulphurea, Leptophlebia marginata, Baetis rhodani og B. niger) og steinfluer (Taeniopteryx nebulosa og Capnopsis schilleri). Individtettheten var meget lav. Tremasseutslippene stanset i 1988, og prøveresultatene tyder på at bunndyrfaunaen er under re-etablering. Også andre undersøkelser har vist at bunndyrfaunaen i sterkt forurensede elvestrekninger kan bedres relativt raskt ved opphør av løpende utslipp (Brabrand et al. 1988).

Solbergelva er den sureste av elvene i Liervassdraget, hvor pH er registrert så lavt som 5.15 på elvestrekningen ovenfor marin grense. pH-verdiene stiger imidlertid raskt nedenfor marin-grense, og surhetsgraden antas å ikke være noen fauna-reduserende faktor i denne delen av elva. Dette understrekes av at hele 4 døgnfluearter og 2 steinfluearter ble registrert i september 1989.

Tremasseutslippene fra Tronstad Bruk har hatt en relativt dramatisk effekt på elvefaunaen langt nedenfor utslippsstedet. Neste bunndyrprøve nedstrøms stasjon 1 ble tatt i stasjon 6 i øvre del av Lierelvas hovedløp. Her ble det imidlertid ikke funnet tilsvarende effekter på bunnfaunaen. Både bunndyrmengde og diversitet var normal sammenlignet med de øvrige stasjonene i undersøkelsen. Denne stasjonen ligger langt nedenfor utslippsstedet, og ellevannet i Solbergselva tynnes ut med vann fra både Asdøla og Glitra.

Bunndyrprøvene fra hovedløpet av Lierelva viser økende grad av organisk forurensning nedover i vassdraget. Steinfluene var representert med henholdsvis 6 og 7 arter i stasjonene 3 og 5 øverst i vassdraget. I stasjon 6 ble det funnet 2 steinfluearter, og lenger ned ved stasjon 14 og 16 ble det ikke påvist steinfluer. Meanderelver på marin leire gir i utgangspunktet ikke optimale betingelser for stor diversitet av steinfluer. Avtaket i antall arter nedover i Lierelva var imidlertid så stort at det er nærliggende å relatere resultatet til steinfluenes følsomhet for forverret vannkvalitet.

Tilsvarende ble det funnet en suksessivt økende dominans av forurensningstolerante bunndyr på stasjonene nedover i Lierelva. Dominans av billelarver i slektene Helmis og Limnius og stankelbeinlarvene Dicranota på stasjon 6 indikerer moderat forurensningsgrad. På stasjonene 14 og 16 bar faunaen preg av betydelig forurensning med utpreget dominans av forurensningstolerante fjærmygglarver (Chironomidae). Ved disse stasjonene var det tette begroinger av heterotrofe mikroorganismer ("sewage fungus") og påvekstalger, noe som også gjenspeiler stor organisk tilførsel.

Tidligere målinger av fosfor, nitrogen, KOF og koliforme bakterier viser også en forverret vannkvalitet nedover i vassdraget. Verdiene i flere tilfeller flerdobles på strekningen fra Åmot til Lierbyen. Suksessivt forverret vannkvalitet på alle stasjonene nedover i Lierelva innebærer at tilførselskildene er fordelt langs hele denne elvestrekningen. Nedbørsfeltet langs denne delen av vassdraget er preget av jordbruk og spredt bebyggelse. I forurensningsregnskapet fra Lierelva 1989 er naturlig avrenning anslått som viktigste kilde (51%) i Lierelva overfor Lierbyen (Fylkesmannen i Buskerud, Miljøavd. 1989a). Tettheten av sammenhengende skogflater og kantskog langs vassdragets øvre del er i større grad opprettholdt, og vi ser også at bunndyrprøvene fra denne delen gjenspeiler dette. Nedover i vassdraget finner vi flere elvestrekninger med mangelfull kantskog og betydelig økt tetthet av bebyggelse, noe som åpenbart har sammenheng med

forverret vannkvalitet i den nederste delen av denne elvestrekningen. I forurensningsregnskapet blir befolkning (46%) anslått som største tilførselkilde i vassdraget nedenfor Lierbyen.

Bunndyrprøvene i Lierelva tyder på en forverring av vannkvaliteten i løpet av sommersesongen. På flere av stasjonene hadde septemberprøvene utpreget dominans av fjærmygglarver, mens juniprøvene fra de samme stasjonene var dominert av Baetis, eller hadde en mer moderat overvekt av fjærmygglarver. Begroing av heterotrofe organismer ("sewage fungus") og påvekstalgler var stedvis sterk i september, men langt mindre framtrædende i juni. Dette kan skyldes at vannkvaliteten ofte er forbedret ved utspyling under vårflommen, mens eutrofiering- og saprobieringseffektene gjør seg mest gjeldende i etterkant av en sommersesong med periodevis lav vannføring, høy temperatur og stor tilførsel av næringssalter og organisk materiale.

St. 14 ligger i en elvestrekning som er kanalisert, og hvor en stor del av elvebredden er omgjort til bratt flomvoll uten kantvegetasjon. Juniprøven på st. 14 hadde vesentlig redusert mengde av bunndyr sammenlignet med øvrige stasjoner. Bunnfaunaen i en kanalisert elvestrekning vil som regel være redusert/fraværende umiddelbart etter at inngrepet er utført. Bunndyr starter raskt å slå seg ned i området, og en stor andel ankommer som driv (Brittain og Eikeland 1988, Townsend and Hildrew 1976). Etablering av en mer omfattende bunnfauna kan ta mange år. Forholdet mellom reetablert fauna og fauna før inngrep vil være avhengig hvilken endring av bunnforhold og hydrologi som finner sted. Oftest vil forandringen innebære et mer homogent bunnsstrat som resulterer i redusert bunnfauna. Bunndyrmengden i septemberprøven fra st. 14 var på størrelse med de øvrige stasjonene, men diversiteten var lav og prøven bar preg av et stort tilsig av næringssalter.

Sidebekkene

Bunnfaunaen i sidebekkene er forskjellig fra hovedvassdraget, men en del arter er også felles for disse vassdragsdelene. Miljøbetingelser som vannføring, temperatur og bunnsubstrat kan være betydelig annerledes, og lokale forurensningseffektene i bekkene kan være svært markerte. Det var derfor naturlig å bedømme bunndyrprøvene fra de mindre bekkene for seg. Bekkene varierer imidlertid også innbyrdes, alt fra bekker som bare er aktive under nedbørsperioder til større bekker med stabil vannføring.

Best vannkvalitet med hensyn til bunndyr ble funnet i Sagdalsbekken. På både st. 9 og 10 ble det funnet 6 steinfluearter og en relativt variert bunndyrfauna. Dominans av døgnfluen Baetis rhodani indikerer en moderat forurensningsgrad i begge stasjonene. Det er lite bebyggelse i nedbørsfeltet, og store deler av bekken går gjennom tett edelløvskog.

Bra vannkvalitet ble også funnet på st. 12 i øvre del av Sogna, hvor det var 3 arter av både steinfluer og døgnfluer, og hvor 9 grupper av bunndyr var representert. Dominans av fjærmygglarver har sammenheng med stor tetthet av mose, og er ikke nødvendigvis en forurensningseffekt. På st. 13 nedenfor renseanlegget i Sognas nedre del var faunaen mer ensidig. Bare 6 grupper var representert, og steinfluer og døgnfluer var fraværende.

I Tajebekkens vestre gren (st. 15V) var hele 10 bunndyrgrupper representert. Der var to døgnfluearter og to steinfluearter, hvorav steinfluen Capnia bifrons var ganske tallrik. Faunaen i nordre gren av Tajebekken (15N) var ensidig og dominert av fjærmygglarver og fåbørstemark, og bare ett individ av Capnia bifrons og tre individer av Baetis ble funnet. En tilsvarende forurensningseffekt ble også funnet nedenfor samløpet av nordre og vestre gren i Tajebekken (st. 15S). Nordre løp følger hovedveien hvor det finnes en del bebyggelse og gravearbeider

langs bekkeløpet, og hvor kantskogen stedvis er mangelfull.

Damtjernbekken har på liknende måte en betydelig forurenset nordgren som også gir virkning på bekken nedenfor samløpet. Det ble funnet to steinfluearter og en døgnflueart i det østlige løpet (st. 17Ø), mens det var ingen i nordre løp (st. 17N) og nedenfor samløpet (st. 17S). Nordre løp hadde utpreget dominans av fjærmygglarver og fåbørstemark, og oppnådde indeksverdi 5 som var undersøkelsens laveste verdi. Forurensnings effekten må vurderes i sammenheng med at nordre bekkegren passerer Lier sykehus og annen tettbebyggelse.

FISK

Tetthet og utbredelse

Både fangststatistikk og resultater i denne undersøkelsen viser at produksjonen av laks og ørret er i samme størrelseorden i Liervassdraget. I hovedløpet av Lierelva og i tilførseløvene Glitra, Solbergselva og Asdøla finnes det både laks og ørret, men på de undersøkte oppvekstlokalitetene ble det funnet størst tetthet av laksunger. I mer strømsterke lokaliteter (st.6) var laks helt dominerende og andelen av ørret svært liten. Ørreten i Liervassdraget har sitt hovedutbredelsesområde i bekker og mindre sideelver langs Lierelva, særlig i vassdragets nedre del. Her finnes det til gjengjeld få eller ingen laks. Tettheten av ørret var suksessivt økende nedover vassdraget, både i bekker og i hovedelv. Ørreten krever mindre vannføring for oppvandring, og utnytter i større grad de næringsrike lokalitetene i nedre del av vassdraget. I de mer strømeksponerte delene av hovedvassdraget er ørreten langt mindre konkurransedyktig sammenlignet med laks.

Store deler av Lierelva består av glatt, leirholdig bunn, hvor det er lite skjulmuligheter for yngel av laksefisk. En mindre andel av Lierelva er strykstrekninger med stein av blandet størrelse og gode oppholdssteder for de yngste årsklassene. Stasjon 6 har leirholdig bunn ispedd stein, og representerer strykstrekninger med begrensede skjulmuligheter. Prøvefiske i denne lokaliteten ga gjennomgående lavere fangster både for laks og ørret, og laks-og ørretunger eldre enn årsyngel utgjorde en mindre andel av totalt antall fangede fisk, sammenlignet med stasjonene 5 og 14. I bunnssubstratet var mellomrommene mellom steinene i stor grad siltet igjen, og det fantes få mellomstor og stor stein. Elvebunnen er lite utsatt for turbulens, og fiskeyngel har få muligheter til å finne egnete gjemmesteder under perioder med høy vannføring. Nedgangen i beregnet tetthet utover høsten var mer markert ved denne stasjonen, og i november ble det fanget kun en fisk her.

Det er vanlig at tettheten i en lokalitet kan avta utover høstmånedene, i første rekke fordi laks-og ørretungene forflytter seg til mindre strømeksponerte deler av elva i løpet av den kalde sesongen. Dette synes å ha vært tilfelle i stasjon 5 i Glitra og stasjon 6 i Lierelva, hvor tetthetene var klart minkende i løpet av oktober og november, særlig blant årsyngel. Nedenfor stasjon 5 finnes det kulper som er bedre egnet vinteroppholdssted gjennom vintersesongen, og fra stasjon 6 kan laks-og ørretungene ha sluppet seg nedover til strekninger med bedre skjulmuligheter. Heggenes (1990) påpeker at laksungene er avhengig av grovere substrat med tilstrekkelige mellomrom i løpet av vinteroppholdet. Tetthetsavtaket av laksunger var langt mindre markert på stasjon 14, og for ørretungenes vedkommende var tettheten økende i høstmånedene. Trolig finner fiskeungene bedre skjul på denne lokaliteten, og vil i større grad forbli på stedet. Det kan også tenkes at denne stasjonen mottar fiskeunger fra mindre egnete lokaliteter oppstrøms når vanntemperaturen synker. Det ble ikke foretatt fiskeutsettinger i denne delen av vassdraget som kunne ha influert på tetthetstallene i denne undersøkelsen.

Kanalisering har som oftest ugunstige virkninger på faunaen, fordi det reduserer habitatvariasjon. Stasjon 14 ligger på en elvestrekning som er kanalisert, og det ble funnet betydelig redusert bunnfauna i juniprøvene fra denne stasjonen. Tettheten av laks- og ørretunger var imidlertid rimelig høy. Dette forklares med at næringen i stor grad består av driv (organismer som føres med vannstrømmen) fra overforliggende elvestrekninger, og at stasjon 14 har velegnet bunns substrat for laks- og ørretunger. Utsettinger av fiskeyngel i løpet av de siste ti år kan også ha en viss betydning, men oversikten viser at det ikke har vært satt ut yngel siden 1986 i denne delen av vassdraget.

Det har vært en omfattende utsetting av fiskeyngel i ulike deler av vassdraget i den siste tiårsperioden. En rekke faktorer innvirker på bestandstetthetene av fisk, slik at det er vanskelig å vurdere hvilken betydning disse utsettingene har hatt for fiskebestandene. Utsettinger i fisketomme deler overfor vandringshindre i sideelver og bekker har åpenbart bidratt til bestandsøkning her. Oversikten over utsettinger viser at størstedelen av ørretyngelen har vært satt ut i vassdragets øvre del, mens en oversikt over bestandstetthet av ørret i Liervassdraget i september 1989 viser en suksessiv økning nedover i vassdraget. Dette gjenspeiler antagelig at omfanget av egnete habitater er en langt viktigere faktor enn mengden av utsatt fisk, når en ønsker å øke bestanden. Elliott (1984) fant i et 25 år langt studium at dødsraten hos sjøørretyngel øker sterkt med tetthet i den første tiden, når de unge ørretene skal etablere næringsterritorier. En maksimal tetthet for ørretunger i august/september ble i denne undersøkelsen beregnet til 150-250 fisk/100m², uansett tetthet ved klekkingen. En skal ikke bli overrasket dersom populasjonsstørrelsen til og med blir dårligere når det settes ut for mange yngel, fordi dødeligheten derved øker (Elliott pers.med.).

Registreringer av surhetsgrad (pH) i Solbergselva viser verdier som ville være kritisk lave for fisk. Dette gjelder imidlertid ovenfor marin grense, hvor den oppvandrende fisken likevel er forhindret pga. foss ved Tronstad. Strekningen fra Tronstad ned til samløpet med Asdøla har akseptable pH-verdier m.h.t. fisk. Denne strekningen har vært sterkt belastet av utslipp fra Tronstad Bruk. Dette utslippet har antagelig eliminert det meste av næringsdyr og mulige oppvekstområder for fisk. Denne undersøkelsen viser imidlertid en begynnende forbedring etter utslippstans i 1988. I juni 1989 ble det ikke funnet noen laksefisk her, mens det i september ble fanget noen få unger av både ørret og laks. Denne elvestrekningen vil kunne ha et stort potensiale som oppvekstområde for laks og ørret, etterhvert som bunnfaunaen bedrer seg i kommende år.

Lakseparasitten Gyrodactylus salaris har ført til yngeldød i flere vassdrag. Parasitten finnes også på laks i Lierelva. I denne undersøkelsen ble tettheten av lakseunger på 3 stasjoner (st. 5, 6 og 14) i hovedvassdraget fulgt regelmessig fra juni til november 1989. Det ble funnet Gyrodactylusangrepet fisk på alle tre stasjonene. Tetthetsavtak utover høsten forekom ved alle tre stasjonene, men dette skjedde både for laks og ørret. Det antas derfor at tetthetsfallet skyldes at fiskeungene har søkt over i andre habitater, og ikke massedød p.g.a. parasittangrep. En egen rapport om Gyrodactylus i Liervassdraget er under utarbeidelse ved Zoologisk museum i Oslo, og vil gi en mer fullstendig vurdering av Gyrodactylus og fisketetthet.

Vekst

Veksten hos laks og sjøørret i Liervassdraget er vurdert på grunnlag av både unger og voksne individer. Veksten må karakteriseres som generelt god hos begge artene.

Gjennomsnittslengden av 0+ laks økte fra 41 mm i juni til 58 mm i november, og hos 0+ ørret fra 42 mm til 58 mm i samme tidsrom. Årsungelengdene i løpet av sesongen var gjennomgående høyere i Liervassdraget sammenlignet med Drammenselva (Sæter et al. 1988), særlig i første del av sesongen. Liervassdraget har ingen "fjellflom", og tidlig temperaturøkning kan være utslagsgivende ved at klekking og yngelvekst kommer tidligere i gang i dette vassdraget. Yngelveksten i Liervassdraget ligger relativt godt an i sammenligning med øvrige elver på Østlandet. Midlere 0+ lengde av ørret og laks i august var hhv. 43 mm og 39 mm i Numedalslågen, 48 mm og 38 mm i Drammenselva, og 51 mm og 52 mm i Lierelva. Gjennomsnittlig lengde av årsyngel hos ørret i september var 56 mm i Drammenselva, 74 mm i Årungselva og 58 mm i Lierelva.

Veksten hos ørretungene var vesentlig bedre i sidebekkene, sammenlignet med lokalitetene i hovedløpet av Lierelva. Det antas at kombinasjonen av vannføring, næringstilgang, temperatur og skjulmuligheter samvirker til å gjøre yngelveksten hos ørreten særdeles god i sidebekkene av vassdraget.

Tilbakeberegning av skjellprøver fra 1988 og 1989 viser en rask vekst av både laks og ørret i Liervassdraget. Laks vandrer ut som 2 og 3-åringer, og de fleste laksesmoltene har en lengde på 11-15 cm. Nærmere 60% vender tilbake allerede etter ett år i sjøen, mens en mindre del har en sjøalder på 2 eller 3 år. De fleste sjørretene vandrer også ut i sjøen for første gang som 2 eller 3-åringer. Noen smoltifiserer som 4-åringer, mens enkelte individer vandrer ut i sjøen for første gang som 5 eller 6-åringer. De fleste ørretsmoltene er i lengdeintervallet 13-18 cm. I fangstmaterialet har 55% av sjørreten vært i sjøen bare en sesong, mens en avtakende andel har 2, 3 eller 4 sesonger i sjøen.

Temperatur

Vanntemperatur er en faktor som har avgjørende betydning for fødeopptak, vekst og oppvandring hos ørret og laks. Det er vanskelig å fastsette noen eksakt nedre temperaturgrense. Elliot (1984) nevner 4⁰C som en nedre grense for vekst hos laksefisk. Jensen (1983) påpeker at de første oppvandringene i Vefsna skjer ved 3-5 ⁰C. I en undersøkelse i Drammenselva omtales 5-7⁰C som en nedre grense for vekst og aktivitet (Sæter et al. 1988).

Generelt vurderes temperaturbetingelsene i Liervassdraget som gode mht. laksefisk. Sesongen med temperaturer høyere enn 5⁰C varer fra begynnelsen av mai til begynnelsen av oktober. Vi ser at tilveksten hos 0+ av laks og ørret er jevnt over god i hele denne perioden. Det ble funnet en klar sammenheng mellom døgngrader og vekst hos fiskeungene gjennom sesongen. Tilveksten var størst i juni, som også var den måneden som hadde høyeste middeltemperatur (15.9⁰C).

Resultater i denne undersøkelsen tyder på at lav temperatur i Glitra medvirker til dårligere vekst hos fiskeungene i dette delvassdraget. I sommersesongen 1989 var temperaturen gjennomgående lavere i Glitra ved DOFA sammenlignet med målingene foretatt i Lierelva ved Lierbyen. Tilsvarende viste det seg at veksten hos 0+ ørret og laks var mindre på stasjon 5 i Glitra enn på stasjon 14 i Lierelva. Øvrige oppvekstbetingelser som bunns substrat, vannføring og bunndyrproduksjon må vurderes som gode på stasjon 5, og bestandstetthetene på st. 5 og 14 er omtrent jevnstore. Det er derfor nærliggende å tro at lavere temperatur er hovedfaktor for dårligere vekst på stasjon 5. En forskjell i gjennomsnittlig yngelstørrelse på disse stasjonene kan også ha sammenheng med forskjeller i klekketidspunkt. Temperaturkurvene fra 1989 viser lavere mai-temperaturer i Glitra, mens målinger av vintertemperatur mangler for Lierelva. Bunnvannsutslipp kan imidlertid ofte gi høyere vintertemperatur. Det er derfor vanskelig å vurdere betydningen av

temperatur og eggutvikling i denne sammenheng.

For høy temperatur hemmer vekst og kan medvirke til dårlig vannkvalitet og dødelighet hos laksefisk. Elliott (1984) nevner 25°C som en øvre kritisk grense hos ørret. Kritisk punkt er imidlertid avhengig av flere andre samvirkende faktorer. Ørret og laks er følsomme for lavt oksygeninnhold i vannet, noe som lett oppstår ved høy temperatur, liten vannføring og mye organisk materiale under nedbryting. Denne problemstillingen kan være aktuell i perioder med langvarig varme og lav vannføring, særlig i stilleflytende bekker hvor fisk blir "sperret inne" pga. lav vannføring, og i de bekkene som tilføres organisk forurensning. Dette antas å kunne forekomme lokalt i vassdragets sidebekker. Det mangler imidlertid nærmere undersøkelser for å vurdere betydningen av høy temperatur og laksefisk i vassdraget.

Vannføring

Lierelva er et stilleflytende vassdrag med få fosser og stryk i hovedvassdraget. Nedbørsfeltet er relativt lite, og nedbør gir en relativt rask økning av vannføringen. Vannføringsmålinger fra Oppsal i Lierelva viser stor variasjon mellom de enkelte årene. Enkelte år har store og hyppige flommer, mens andre har jevnt over lav vannføring og få flommer.

Vannføring og hyppighet av "lokkeflommer" er kjent for å ha betydning for oppvandringen av gytefisk. Det er påvist klar sammenheng mellom vannføring og oppvandring av fisk i tidligere undersøkelser (Jensen 1983). Oppvandringen kan være hemmet av både for lav og for høy vannføring, mens den er begunstiget av hyppige, mindre flommer. I Lierelva finner vi flere år med langvarig lav vannføring i løpet av sommersesongen, og disse periodene har sannsynligvis stor virkning på oppvandringen i dette vassdraget. Lav vannføring i tørkeperioder blir ytterligere forsterket pga. vanning i jordbruket. Fangstkvantum av laks og ørret var svært lite i årene 1982 og 1983, som også var år som hadde lange perioder med lav vannføring.

Fangststatistikken er imidlertid avhengig av en rekke faktorer, og kan bare betraktes som et grovt bilde på mengden av oppvandet fisk i vassdraget. Sesongens første lakseoppvandring i 1988 ble registrert 15. mai, og en kan regne med at det er et potensiale for oppvandring gjennom hele sesongen fram til begynnelsen av november. Oppvandringen krever et minimum av vannføring anslått til 2.5 - 3 m³/s for ørret og 3.5 - 4 m³/s for laks (pers.med.). Det er pålagt minstevannføring på 0.9 m³ ved Oppsal i øvre del av vassdraget. Denne minstevannføringen i seg selv sikrer ikke oppvandring av fisk, og målingen blir foretatt overfor elvestrekningen hvor den viktigste jordbruksvanningen foregår.

Vannføringen er ofte en begrensende faktor i sidebekkene. Det kreves et minimum av vannføring gjennom hele året for å opprettholde bestandene. Når vannføringen blir for liten, risikerer fisken å forsvinne fordi vannføringen blir for lav for oppvandring, ved at oksygeninnholdet og vannkvaliteten blir kritisk dårlig, eller rett og slett ved at bekken tørker ut. Flere av de minste bekkene er bare aktive i flom- og nedbørsperioder, og gir derfor ikke livsbetingelser for ørret. I noen tilfeller er inngrep og vannuttak i stabilt vannførende bekker årsak til at vannføringen blir kritisk lav. I Øksnebekken er vannføringen og vannkvaliteten sterkt redusert pga. en dam ved Øksne, og den ørretførende bekken gikk tørr for første gang denne sommersesongen (pers.med.).

Vannføringen i Asdøla er betydelig redusert p.g.a. regulering ved Sandungen, og en stor del av elveleiet var tørrlagt under perioder med lav vannføring i sommersesongen 1989. Bunnfaunaen i tørrlagte deler av elveleiet vil som regel bli sterkt redusert. En ytterligere reduksjon av sommervannføring vil kunne få drastiske effekter på bestandene av laks og ørret i denne delvassdraget.

Kantvegetasjon

Den eksisterende kantvegetasjonen langs bekker og elver spiller åpenbart en vesentlig rolle for miljøet i Liervassdraget. Resultater i denne undersøkelsen og en rikholdig litteratur fremhever flere positive funksjoner av å beholde sammenhengende kantskog i størst mulig bredde langs vassdraget. Disse er summert i Tabell 14.

På de undersøkte stasjonene var den bunndyrbaserte vannkvaliteten best i den øvre delen av vassdraget, hvor en også finner en større grad av sammenhengende kantskog. Omfanget av inngrep er økende nedover i vassdraget, og på enkelte stasjoner ble det funnet redusert bunnfauna i sammenheng med strekninger hvor kantskog er fjernet. Redusert bunnfauna påvirker også fiskebestandene.

Under prøvefisket i denne undersøkelsen var det tydelig at ørret- og laksungene i stor grad søker skjul under trerøtter og brinker langs elvekantene, og at tetthetene av fisk kunne være betydelig høyere der hvor elveløpet får skygge fra kantvegetasjonen. Eksperimentelle studier i Norge har også vist at laksyngel foretrekker å oppholde seg der det finnes skjul over elveløpet i løpet av dagtimene. Fenomenet forsterkes ved lav vanntemperatur (Heggenes og Traaen 1988). Tilsvarende for ørret konkluderer tallrike undersøkelser at overhengende skjul av f.eks. trær og busker er spesielt viktig (Boussu 1954, Lewis 1969, Fausch og White 1981, Cunjak og Power 1986, Heggenes 1988). Lewis (1969) konkluderer med at overhengende skjul er en enestående viktig faktor for fordelingen av ørret i en elv. Fra en dansk elv rapporteres det at dødeligheten av ørretyngel økte når overhengende skjul ble fjernet (Mortensen 1977).

I den nedre delen av Lierelva er det sammenhengende overhengende kantskog dominert av or og selje. Det antas at oppvandrende laks og ørret i stor grad er avhengig av de skjulmulighetene som denne vegetasjonen gir. Det er også verdt å merke seg at flertallet av fiskeartene i Liervassdraget er knyttet til denne elvestrekningen. Variasjon er viktig for habitatsdifferensiering, og er således grunnlaget for en artsrik fiskefauna i Lierelvas nedre del. Da disse fiskeartene også er tilpasset den opprinnelige kantvegetasjonen, skulle man forvente at fjerning av kantskog vil innvirke sterkt på bestandene i denne delen av vassdraget.

Det er svært mange faktorer involvert ved fjerning av kantskog. Dette gjør det ofte komplisert og tidkrevende å klarlegge effektene av disse inngrepene og å forutsi utilsiktede virkninger. En rekke forfattere over hele verden er imidlertid opptatt av kantvegetasjonen langs vassdragene (Petersen et al. 1987, Naiman et al. 1988). Løv og organisk materiale fra kantvegetasjonen (alloktont materiale) representerer ofte en betydelig del av næringstilførselen for elvefaunaen og danner grunnlaget for en rekke bunndyrarter i næringskjeden (Cummins 1973, Cummins et al. 1972, Hynes 1975, Lillehammer et al. 1980). En stor del av bunnfaunaen har voksenstadiet på land. Kantskogen representerer således nødvendig levested for deler av bunnfaunaen (Madsen 1985). I noen tilfeller kan kantskogens skyggevirksomhet ha betydning for elvetemperaturen. Temperaturen influerer bunnfaunaens vekst og utvikling på mange måter (Ward og Stanford 1982). Arter som laks og ørret er også følsomme for høy temperatur ved at oksygenforbruket hos fisken øker og oksygeninnholdet i vannet avtar (Elliott 1976).

Sidebekkene

Sidebekkene spiller en avgjørende rolle for ørretbestandene i Liervassdraget. Selv svært små bekker hadde store tettheter av ørretunger i denne undersøkelsen. Sidebekkene har et rikt tilbud av næring og skjul, og er åpenbart gode oppvekstområder for ørret.

Flere forhold ser ut til å ha betydning for utbredelsen og produksjonen av ørret i sidebekkene. En viktig faktor som redusert vannføring er allerede omtalt under avsnittet om vannføring. En annen faktor ser ut til å være bekkenes beliggenhet i forhold til utløpet av Lierelva. Tettheten av ørret i sidebekkene var størst i den nedre delen av vassdraget, og avtok suksessivt oppover i vassdraget. Dette kan ha sammenheng med at næringsbetingelsene er bedre i denne delen av vassdraget, og forhold ved vandringsadferden hos ørret.

Fysiske hindringer for oppvandring av gytefisk er en viktig begrensende faktor i sidebekkene. Dalføret har naturlig bratte sider som setter grenser for oppvandringen i de enkelte bekkene, og dette var trolig årsaken til at det ikke ble påvist fisk på f.eks. stasjon 9 øverst i Sagdalsbekken og stasjon 11 i øvre del av Sogna. Oppvandringen er imidlertid i flere tilfeller hindret av inngrep i bekkeleiene. Rørlegginger i de nedre bekketrekingene har ført til at flere bekker nå er fisketomme, bl.a. Stuvstjernbekken, Solstadbekken, Tranbybekken og Ånerudbekken. Flere av disse bekkene har et stort potensiale som oppvekstområder for ørret, ettersom de ligger i nedre del av vassdraget og tilbyr gode oppvekstbetingelser. Dammer og kulverter finnes mange steder i Lierdalen, og i en del tilfeller er også disse årsak til at ørreten hindres i å nå høyere opp i sidebekkene. Dette gjelder f.eks. i Vivelstadelva og Damstjernbekken i nedre del av Liervassdraget.

Skjulmuligheter antas å være en viktig betingelse for å opprettholde ørretbestanden i bekkelokalitetene. Sidebekkene i nedre del av Liervassdraget har ofte lange strekninger med glatt leirbunn. Under feltarbeidet erfarte vi at ørretungene i stor grad oppholder seg i skjul under kvist, løv og annet organisk materiale på disse bekkestrekingene. Videre står ørret ofte under overhengende trerøtter og brinker langs breddene, og mellom de få steinene som finnes på den leirholdige bunnen. Det antas derfor å være viktig for ørretproduksjonen å ivareta kantvegetasjonene langs bekkene, og å ikke rense bekkeløpene for kvist og løv.

TILRÅDINGER

Mye tyder på at Liervassdraget har et betydelig potensiale som laks- og ørretvassdrag. Fangsttall fra forrige århundre vitner om flerdobbel fangst sammenlignet med dagens nivå, og flere betingelser synes å være gode for produksjonen av laksefisk. Flere forhold virker imidlertid begrensende for fiskefaunaen i vassdraget, og har samlet en avgjørende betydning for optimaliseringen av laks- og ørretfisket i vassdraget. Tilrådingene vil således berøre en rekke sider ved driften av vassdraget:

Det anbefales å ta vare på eksisterende, naturlig vegetasjon langs alle deler av vassdraget, både langs elver og sidebækker. Der vegetasjonen er mangelfull bør den reetableres. Velg naturlig vegetasjon fra tilsvarende habitater.

Ytterligere rørlegging og fysiske inngrep i sidebekkene frarådes. Eksisterende fysiske hindre for oppvandring i sidebekkene (rørlagte strekninger og andre oppvandringshindre) bør fjernes, ettersom dette kan øke omfanget av oppvekstområder for sjøørret betydelig.

Kanaliseringer og endringer av elveprofilene bør unnlates, ettersom denne form for inngrep oftest er ugunstig for elvefaunaen.

Kvister, løv og organisk materiale bør få ligge i fred i sidebekkene. Dette er viktig m.h.t. skjul for fiskeyngel, og som næring og oppholdsted for en variert bunndyrfauna som også inngår i næringsnett for ørret og laks.

Det anbefales å vurdere habitatsforbedrende tiltak for å øke omfanget av egnete oppvekstområder for laksefisk i hovedløpet av Lierelva. En mulighet er å øke tilbudet av skjul på strømutsatte steder ved hjelp av innretninger på elvebunnen (Miljøstyrelsens ferskvannslaboratorium 1984). En annen metode er å legge ut stein av blandet størrelse på utvalgte steder. En større andel strykstrekninger med tilstrekkelige skjulmuligheter for fisk vil trolig kunne øke arealene av oppvekstområder betraktelig. På den annen side møter en det problem at mellomrommene mellom utlagte stein risikerer å fylles med silt relativt raskt. Det er betydelig fluktuasjoner i vannføringen og en stor sedimenttransport i Liervassdraget. Dette bør derfor vurderes i samråd med forbyggingsavdelingen i NVE, og tiltakene bør i første omgang begrenses til få forsøksområder som blir gjenstand for overvåking.

Fiskeutsettingene bør begrenses til områder overfor vandringshindre. Unngå å sette ut yngel i langt større tetthet enn det oppvekstområdet har bæreevne til. Tettheten av sommergammel ørret og laks bør ikke overskride ca. 200 fisk pr. 100². Bruk bare stedegen fisk.

Lav temperatur i Glitrevassdraget bidrar til dårligere vekstbetingelser for fisk og bunndyr i dette delvassdraget. Det anbefales derfor reguleringsendringer som sikrer gunstigere temperatur i Glitrevassdraget.

En god oppvandring av laks og ørret i vassdraget forutsetter en regulering som gir tilstrekkelig hyppighet av "lokkeflommer" (3-4 m³/s) gjennom hele sommersesongen. Videre bør reguleringen sikre en minstevannføring i tørre perioder som kan gi laksefisk egnede oppholdssteder i vassdraget til enhver tid. Ved overvåking av disse hensynene vil det være fordelaktig å etablere kontinuerlig måling av vannføringen i nedre del av vassdraget (f.eks. Kjellstad bru). Reguleringen vil kreve et større påslipp av vann under tørre perioder. Påslipp av bunnvann fra Glitrevann er ikke ønskelig pga. ugunstig lav temperatur, og bør i størst mulig grad erstattes med vannoverføringer hvor det tappes fra de øvre vannlagene. Økt vannføring i Asdøla ved større påslipp fra Sandungen vil være ideelt, fordi dette samtidig vil bøte på en svært mangelfull minstevannføring i et delvassdraget som ellers har svært gode betingelser for fisk. Det bør unngås at deler av elveleiet i Asdøla blir liggende tørt i enkelte perider, slik det skjer i dag. Det vil også anbefales å øke overføringene av vann fra Tyrifjorden framfor å tappe kaldt bunnvann fra Glitrevann.

Vannføringen i sidebekkene er også i mange tilfeller ugunstig lav. Det bør derfor tilstrebes å etablere naturlig vannføring i sidebekkene. Ulike vanddammer som bidrar til for liten vannføring i bekkene bør fjernes.

Det bør rettes en innsats mot å redusere tilførsel av organisk forurensning til vassdraget. Dette innebærer: Kildereduksjon/rensing av punktutslipp fra bebyggelse og anlegg langs vassdraget, optimal drift av eksisterende renseanlegg (nøye etter-syn og vedlikehold), tiltak innenfor jordbruk som bidrar til å redusere fosfor, nitrogen og partikkeltilførsel til vassdraget. Oppretthold og reetabler kantskog, og unngå bakkeplanering. Fjern små, lokale søppelfyllinger, og sørg for at de offisielle fyllplassene gir minimal avrenning ved avskjæringsgrøfter og rensing, bevaring og reetablering av vegetasjon mot tilstøtende bekker og å unngå bratte og ustabile skrenter mot bekker og elver.

Tabell 14. Egenskaper og inngrep i Liervassdraget som samlet har betydning for produksjonen av laks og ørret.

EGENSKAP/ INNGREP	BETYDNING FOR LAKS OG ØRRET
Kant-vegetasjon	Skjul for fisk, erosjons-/avrenningshinder, gunstig næringstilførsel for elvefaunaen
Vannføring	Oppvandring av gytefisk, egnet vanndybde for ulike årsklasser, vanndekket areale, vannkvalitet
Bunnssubstrat	Skjul/oppholdssted for fiskeunger, egnethet for produksjon av næringsdyr
Temperatur	Vekst av ungfisk, oppvandring av gytefisk, vannkvalitet
Kanalisering	Redusert variasjon i miljøet, mer ensidig elvefauna
Rørlegging/hindringer i bekkene	Tap av / hindret adkomst til gode oppvekstområder for sjørret, redusert vannføring, dårlig vannkvalitet
Utsettings-tetthet/sted	Stor utsettingstetthet av yngel gir økt dødelighet
Organisk forurensning	Fiskedød ved sterk belastning, endring av bunnfauna mot mer ensidighet

LITTERATUR

- Abel, P.D. 1989. Water pollution biology. Ellis Horwood Limited/ John Wiley & Sons. West Sussex, England. 231 s.
- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T.G., Rasmussen, G. & Saltveit S.J. 1989. Electrofishing - Theory and practice with special emphasis salmonids. Hydrobiol.173: 9-43.

- Borgstrøm, R. & Saltveit, S.J. 1978. Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. Del II. Bunndyr of fisk i Akerselva, Sognsvannsbekken - Frognerelva, Holmenbekken - Hoffselva og Mærradalsbekken. Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo, 38. 53 s.
- Boussu, M.F. 1954. Relationship between trout populations and cover on a small stream. J. Wild. Mgmt. 18: 229-239.
- Brabrand, Å., Bremnes, T., Brittain, J., Saltveit, S.J. og Økland, B. 1989. Lab. Ferskv. Innlandsfiske, notat nr.1 - 1989.
- Brittain, J.E. & Saltveit, S.J. 1984. Bunndyr. s. 191-201. I: Vennerød, K. (red.). Vassdragsundersøkelser. En metodebok i limnologi. Universitetsforlaget, Oslo.
- Brittain, J.E. & Eikeland, T.J. 1988. Invertebrate drift - A review. Hydrobiol. 166: 77-93.
- Chandler, J.R. 1970. A biological approach to water quality management. Wat. Pollut. Control London 69: 415-422.
- Cummins, K.W. 1973. Trophic relations of aquatic insects. Ann. Rev. Ent. 18: 183-206.
- Cummins, K.W. et al. 1972. Organic enrichment with leaf leachate in experimental lotic ecosystems. BioScience 22: 719-722.
- Cunjac, R.A. & Power, G. 1986. Winter habitat utilization by stream resident brook trout (Salvelinus fontinalis) and brown trout (Salmo trutta). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 45: 1163-1172.
- Dahl, K. & Munthe-Kaas Lund, H. 1944. Vekstanalyser over ørret fra 383 norske vatn og vassdrag. Statens forsøksvirksomhet for ferskvannsfiskeri 1910-1943. Landbruksdep. Oslo.

- Elliott, J.M. 1984. Numerical changes and population regulation in young migratory trout Salmo trutta in a Lake District stream, 1966-83. J. Anim. Ecol. 53: 327-350.
- Elliott, J.M. 1976. The energetics of feeding, metabolism and growth of brown trout (Salmo trutta L.) in relation to body weight, water temperature and ration size. J. Anim. Ecol. 45: 923-948.
- Enerud, J. & Lunder, K. 1979. Fiskeribiologiske undersøkelser i Glitrevassdraget. Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk. Fiskerikonsulenten i Øst-Norge.
- Fausch, K.D. & White, R.J. 1981. Competition between brook trout (Salvelinus fontinalis) and brown trout (Salmo trutta) in a Michigan stream. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 38: 1220-1227.
- Fylkesmannen i Buskerud, Miljøvernavdelingen. 1989a. Rapport nr.6. Forurensningsregnskap for Lierelva 1989.
- Fylkesmannen i Buskerud, Miljøvernavdelingen. 1989b. Rapport nr.1. Utbredelse og effekt av lakseparasitten Gyrodactylus salaris på Østlandet 1988.
- Heggenes, J. 1988. Physical habitat selection by brown trout (Salmo trutta) in riverine systems. Nordic J. Freshw. Res. 64: 74-90.
- Heggenes, J. & Traaen, T. 1988. Daylight responses to overhead cover in stream channels for fry of four salmonid species. Holarc. Ecol. 11: 194-201.
- Heggenes, J. 1990. Habitat utilization and preferences in juvenile Atlantic Salmon (Salmo salar) in streams. (submitted for publication, Dr. thesis).

- Huitfeldt-Kaas, H. 1916. Om indsættelse av nye sorter fiskeaat i vore fiskevand. Fiskeriinspektørens indberetning om ferskvandsfiskeriene for 1912-1913. Landbruksdep. Kristiania.
- Hynes, H.B.N. 1960. The biology of polluted waters. University of Liverpool Press, 202 s.
- Hynes, H.B.N. 1961. The invertebrate fauna of a Welsh mountain stream. Arch.Hydrobiol.57: 344-388.
- Hynes, H.B.N. 1975. The stream and its valley. Verh. Internat. Verein. Limnol. 19: 1-15.
- Jensen, A.J. 1983. Oppgang av laks i Vefsnavassdraget i forhold til vannføring og vanntemperatur. Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk. Reguleringsundersøkelsene, Rapp.6 - 1983.
- Lewis, S.L. 1969. Physical factors influencing fish populations in pools of a trout stream. Trans. Amer. Fish. Soc. 98: 14-19.
- Lowrance, R., Todd, R., Fail, J., Hendrickson, O., Leonard, R., & Asmussem, L. 1984. Riparian forests as nutrient filters in agricultural watersheds. BioScience 34: 374-377.
- Madsen, B.L. 1985. Vandløbene og deres omgivelser. Stads- og havneingeniøren 3: 61-64.
- Naiman, R.J., Decamps, H., Pastor, J. & Johnston, C.A. 1988. The potencial importance of boundaries to fluvial ecosystems. J. N. Am. Benthol. Soc. 7: 289-306.
- Petersen, R.C., Madsen, B.L., Wilsbach, M.A., Magadza, C.H.D., Paarlberg, A., Kullberg, A. & Cummins, K.W. 1987. Ambio Vol. 16 No. 4: 166-179.

- Ricker, W.E. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. Bull. Fish. Res. Bd. Can. 191: 1-328.
- Miljøstyrelsens ferskvannslaboratorium, publ.19. 1984. Vedlikeholdelse og restaurering af vandløb. Tekniske anvisninger. 2.reviderede udgave.
- Schmidt-Nielsen, S. & Printz, H. 1915. Drammenselvans forurensning ved træmasse-, cellulose- og papirfabrikkerne 1911 og 1912. Landbruksdep. Kristiania.
- Skaugrud, Ø. & Johnsen, K. 1980. Liervassdraget. Undersøkelser i vassdraget 1977-1979. Buskerud fylkeskommune v/plan- og utbyggingsavdelingen.
- Sportfiskernes leksikon 2. 1968. Gyldendal Norsk Forlag A/S. Oslo.
- Sæter, L., Brabrand, Å og Dzikowska, Z. 1988. Modum-prosjektet: Undersøkelse av fisk, bunndyr og driv i Snarumselva og Drammenselva, Buskerud fylke, i forbindelse med endret regulering. Lab. ferskv. inlandsfiske, Rapp.nr.103.
- Townsend, C.R. & Hildrew, A.G. 1976. Field experiments on the drifting, colonization and continuous redistribution of stream benthos. J. anim. Ecol. 45: 759-772.
- Tyrifjordundersøkelsen 1978-1981. Sammenfattende sluttrapport. Tyrifjordutvalget 1983. NIVA, Oslo.
- Ward, J.V. & Stanford, J.A. 1982. Thermal responses in the evolutionary ecology of aquatic insects. Ann. Rev. Entomol. 27: 97-117.
- Zipin, C. 1958. The removal method of population estimation. J.Wildl.Mgmt. 22: 82-90.