

654

OPPDRAKSMELDING

Vandring hos laks ved Rygene
kraftverk i Nidelva, Aust-Agder
- telemetriundersøkelser 1999

Eva B. Thorstad
Finn Økland
Hans Mack Berger
Frode Kroglund



NINA • NIKU

NINA Norsk institutt for naturforskning

Vandring hos laks ved Rygene
kraftverk i Nidelva, Aust-Agder
- telemetriundersøkelser 1999

Eva B. Thorstad
Finn Økland
Hans Mack Berger
Frode Kroglund

NINA•NIKUs publikasjoner

NINA•NIKU utgir følgende faste publikasjoner:

NINA Fagrapport

NIKU Fagrapport

Her publiseres resultater av NINAs og NIKUs eget forskningsarbeid, problemoversikter, kartlegging av kunnskapsnivået innen et emne, og litteraturstudier. Rapporter utgis også som et alternativ eller et supplement til internasjonal publisering, der tidsaspekt, materialets art, målgruppe m.m. gjør dette nødvendig.

Opplag: Normalt 300-500

NINA Oppdragsmelding

NIKU Oppdragsmelding

Dette er det minimum av rapportering som NINA og NIKU gir til oppdragsgiver etter fullført forsknings- eller utredningsprosjekt. I tillegg til de emner som dekkes av fagrapportene, vil oppdragsmeldingene også omfatte berøringsrapporter, seminar- og konferanseforedrag, årsrapporter fra overvåkningsprogrammer, o.a.

Opplaget er begrenset. (Normalt 50-100)

NINA•NIKU Project Report

Serien presenterer resultater fra begge instituttenes prosjekter når resultatene må gjøres tilgjengelig på engelsk. Serien omfatter original egenforskning, litteraturstudier, analyser av spesielle problemer eller tema, etc.

Opplaget varierer avhengig av behov og målgrupper.

Temahefter

Disse behandler spesielle tema og utarbeides etter behov bl.a. for å informere om viktige problemstillinger i samfunnet. Målgruppen er "almenheten" eller særskilte grupper, f.eks. landbruket, fylkesmennenes miljøvern-avdelinger, turist- og friluftlivskretser o.l. De gis derfor en mer populærfaglig form og med mer bruk av illustrasjoner enn ovennevnte publikasjoner.

Opplag: Varierer

Fakta-ark

Hensikten med disse er å gjøre de viktigste resultatene av NINA og NIKUs faglige virksomhet, og som er publisert andre steder, tilgjengelig for et større publikum (presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivåer, politikere og interesserte enkeltpersoner).

Opplag: 1200-1800

I tillegg publiserer NINA og NIKU-ansatte sine forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler, gjennom populærfaglige tidsskrifter og aviser.

Thorstad, E.B., Økland, F., Berger, H.M. & Kroglund, F. 2000. Vandring hos laks ved Rygene kraftverk i Nidelva, Aust-Agder - telemetriundersøkelser 1999. - NINA Oppdragsmelding 654: 1-30.

Trondheim, juni 2000

ISSN 0802-4103

ISBN 82-426-1146-7

Forvaltningsområde:

Naturinngrep

Impact assessment

Rettighetshaver ©:

Stiftelsen for naturforskning og kulturminneforskning

NINA•NIKU

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon:

Tor F. Næsje

NINA•NIKU, Trondheim

Design og layout:

Synnøve Vanvik

Sats: NINA•NIKU

Kopiering: Norservice

Opplag: 220

Kontaktadresse:

NINA•NIKU

Tungasletta 2

7485 Trondheim

Tel: 73 80 14 00

Fax: 73 80 14 01

Tilgjengelighet: Åpen

Prosjekt nr.: 13165 Laksevandring i Arendalsvassdraget

Ansvarlig signatur:

Tor F. Næsje

Oppdragsgiver:

Aust-Agder Kraftverk

Referat

Thorstad, E.B., Økland, F., Berger, H.M. & Kroglund, F. 2000. Vandring hos laks ved Rygene kraftverk i Nidelva, Aust-Agder - telemetriundersøkelser 1999. - NINA Oppdragsmelding 654: 1-30.

Eva B. Thorstad, Finn Økland & Hans Mack Berger, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7485 Trondheim.
Frode Kroglund, Norsk institutt for vannforskning, Televn. 1, 4891 Grimstad

I forbindelse med drift av Rygene kraftverk i Nidelva, Aust-Agder, ble det gjennomført undersøkelser av oppvandring hos laks ved kraftverksutløpet ved Helle og i minstevannføringsløpet Helle-Rygene. Minstevannføringen som ble sluppet var 5 m³/s, og vannføringen i kraftverket var 36-174 m³/s. I perioden 21. august - 2. september 1999 ble 42 laks (52-108 cm) merket med radiosender og satt ut i elva nedstrøms Helle. Etter utsetting ble fisken registrert av en datalogger ved kraftverksutløpet ved Helle, samt peilet manuelt hver 3. dag fram til 27. november og deretter ca. hver 16. dag fram til 17. januar.

Av de merkede fiskene vandret 74 % (n = 31) opp til kraftverksutløpet ved Helle. Disse ble registrert ved Helle ved 27 % av alle peilingene. Sju laks ble registrert med opphold > 1 time inne i tunnelen (til sammen 12 ganger, 1-4 ganger per fisk). Varigheten på oppholdene var gjennomsnittlig 14 t 59 min (variasjonsbredde 1 t 24 min - 76 t 56 min). Seksti prosent (n = 25) av fisken vandret opp i minstevannføringsløpet. Ti av fiskene ble registrert så langt oppe i minstevannføringsløpet som ovenfor Strubru (hvor E18 krysser elva), men ingen passerte dammen ved Rygene. I minstevannføringsløpet så vandringen ut til å bli forsinket i strykene ovenfor Vadretet og ved terskelen ved Kalvehagfossen. Resultatene indikerte også en forsinkelse ved terskelen ovenfor Strubru. Alle potensielle vandringshindre ble imidlertid i flere tilfeller raskt passert av enkeltindivider, slik at ingen steder i minstevannføringsløpet utpekte seg som totale eller svært vanskelige vandringshindre. Vandringshindrene kan imidlertid forsinke laksen i oppvandringen, og det er mulig at summen av vandringshindre sammen med lav vannføring reduserer vandringsmotivasjonen.

Resultatene ble sammenlignet med en tilsvarende undersøkelse fra 1997 ved minstevannføring 3 m³/s i minstevannføringsløpet. Fisken oppholdt seg hovedsakelig inne i tunnelen da de ble registrert ved Helle i 1997, mens i 1999 oppholdt laksen seg i liten grad inne i tunnelen. Imidlertid var det ingen forskjeller i andelen fisk som vandret opp i minstevannføringsløpet mellom de to årene. Tiden fra merking og utsetting til første registrering i minstevannføringsløpet var heller ikke forskjellig. Undersøkelsene viste at oppvandrende laks ble hindret og forsinket i oppvandringen ved tunnelutløpet ved Helle og videre i minstevannføringsløpet både ved minstevannføring 3 og 5 m³/s. Mulige tiltak for å lette oppvandringen diskuteres i rapporten.

Emneord: Laks, telemetri, vandring, kraftverksutløp, minstevannføring.

Abstract

Thorstad, E.B., Økland, F., Berger, H.M. & Kroglund, F. 2000. Migration of Atlantic salmon at Rygene power station in the River Nidelva, Aust-Agder county - telemetry studies in 1999. - NINA Oppdragsmelding 654: 1-30.

Upstream migration of Atlantic salmon was studied at the tunnel outlet of Rygene power station on the River Nidelva, Aust-Agder county and in the regulated river stretch between the tunnel outlet at Helle and the dam at Rygene. Residual flow in this river stretch was 5 m³/s and water discharge from the power station tunnel was 36-174 m³/s. During 21 August - 2 September 1999, 42 adult Atlantic salmon (52-108 cm) were radio tagged and released downstream of Helle. Subsequent to release, the fish were recorded by a data logger at the tunnel outlet. In addition, the fish were manually tracked in the river every third day until 27 November and approximately every sixteenth day until 17 January.

Of the tagged fish, 74 % (n = 31) migrated up to the tunnel outlet at Helle. They were recorded at Helle during 27 % of the manual trackings. Seven salmon stayed for more than an hour inside the tunnel (together 12 times, 1-4 times per fish). The duration of stay inside the tunnel was on average 14 h 59 min (range 1 h 24 min - 76 h 56 min). Sixty per cent (n = 25) of the salmon passed the tunnel outlet and entered the residual flow stretch. Ten of the salmon were recorded upstream of Strubru (where E18 crosses the river), but none passed the dam at Rygene. On the residual flow stretch, upstream migrating salmon seemed to be delayed in the rapids upstream of Vadretet and at the weir in Kalvehagfossen. The results also indicated that the salmon were delayed at the weir upstream of Strubru. All the potential migration barriers were quickly passed by some individuals, showing that there were no impossible or very difficult migration barriers in the residual flow stretch. However, the migration barriers that did exist seemed to delay the upstream migration, and the migration motivation may have been reduced due to a combination of low water discharge and several minor migration barriers along the river stretch.

The results were compared to a similar study in 1997 with a residual flow of 3 m³/s. In 1997, the fish stayed mainly inside the power station tunnel when they were recorded at Helle, while they stayed mainly outside the tunnel in 1999. However, there were no differences in the proportion passing the tunnel outlet at Helle and entering the residual flow stretch between the two years. Time from release to first recording in the residual flow stretch were not different between the two years. The results showed that salmon were delayed in their upstream migration at the tunnel outlet and on the residual stretch at both residual flows 3 and 5 m³/s. Possible actions to facilitate the upstream migration are discussed.

Key words: Atlantic salmon, telemetry, upstream migration, power station, tunnel outlet, residual flow.

Eva B. Thorstad, Finn Økland & Hans Mack Berger, Norwegian Institute for Nature Research, Tungasletta 2, NO-7485 Trondheim.

Frode Kroglund, Norwegian Institute for Water Research, Televn. 1, NO-4891 Grimstad

Forord

For å imøtekomme konsesjonskrav og få godkjent manøvreringsreglement for minstevannføring og fiskeoppgang ved Rygene kraftverk i Nidelva, tok Aust-Agder kraftverk (AAK, nå Aust-Agder energi og produksjon, AAEP) sammen med Fylkesmannens miljøvernavdeling i Aust-Agder initiativ til å få undersøkt forholdene for laks i Nidelva nedstrøms Rygene. Undersøkelser av oppvandring hos radiomerket laks og sjørret ved Rygene kraftverk ble gjennomført ved minstevannføring 3 m³/s i 1997 (Thorstad et al. 1998a) og 5 m³/s i 1999 (denne rapporten). AAK var oppdragsgiver og finansierte prosjektene. Karl Kristensen var prosjektleder ved AAK. Vannkjemiske undersøkelser ble utført i samarbeid med Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Fylkesmannens miljøvern-avdeling v/Dag Matzow hadde kvalitetskontroll av prosjektet.

Bjørn Jørgensen og Olaf Olsen utførte fangst og peiling av fisken og har vært til stor hjelp under hele feltdelen av prosjektet. Andreas og Svein Andersen hjalp til med å sette ut kilenøter. Jonny Helgesen, Jan Arild Myrvang, Leif G. Nygård, Vidar Reiersen og Knut Østlien hjalp til ved behov under fangst, transport og peiling av fisk. Per Øyvind Gustavsen og Dag Matzow (Fylkesmannens miljøvern-avdeling) hadde etter-syn med dataloggeren som registrerte fisk ved Helle. Edgar Ommundsen (Arendals Vasdrags Brugseierforening, AVB) hadde ansvar for registreringer av vanntemperatur og vann-stand i minstevannføringsløpet. De ansatte ved Rygene kraftverk bisto med hjelp under alle faser av det praktiske arbeidet og hadde ansvar for innsamling av vannprøver. Vannprøvene ble analysert ved NINA analyselaboratorium. Gunnel Østborg (NINA) analyserte skjellprøver fra radiomerket fisk. Kari Sivertsen (NINA) laget figur 1, 4, 6, 7 og 8. Lorraine Fleming korrigererte språket i abstract. Ola Ugedal leste gjennom og kommenterte en tidligere versjon av rapporten.

Vi vil takke alle for god hjelp og et godt samarbeid.

Trondheim, juni 2000

Eva Thorstad
prosjektleder

Innhold

Referat.....	3
Abstract.....	4
Forord.....	5
1 Innledning.....	6
2 Områdebeskrivelse.....	7
2.1 Nidelva og Arendalsvassdraget.....	7
2.2 Fiskebestander.....	7
2.3 Rygene kraftverk.....	8
3 Materiale og metoder.....	9
3.1 Fangst og radiomerkning av fisk.....	9
3.2 Registrering av fisk etter merking og utsetting.....	11
3.3 Carlin-merking.....	12
3.4 Registrering av vannkvalitet, vanntemperatur og vannføring.....	14
4 Resultater.....	14
4.1 Registrering av fisk etter merking og utsetting.....	14
4.2 Registrering av fisk ved Helle.....	14
4.3 Registrering av fisk i minstevannføringsløpet.....	14
4.4 Carlin-merket fisk.....	17
4.5 Vannkvalitet i kraftverkstunnelen og i minstevannføringsløpet.....	17
5 Diskusjon.....	23
6 Konklusjon.....	25
7 Tiltak.....	26
8 Litteratur.....	27
Vedlegg 1 Resultater fra analyser av vannprøver.....	28

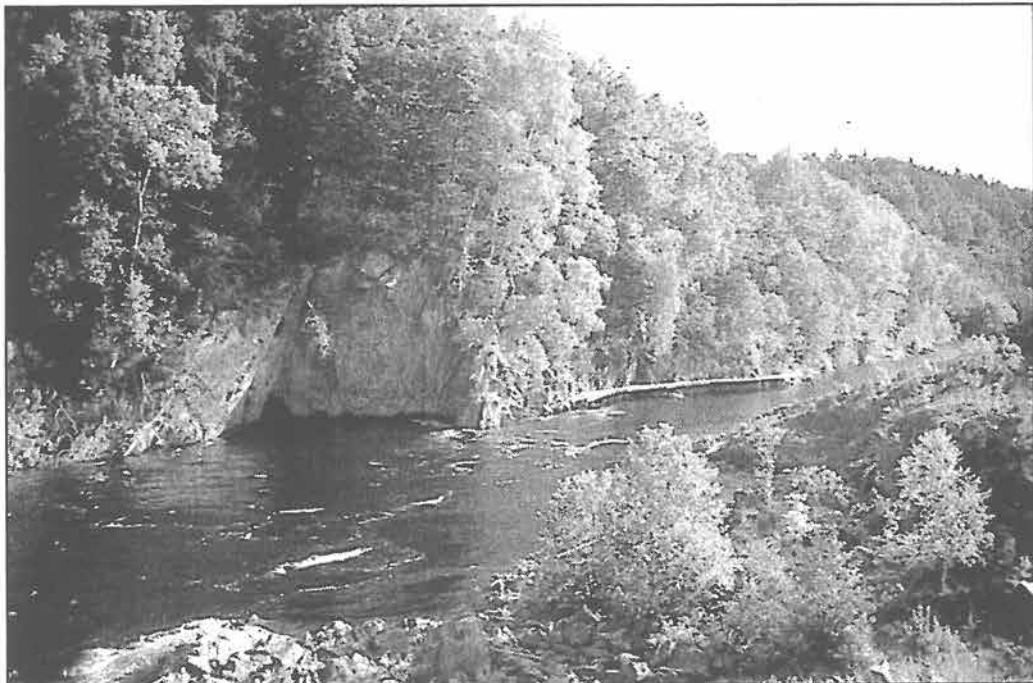
1 Innledning

Aust-Agder kraftverk (AAK) tok initiativ til undersøkelser av forholdene for oppvandrende laks (*Salmo salar*) i Nidelva i forbindelse med drift av Rygene kraftverk. Målsettingen var å imøtekomme konsesjonskrav og få godkjent manøvreringsreglement for minstevannføring og fiskeoppgang ved kraftverket. Forholdene ble utredet i et forprosjekt, hvor det ble anbefalt å kartlegge problemer og finne løsninger i forhold til laksens vandringer forbi kraftverksutløpet ved Helle og videre oppover minstevannføringsløpet til Rygene (Thorstad et al. 1997).

I 1997 ble det gjennomført en undersøkelse med radiomerking av 17 laks og 1 sjørret i nedre deler av Nidelva (Thorstad et al. 1998a). Radiomerket fisk ble registrert ved datalogging ved Helle og manuell peiling opp til Rygene. Etter ønske fra oppdragsgiver ble undersøkelsen gjennomført ved vannføring 3 m³/s i minstevannføringsløpet. Resultatene viste at laksen ble forsinket ved kraftverksutløpet ved Helle, og at flere fisk oppholdt seg inne i tunnelen i lange perioder. Tiltrekningen til kraftverkstunnelen skjedde til tross for at

vannkvaliteten var dårligere enn i minstevannføringsløpet. Bare 11 av 18 fisk passerte kraftverkstunnelen og vandret opp i minstevannføringsløpet. Disse spredte seg på hele strekningen Helle-Rygene Ingen steder i minstevannføringsløpet utmerket seg som hovedhindre for oppvandring. Resultatene tydet på manglende motivasjon til å vandre ved lav vannføring og/eller motivasjonssvikt på grunn av summen av flere vandringshindre i minstevannføringsløpet (Thorstad et al. 1997).

Tilsvarende forsøk ble gjennomført ved en minstevannføring på 5 m³/s i 1999. Konsesjonsvilkårene ble tidligere oppfylt ved å ukentlig slippe gjennomsnittlig 4,8 m³/s vann ned minstevannføringsløpet, det vil si 3 m³/s pluss lokkeflommer fire dager per uke. Bare fisk som oppholder seg like utenfor tunnelutløpet ved Helle og i minstevannføringsløpet vil berøres av lokkeflommer. Resultatene fra 1997 viste at fisken kun oppholdt seg i kort tid like utenfor tunnelutløpet, og at lokkeflommer da ville hatt liten effekt på å få fisken til å passere Helle. På bakgrunn av dette ble det bestemt å gjøre forsøk med konstant vannføring 5 m³/s i 1999. Resultatene presenteres i denne rapporten.



Tunnelutløpet og nederste del av minstevannføringsløpet ved Helle.

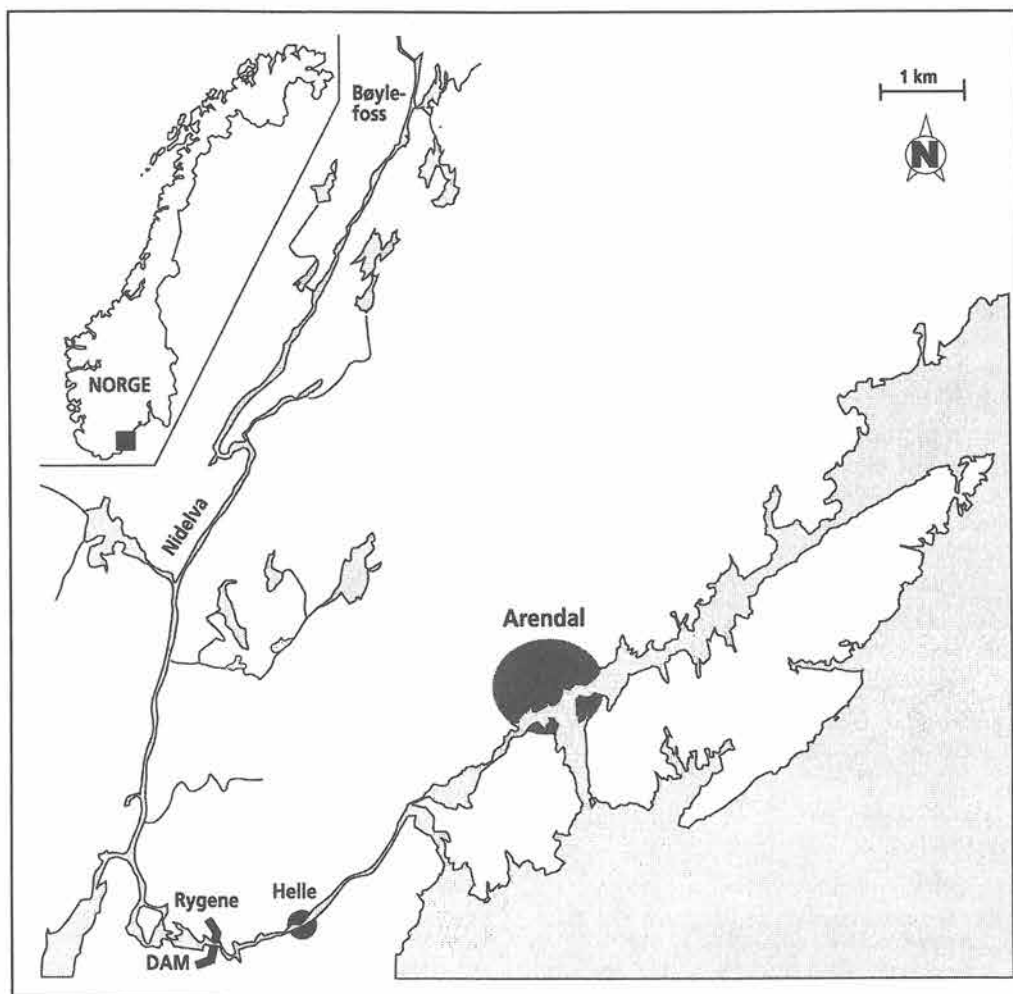
2 Områdebeskrivelse

2.1 Nidelva og Arendalsvassdraget

Nidelva (**figur 1**) (Arendalsvassdraget) er mer enn 200 km lang og dermed Norges 8. lengste (Simonsen 1995). Nedbørsfeltet for vassdraget er 4 025 m² (Simonsen 1995). Nidelva har utspring i Telemark og øvre deler av Aust-Agder og munner ut ved Arendal. Middelvannføringen er 123 m³/s, og minstevannføring ut av innsjøen Nelaug er 40 m³/s (Matzow 1995).

Deler av vassdraget ligger i maksimumssonen for sur nedbør (Muniz et al. 1979). Nedbørsfeltet ligger i et grunnfjellsområde, hvor bergartene er fattige på kalsium og har liten evne til å nøytralisere syre. Vannkvaliteten er derfor ionefattig og sur. Ved Rygene dam har pH variert mellom 4,8 og 5,6, med årsgjennomsnitt mellom 5,1 og 5,5 (Matzow 1995). Innslag av mer kalsiumrike bergarter gir lokalt bedre forhold, særlig i sidevassdrag på østsiden av Nidelva (Simonsen 1995). Under den marine grense (ca 60 m o.h. ved utløpet av elva) fører løsmasseavsetninger med høyt innhold av kalsium til bedre vannkvalitet i de nederste sidebekkene av vassdraget (Simonsen 1995).

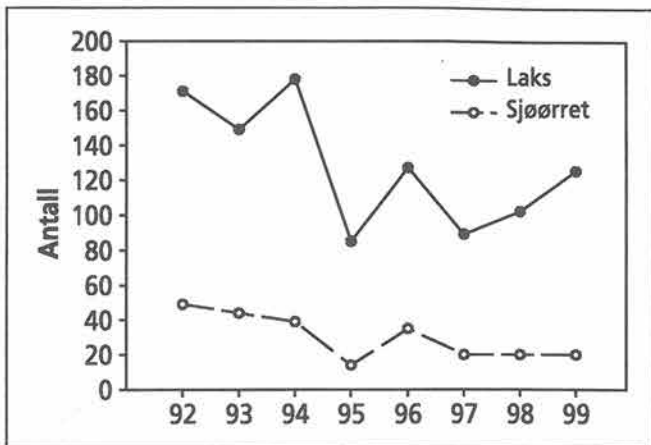
Figur 1. Nidelva med utløp ved Arendal, Aust-Agder. Rygene kraftverk har inntak ved Rygene dam og utløp ved Helle. Elvestrekningen mellom Helle og Rygene har minstevannføring.



2.2 Fiskebestander

Nidelva var fra gammelt av ei god lakseelv. Allerede fra slutten av 1800-tallet avtok laksefangstene, og på slutten av 1960-tallet var laksen nesten helt borte. Den negative utviklingen skyldes hovedsakelig sur nedbør, men også kraftutbygginger (Matzow 1995). På 1980- og 1990-tallet har det vært oppvandring av laks av ukjent opprinnelse i Nidelva, men på grunn av sur vannkvalitet er det lite sannsynlig at elva har en egen selvreproduserende stamme (Sættem & Boman 1985, Matzow 1995, Simonsen 1995).

Lakseførende strekning var fra gammelt av opp til Bøylefoss, ca 40 km fra sjøen (**figur 1**). De viktigste gyteområdene lå nedenfor Rygenefossen (Landmark 1876). Fossen ble bare enkelte år forsert av laks, på meget høy og meget lav vannføring, og neppe oftere enn hvert femte år i følge Landmark (1876). I forbindelse med kraftutbygging ble det bygd fisketrapp i Rygenefossen (Matzow 1995). I årene 1992-1999 passerte i gjennomsnitt 128 laks (variasjonsbredde 85-178) og 30 sjøørret (variasjonsbredde 14-49) fiskeslusa i Rygenefossen (data fra Dag Matzow, **figur 2**).



Figur 2. Antall laks og sjørørret som passerte fiskelesla i Rygenefossen årlig i perioden 1992-1999.

I tillegg til laks er det bestander av sjørørret, stasjonær ørret, sik (*Coregonus lavaretus*), abbor (*Perca fluviatilis*), suter (*Tinca tinca*) og gjedde (*Esox lucius*) i Nidelva. Ål (*Anguilla anguilla*) og niøye (*Petromyzonidae*) vandrer også opp i elva. Elva er tidevannspåvirket opp til Helle, og saltvannsfisk kan periodevis vandre opp dit.

2.3 Rygene kraftverk

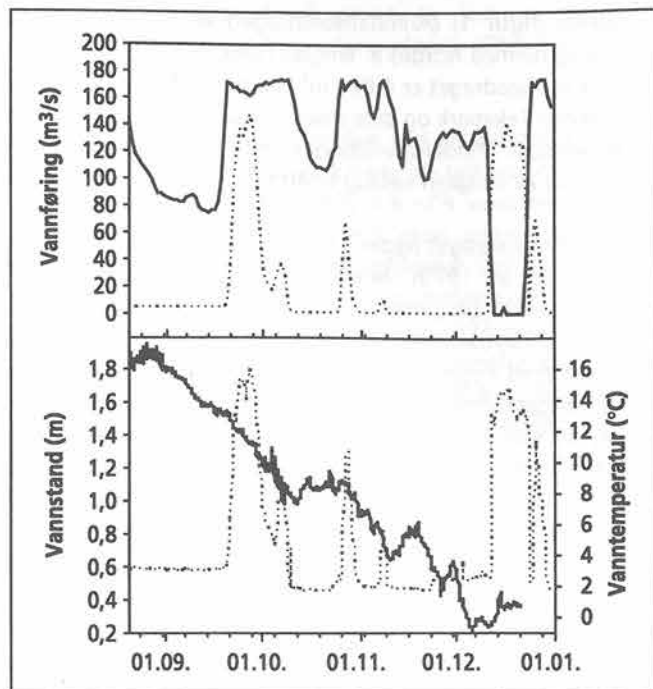
Rygene kraftverk ligger ved Nidelva, ca 14 km fra Arendal sentrum (figur 1). Det nåværende kraftverket ble tatt i bruk i 1979. Kraftverket utnytter et fall på ca 38 m fra inntaket ved Rygene dam og til utløpet ved Helle (figur 1), som ligger på tilnærmet havnivå. Kraftverket har én kaplanturbin med en kapasitet på 170 m³/s. Den midlere produksjonen ved kraftverket er 275 mill kWh per år.

I Rygenefossen ble det bygd fisketrapp i forbindelse med kraftutbygging i 1909 og ny trapp i 1914 (Matzow 1995). Trappa ble bygd om i forbindelse med bygging av nye Rygene kraftverk i 1979. I forbindelse med bygging av ny dam ble det åpnet ny fisketrapp igjen i 1991, med ei fiskesluse inne i dammen (Simonsen 1993, Grande & Matzow 1998). Oppvandrende fisk kan bare passere Rygene dam gjennom fisketrappa. Fisketrappa stenges om vinteren. I 1999 ble trappa stengt fra 14. oktober.

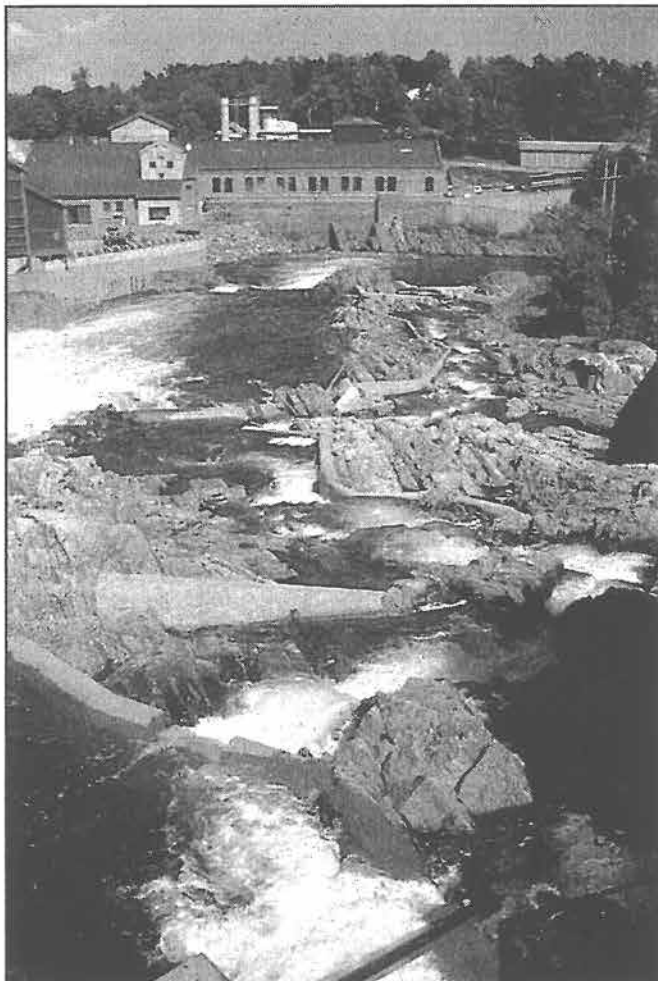
Minstevannføring som slippes i elvas hovedløp mellom Rygene og Helle er i gjennomsnitt 5 m³/s fra 1. mai til 30. september og 1 m³/s resten av året. Gjennomsnittlig vannføring på 5 m³/s er tidligere oppnådd ved å slippe 3 m³/s i tillegg til lokkeflommer 4 dager per uke (Matzow 1995). I 1999 ble det sluppet konstant minstevannføring på 5 m³/s fram til 10. oktober og etter dette 1 m³/s, bortsett fra perioder med så mye nedbør at turbinkapasiteten ble overskredet (figur 3).

Minstevannføringsløpet mellom Rygene og Helle (2,6 km lang strekning) får tilført vann fra flere sidebækker med bedre vannkvalitet enn hovedelva (Simonsen 1995). I perioder med nedbør og økt avrenning til bakkene, vil bidraget fra side-

bækker mellom Rygenefossen og Helle øke i relativ betydning til minstevannføringen. Dette medfører at vannkvaliteten i minstevannføringsløpet kan være vesentlig forskjellig fra vannkvaliteten i tunnelvannet fra kraftverket (Thorstad et al. 1998a).



Figur 3. Øverst: Vannføring (døgnmiddel) i kraftverksutløpet fra Rygene kraftverk ved Helle (heltrukket linje) og vannføring (døgnmiddel) sluppet over Rygene dam og ned i minstevannføringsløpet (prikket linje) i perioden 20. august 1999 - 1. januar 2000. Midten: Vanntemperatur (heltrukket linje) og vannstand (prikket linje) registrert fire ganger i døgnet ved Refsnesterskelen nederst i minstevannføringsløpet mellom Helle og Rygene i samme periode.



Laksetrappa ved Rygenefossen. Bildet er tatt nedover elva fra Rygene dam.

3 Materiale og metoder

3.1 Fangst og radiomerking av fisk

To kilenøter spesialtilpasset for fangst i elv, ble benyttet til å fange laks for merking på samme måte som i 1997. Kun én laks ble fanget for merking i nøtene, mens én laks ble fanget på stang i Lerestveit strømmen nedenfor Helle (**tabell 1**). De øvrige fiskene ble hentet fra trappa og slusa ved Rygene dam og transportert nedstrøms for utsetting i elva nedenfor Helle. Fiskene ble oppbevart i merd i 1-12 dager før merking og utsetting. Totalt ble 42 laks (52-108 cm) merket med radiosender i perioden 21. august - 2. september 1999 (**tabell 1**). En prøve bestående av 3-5 skjell ble tatt fra hver laks under merking. Skjellanalyser viste at minst 74 % ($n = 31$) av laksen var oppdrettslaks (**tabell 1**). I tillegg hadde fem laks klassifisert som villaks, tegn som tydet på at de kunne være rømt eller satt ut før smoltstadiet (**tabell 1**). Hvis disse fem inkluderes, hadde 86 % av laksen kulturbakgrunn. Opprinnelsen til én laks kunne ikke tydes ut fra skjellanalysen (**tabell 1**).

Ulempen med å transportere laks fra Rygene og sette ut lengre ned i elva, er at vi registrerer vandring hos laks som nettopp har vandret den ruten vi ønsker å undersøke. Laksens evne til å lære av slike erfaringer er ikke kjent. Forflytningseksperimenter har vist at kunnskap om vandringsrute som smolten tilegner seg under utvandringen, trolig blir fiksert og ikke overskygges av senere erfaringer som voksne (Hansen & Jonsson 1994). Disse eksperimentene er imidlertid ikke direkte overførbare til undersøkelsen i Nidelva. Eksperimentene gikk ut på at voksen laks ble flyttet til en fremmed elv i løpet av vinteren etter gyting, og at de dermed fikk erfaring fra en annen utvandningsrute til havet enn ved smoltutvandringen. Det viste seg at laks som overlevde til andre gangs gyting, returnerte til sin barndoms elv hvor de utvandret som smolt, og ikke til elva de ble transplantert til og hadde ferskest utvandringserfaring fra (Hansen & Jonsson 1994). Resultatene fra radiomerkingen i 1997 viste ingen forskjeller i vandring mellom laks fanget nedenfor Helle og laks transportert fra Rygene og som dermed nettopp hadde vandret den ruten som ble undersøkt (Thorstad et al. 1998a). Det var ingen signifikante forskjeller mellom disse gruppene i tid fra utsetting til ankomst Helle, oppholdstid ved Helle, andel som vandret opp i minstevannføringsløpet eller hvor langt opp i minstevannføringsløpet de vandret (Thorstad et al. 1998a).

Radiosenderne (modell 7PN fra Advanced Telemetry Systems, ATS) ble festet eksternt til fisken med ståltråd gjennom ryggmuskulaturen. Senderne var 3,8 cm lange, 2,0 cm brede, 1,0 cm tykke, veide 3,4 g i vann og 14,0 g i luft. Garantert levetid var 170 dager. Signalene var i frekvensområdet 142.150-142.500 MHz. Individuelle fisk kunne gjenkjennes ved at hver sender hadde en unik kombinasjon av frekvens og pulsrate. Fisk nr 31-42 ble merket med radiosendere som var til overs fra undersøkelsen i 1997. Levetiden kan være noe kortere for gamle sendere enn for nye.

Tabell 1. Radiomerkede laks i Nidelva 1999.

Fisk nr	Frekvens (kHz)/ Pulsrate (pulser per min)	Type 1 = villaks 2 = oppdrett 3 = usikker	Kjønn 1 = hann 2 = hunn	Total lengde (cm)	Fangst- sted	Dato fangst	Dato utsetting	Klokke- slett utsetting	Gjen- fanget
1	163/45	1*	1	52	trapp	20.08.	21.08.	12.48	x
2	193/45	2	1	81	trapp	20.08.	21.08.	12.55	
3	183/45	1	2	55	trapp	20.08.	21.08.	13.02	
4	173/45	1*	2	64	trapp	20.08.	21.08.	13.08	
5	204/45	2	2	54	trapp	20.08.	21.08.	13.22	
6	213/45	2	2	57	sluse	20.08.	21.08.	13.30	x
7	223/45	2	1	57	sluse	20.08.	21.08.	13.34	x
8	232/45	2	1	69	sluse	20.08.	21.08.	13.38	
9	242/45	2	1	55	sluse	20.08.	21.08.	13.52	
10	263/45	1*	1	64	sluse	20.08.	21.08.	14.03	
11	273/45	2	2	60	sluse	20.08.	21.08.	14.15	
12	283/45	2	1	60	sluse	20.08.	21.08.	14.24	x
13	292/45	2	1	52	sluse	20.08.	21.08.	14.32	
14	273/60	1	1	108	not 1	09.08.	21.08.	14.00	
15	152/45	2	2	77	trapp	11.08.	21.08.	12.11	x
16	243/60	2	1	55	på stang	26.08.	02.09.	10.20	
17	283/60	2	1	55	sluse	01.09.	02.09.	10.30	
18	213/60	2	1	61	sluse	27.08.	02.09.	10.40	x
19	193/60	1*	1	56	sluse	01.09.	02.09.	10.50	
20	153/60	3	2	60	sluse	01.09.	02.09.	11.20	
21	163/60	2	2	55	trapp	01.09.	02.09.	11.30	
22	173/60	2	2	56	sluse	01.09.	02.09.	11.35	
23	183/60	2	1	50	sluse	01.09.	02.09.	11.45	
24	203/60	2	1	65	sluse	01.09.	02.09.	12.00	
25	223/60	2	1	70	sluse	27.08.	02.09.	12.05	
26	232/60	2	1	61	sluse	01.09.	02.09.	12.10	x
27	252/60	2	2	55	sluse	01.09.	02.09.	12.20	x
28	262/60	2	?	63	sluse	01.09.	02.09.	12.25	
29	252/45	2	1	63	trapp	01.09.	02.09.	12.33	
30	293/60	2	1	69	trapp	01.09.	02.09.	12.45	x
31	480/45	2	?	66	trapp	01.09.	02.09.	12.50	
32	410/45	2	1	60	sluse	01.09.	02.09.	13.00	
33	470/45	2	1	64	sluse	01.09.	02.09.	13.05	
34	421/45	1*	1	60	trapp	27.08.	02.09.	13.12	x
35	459/45	2	?	70	sluse	01.09.	02.09.	13.20	
36	370/45	1	1	66	sluse	27.08.	02.09.	13.27	
37	499/45	1	2	80	sluse	27.08.	02.09.	13.37	
38	379/45	2	1	60	trapp	01.09.	02.09.	13.42	
39	399/45	2	1	68	trapp	01.09.	02.09.	13.48	
40	439/45	1	1	58	trapp	27.08.	02.09.	13.55	
41	450/45	2	1	65	sluse	01.09.	02.09.	14.00	
42	360/45	2	2	56	sluse	01.09.	02.09.	14.08	

*Klassifisert som villaks ut fra skjellanalyse, men hadde rotete vekstmønster i elvevekst. Dette indikerer at de kan. ha oppdrettsbakgrunn, men at de ble satt ut eller rømte før smoltstadiet

3.2 Registrering av fisk etter merking og utsetting

Radiomerket fisk ble peilet manuelt (mottaker modell R2100, ATS) hver 3. dag i perioden 23. august - 27. november og ca hver 16. dag i perioden 27. november - 17. januar. Ved peiling ble fisken posisjonert til ± 250 m. Posisjoner ble plottet på et kart med målestokk 1: 5 000 i minstevannføringsløpet og målestokk 1: 50 000 nedstrøms minstevannføringsløpet. Posisjoner ble senere beregnet som avstand (langs midten i elva) fra Hammeren bru, som er veien over elva mellom Asdal og Rød. Posisjoner nedstrøms brua fikk negativt fortegn og posisjoner oppstrøms brua positivt fortegn. Radiomerket fisk kan ikke peiles i sjøen på grunn av at høyt elektrolyttinnhold reduserer rekkevidden til senderne ned mot null.

En datalogger (modell DCCII med multiplex fra ATS) som automatisk og kontinuerlig registrerte radiomerket fisk ble installert ved tunnelutløpet ved Helle (**figur 4**). Fire antenner ble benyttet på samme måte som i 1997 (Thorstad et al. 1998a):

- 1) Antenne som registrerte fisk i elva like nedenfor kraftverksutløpet.
- 2) Antenne som registrerte fisk like utenfor kraftverksutløpet.
- 3) Undervannsantenne som registrerte fisk like utenfor kraftverksutløpet.
- 4) Antenne som registrerte fisk som vandret opp minstevannføringsløpet.

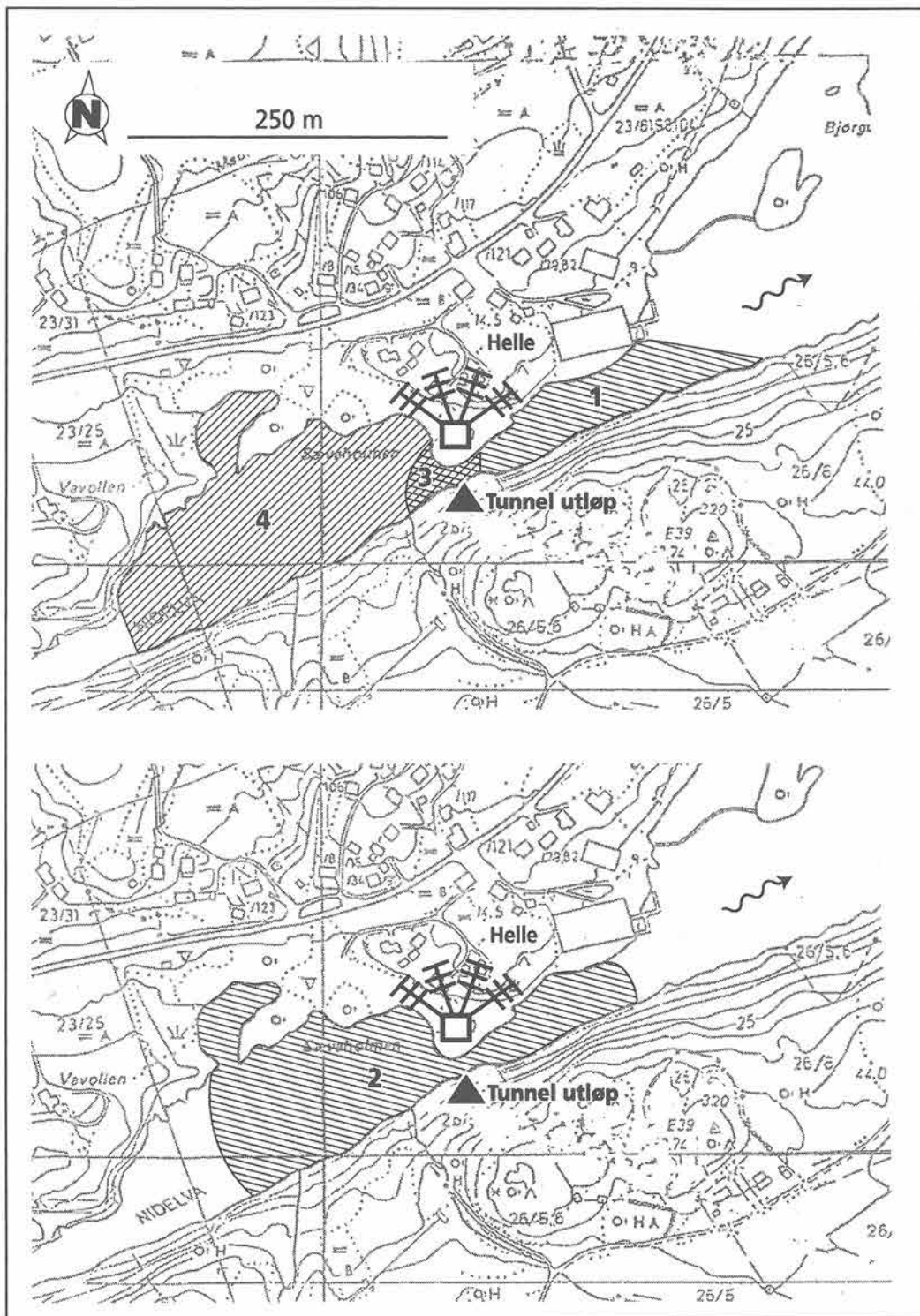
Dekningsområdet for de ulike antennene (**figur 4**) ble grundig testet på samme måte som i 1997 (Thorstad et al. 1998a). Med dette dataloggeoppsettet registrerte vi fisk som ankom området i elva ved kraftverksutløpet. Vi registrerte hvor lenge de oppholdt seg i dette området, om de vandret inn i kraftverkstunnelen og hvor lenge de eventuelt oppholdt seg i kraftverkstunnelen. Vi registrerte også om de vandret nedover i elva igjen etter å ha vandret opp til kraftverksutløpet, eller om de fortsatte videre oppover i minstevannføringsløpet.

Dataloggeren ble programmert slik at det ble lyttet på hver frekvens etter tur. På hver frekvens ble det lyttet på de fire antennene etter tur i 10 sekunder på hver antenne. Hvis det ikke ble registrert signaler innen 4 sekunder ble imidlertid lyttingen på den aktuelle antennen avbrutt til fordel for lytting på neste antenne. Tidspunkt, frekvens, antennennummer, antall pulser og signalstyrke ble lagret når antall registrerte pulser var mellom 5 og 22.

For å sikre datainnsamlingen ble det i tillegg installert en datalogger med én antenne på samme sted. Denne dataloggeren ble tilkoblet en stor antenne med et dekningsområde som de fire antennene på den andre dataloggeren til sammen. Registreringene fra denne dataloggeren kunne bare benyttes til å registrere oppholdstid ved Helle, men ikke detaljert hvor laksen befant seg eller om de vandret inn i tunnelen.

Peiling etter radiomerket laks ved Helle. Fra venstre Bjørn Jørgensen, Knut Østlien og Olaf Olsen.





Figur 4. Dekningsområde for antenne nr 1-4 koblet til dataloggestasjon som registrerte radiomerket fisk ved Helle. (Pil viser retning på vannstrømmen.)

Dataloggerregistreringer for fisk nr 1, 26 og 29 var delvis mangelfulle. Dette kan skyldes at frekvensene på senderne hadde forskjøvet seg noe i løpet av undersøkelsen. I tillegg var resultatene for fisk nr 2 og 19 vanskelig å tolke i enkelte perioder da begge oppholdt seg ved Helle, fordi senderne hadde samme frekvens. Senderne hadde ulike pulsrater, men pulsratene kan være vanskelig å skille ved bruk av datalogsystemet som ble benyttet i denne undersøkelsen.

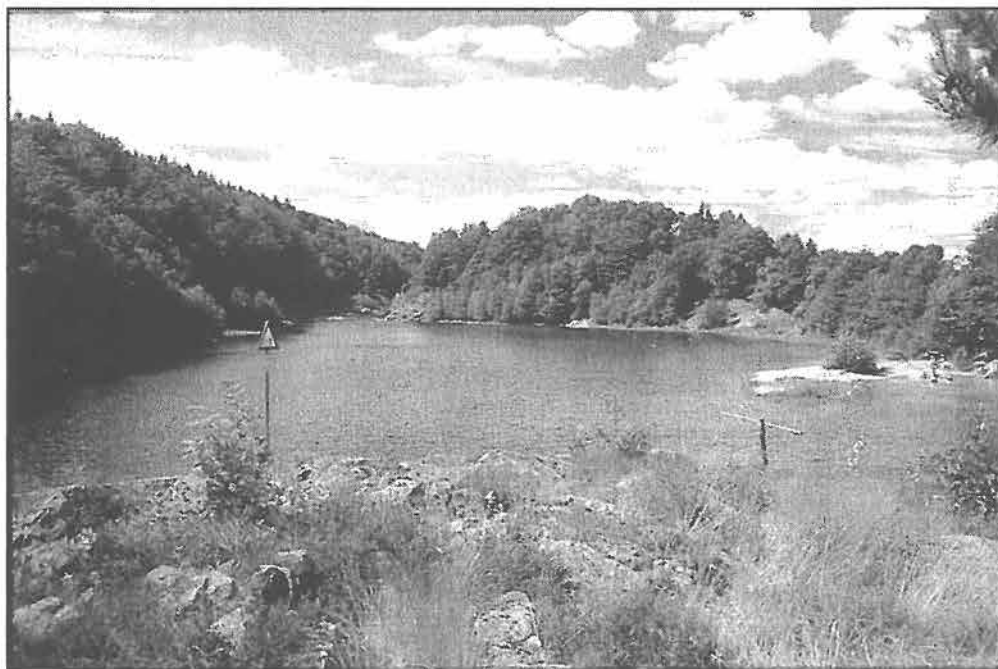
3.3 Carlin-merking

I tillegg til de radiomerkede fiskene ble fire laks og én sjørørret merket med Carlin-merke (lite nummerert plastmerke) (tabell 2). Disse ble hentet fra Rygene og satt ut i elva etter merking på samme sted som de radiomerkede. Carlin-merket ble festet til fisken med ståltråd ved ryggfinnen.

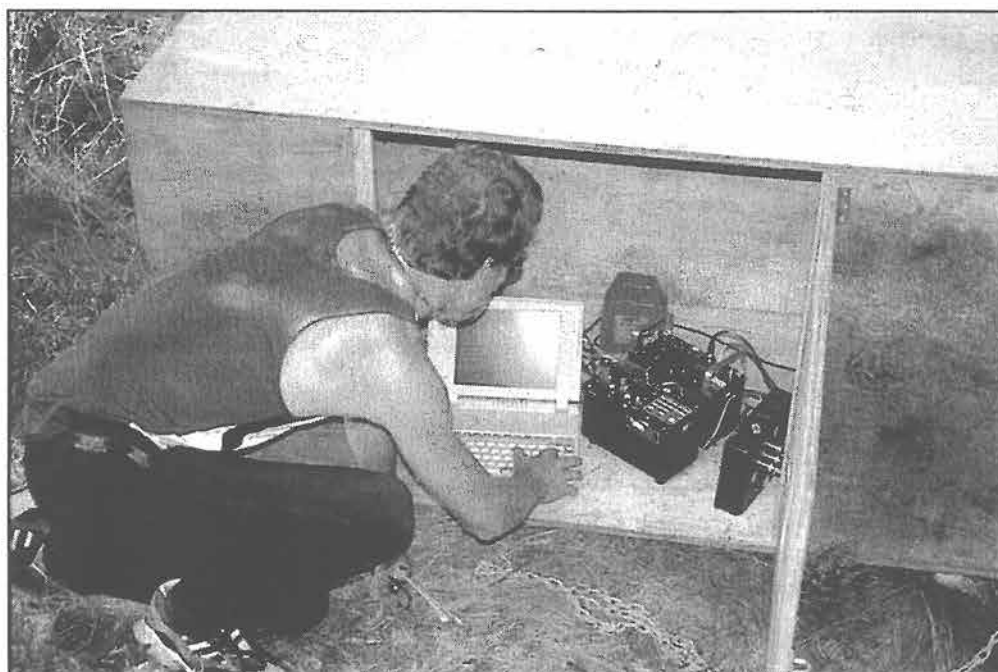
Tabell 2. Carlinmerkede laks og sjørret i Nidelva 1999.

Fisk nr	Merke nr	Art og type 1 = villaks 2 = oppdrettslaks 3 = laks, usikker type 4 = sjørret	Kjønn 1 = hann 2 = hunn	Total lengde (cm)	Fangst- sted	Dato fangst	Dato utsetting	Klokke- slett utsetting
43	NS72018	4	2	56	trapp	27.08.	02.09.	14.20
44	NS72015	1	?	57	trapp	27.08.	02.09.	14.25
45	NS72017	3	1	71	trapp	27.08.	02.09.	14.30
46	NS72010	1	2	45	sluse	27.08.	02.09.	14.37
47	NS72011	2	1	55	trapp	01.09.	02.09.	14.42

Dekningsområdet for data-loggerens antenne 4 ovenfor tunnelutløpet ved Helle. Selve antennen kan ses til høyre i bildet.



Dataloggeren ved Helle. Finn Økland laster ned data.



3.4 Registrering av vannkvalitet, vanntemperatur og vannføring

Vanntemperatur og vannstand ble registrert ved en loggestasjon nederst i minstevannføringsløpet ved Refsnesterskelen av Arendals Vasdrags Brugseierforening (AVB) (**figur 3**). Verdier for hver av parametrene ble lagret 4 ganger i døgnet. Vannføring i kraftverksutløpet og vannføring sluppet over *dammen ved Rygene ble registrert ved Rygene kraftverk (døgnmiddelverdier, **figur 3**).

Vannprøver ble samlet inn hver mandag, onsdag og fredag i perioden 23. august - 12. november. Én vannprøve (250 ml) ble samlet inn nederst i minstevannføringsløpet ved Helle, og én vannprøve (250 ml) like ovenfor dammen ved Rygene ved kraftverksinntaket. Hensikten var å undersøke om vannet i kraftverksutløpet og vannet i minstevannføringsløpet ved Helle hadde ulik vannkvalitet. Det var ikke praktisk mulig å samle inn vannprøver fra kraftverksutløpet, og vannprøver for å representere vannkvaliteten i kraftverksutløpet ble derfor samlet inn ved kraftverksinntaket. Vi antar at vannkvaliteten ikke ble endret av betydning for denne undersøkelsen gjennom kraftverksturbinen og tunnelen. Vannprøvene ble analysert ved NINAs analyselaboratorium i henhold til Norsk akkreditering P071. Benyttede analysemetoder er gitt i **vedlegg 1**. Alle prøvene ble analysert for pH, mens fem prøver fra hver lokalitet ble analysert for en rekke vannkjemiske parametre.

4 Resultater

4.1 Registrering av fisk etter merking og utsetting

Umiddelbart etter utsetting vandret 60 % (n = 25) av laksen gjennomsnittlig 2,2 km (variasjonsbredde 0,9-4,7) nedstrøms i forhold til utsettingsstedet. Alle unntatt tre (nr 10, 11 og 5) vandret deretter oppstrøms igjen (**figur 5**). Åtte laks ble registrert i Lilleelv eller munningen til Lilleelv i løpet av undersøkelsen (**figur 5**, posisjon -460 til -580, fisk nr 2, 5, 20, 21, 24, 28, 33 og 36). Tre laks ble registrert i Temse fra 28. og 31. oktober og resten av undersøkelsesperioden (laks nr 24, 30 og 39). Til sammen ti laks ble rapportert gjenfanget (**tabell 3**). Sju laks ble gjenfanget i Nidelva, én i Temse og to i sjøen (**tabell 3**). I tillegg til laks som ble rapportert gjenfanget, forsvant 13 laks fra undersøkelsesområdet før 20. oktober (**figur 5**). Disse kan ha vandret ut i sjøen igjen, blitt gjenfanget uten at det ble rapportert, vandret så langt opp i Temse at de ikke har blitt registrert, eller feil kan ha oppstått ved senderne (lite sannsynlig da vi har god erfaring med driftssikkerheten på slike sendere).

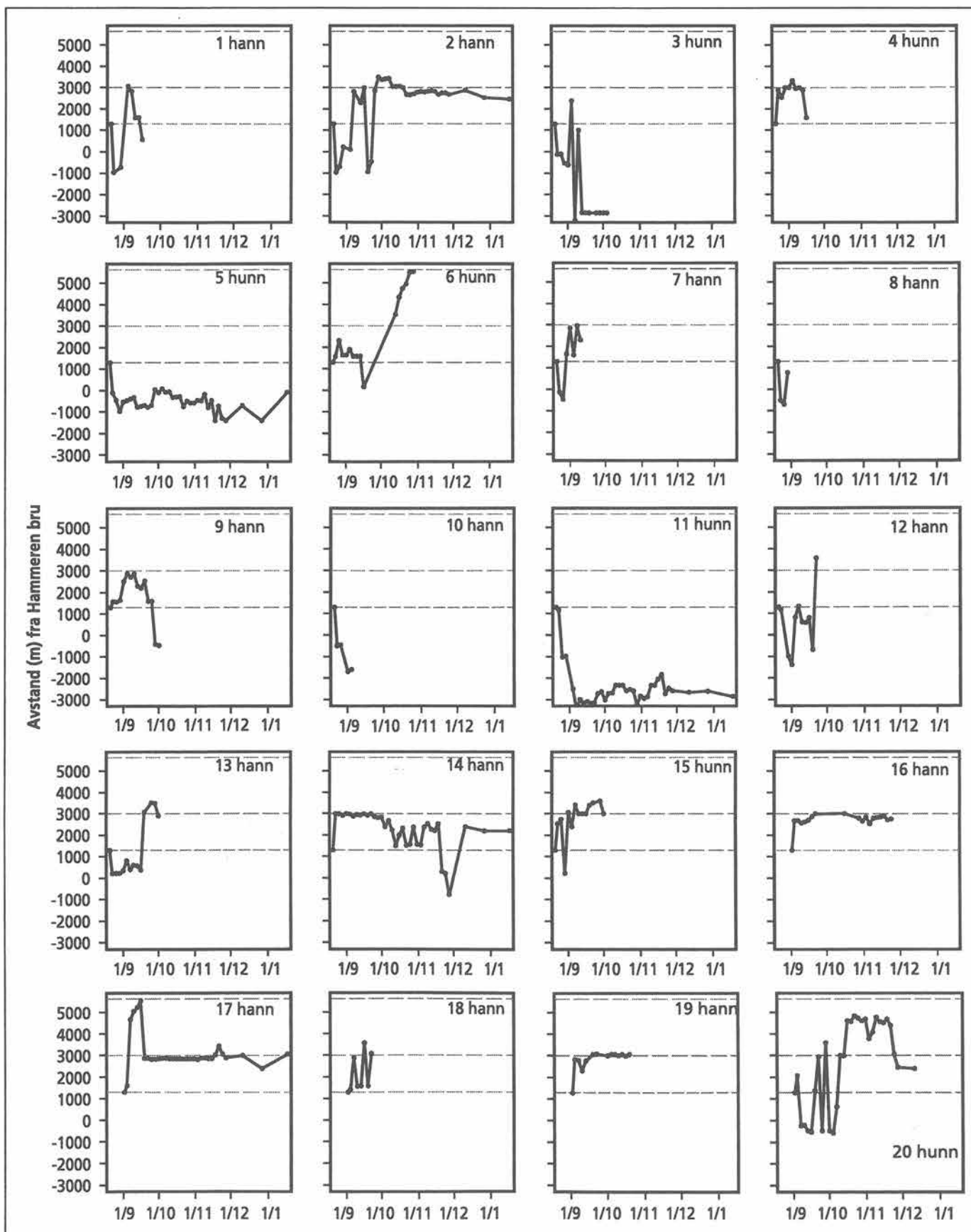
4.2 Registrering av fisk ved Helle

Av 42 merkede laks vandret 74 % (n = 31) opp til kraftverksutløpet ved Helle (**figur 5**). Etter at fisken første gang ankom Helle oppholdt de seg ved Helle gjennomsnittlig 4,1 dager (variasjonsbredde 0 - 39 dager). Ved undersøkelsen i 1997 oppholdt laksen seg i lengre tid ved Helle ved første gangs ankomst, gjennomsnittlig 22,4 dager (variasjonsbredde 0-71 dager, Mann-Whitney U test, U = 91,0, P < 0,001). Nitten fisk (45 %) vendte tilbake til Helle igjen én eller flere ganger etter vandring nedstrøms eller oppstrøms Helle (**figur 5**). Fisken som vandret opp til Helle ble gjennomsnittlig registrert ved Helle ved 27 % av peilingene (variasjonsbredde 0 - 92 %).

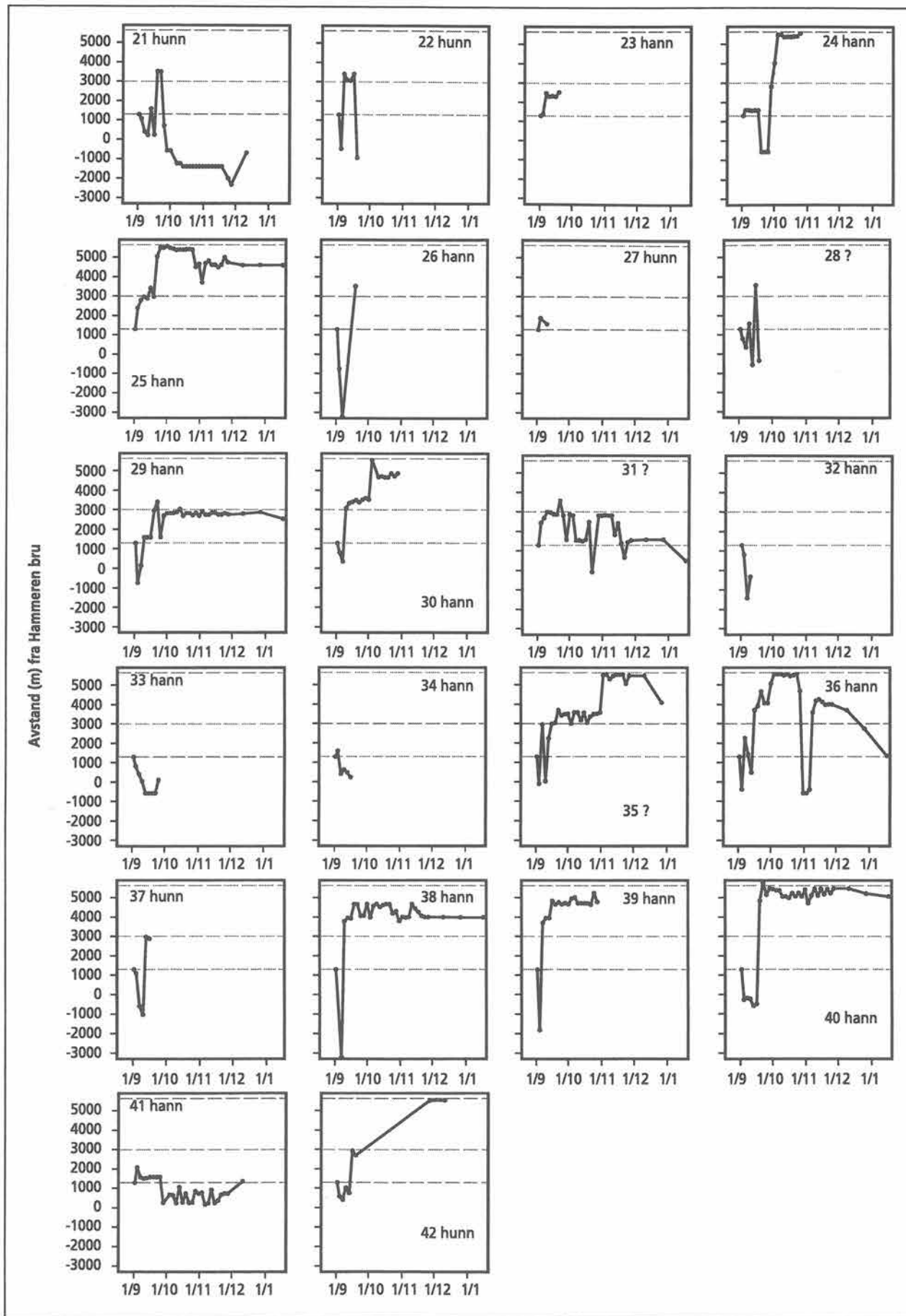
Dataloggerresultatene viste at laksen i liten grad oppholdt seg inne i kraftverkstunnelen. Sju laks ble registrert med opphold > 1 time inne i tunnelen. Disse ble til sammen registrert i tunnelen 12 ganger (1-4 ganger per fisk). Varigheten på oppholdene var gjennomsnittlig 14 t 59 min (variasjonsbredde 1 t 24 min - 76 t 56 min).

4.3 Registrering av fisk i minstevannføringsløpet

Av 42 merkede laks vandret 60 % (n = 25) opp i minstevannføringsløpet (**figur 5**). Kroppslengde var ikke forskjellig mellom laks som vandret opp i minstevannføringsløpet og laks som ikke vandret opp i minstevannføringsløpet (Mann-Whitney U test, U = 171,0, P = 0,29). Av laksen som vandret opp til Helle etter merking, var andelen som vandret videre opp i minstevannføringsløpet ikke forskjellig mellom under-



Figur 5. Vandrings hos radiomerket laks i Nidelva fra utsetting i 1999 til siste peiling 17. januar 2000. Prikker angir posisjoner ved peiling. Posisjoner er angitt som avstand fra Hammeren bru, som er veien over elva mellom Asdal og Rød. Nederste stiplede linje i figurene ved 1300 m angir utsettingsstedet. Midterste stiplede linje ved 3000 m angir kraftverksutløpet ved Helle. Øverste stiplede linje ved 5630 m angir dammen ved Ryгене kraftverk.



Tabell 3. Gjenfangster av radiomerkede laks i Nidelva 1999. Fisk nr 6 og 15 ble fanget under prøvafiske om høsten.

Fisk nr	Gjenfangst-dato	Redskap	Gjenfangststed
1	25.09.	Sildegarn	Tarlevika sør på Tofterøy i Sund kommune, Hordaland
6	30.10.	Sluk	Nidelva, utløpet av fabrikkulpen ved Rygene (i minstevannføringsløp)
7	12.09.	Mark	Nidelva, sone 2, utløp av Vaderettet (i minstevannføringsløp)
12	22.09.	Stang	Nidelva, kulp på oversida av Vaderettet (i minstevannføringsløp)
15	05.10.	Mark	Nidelva, sone 1, kulp på oversida av Vaderettet, kalt Fuglefjellet (i minstevannføringsløp)
18	24.09.	Stang	Nidelva, ved Hellefoss (i minstevannføringsløp)
26	16.09.	Sluk	Åna-Sira, elvemunning
27	12.09.	Sluk	Nidelva, sone 1, øverst i Lerstvetstrømmen (i minstevannføringsløp)
30	12.05.	Garn	Temse
34	17.09.	?	Nidelva, elveutløpet ved Arendal

søkelsen i 1997 (10 av 17) og denne undersøkelsen (25 av 31, Chi-kvadrat test med Continuity Correction, $\chi^2 = 2,65$, $P = 0,20$). Tid fra merking og utsetting til første registrering i minstevannføringsløpet var ikke forskjellig mellom 1997 (gjennomsnittlig 15 dager) og 1999 (gjennomsnittlig 16 dager, Mann-Whitney U test, $U = 103,5$, $P = 0,54$).

Laksen vandret opp i minstevannføringsløpet ved vannføring 75-173 m³/s i kraftverksutløpet. Tre oppvandringar skjedde ved synkende vannføring, 16 ved økende vannføring og 14 ved konstant vannføring i kraftverksutløpet. Atten oppvandringar skjedde ved minstevannføring 5 m³/s i minstevannføringsløpet, 11 oppvandringar skjedde i en periode med høy vannføring (12-148 m³/s) i minstevannføringsløpet i slutten av september og begynnelsen av oktober, og 4 oppvandringar skjedde etter at minstevannføringen var redusert til 1 m³/s.

Laksen ble til sammen posisjonert 241 ganger ved manuelle peilinger i minstevannføringsløpet. Fisken oppholdt seg hovedsakelig ved Hellefoss, Vadretet, Teina, Refsnes, Regeviga, Kalvehagfossen, Strubru, Lundehølen/Smuthullet og nedenfor dammen ved Rygene (**figur 6**). Gjennomsnittlig vandring siden forrige peiling i perioden 29. august – 22. oktober var ikke avhengig av gjennomsnittlig vannstand i minstevannføringsløpet (lineær regresjon, $r^2 = 0,021$, $df = 16$, $P = 0,57$). Fisken vandret ikke bare målrettet oppstrøms, men snudde og vandret nedstrøms én eller flere ganger (**figur 5**). Til sammen ble det registrert 79 tilfeller av at laksen snudde og vandret nedover i elva etter en periode med oppvandring (gjennomsnittlig 3,3 ganger per individ, variasjonsbredde 0-9) (**figur 7**).

Ingen radiomerket fisk passerte dammen ved Rygene. Ti av fiskene ble registrert oppstrøms terskelen ved Strubru, og ni av disse ble registrert helt oppe ved Rygene. Én av fiskene ble registrert øverst i trappa ved Rygene, men forflyttet seg nedover i elva igjen da lukene på dammen ble tømt. Andelen fisk som vandret opp til Rygene (oppstrøms terskelen ved Strubru, E18) av de som passerte Helle, var ikke signifikant forskjellig mellom undersøkelsen i 1997 (4 av 11) og denne

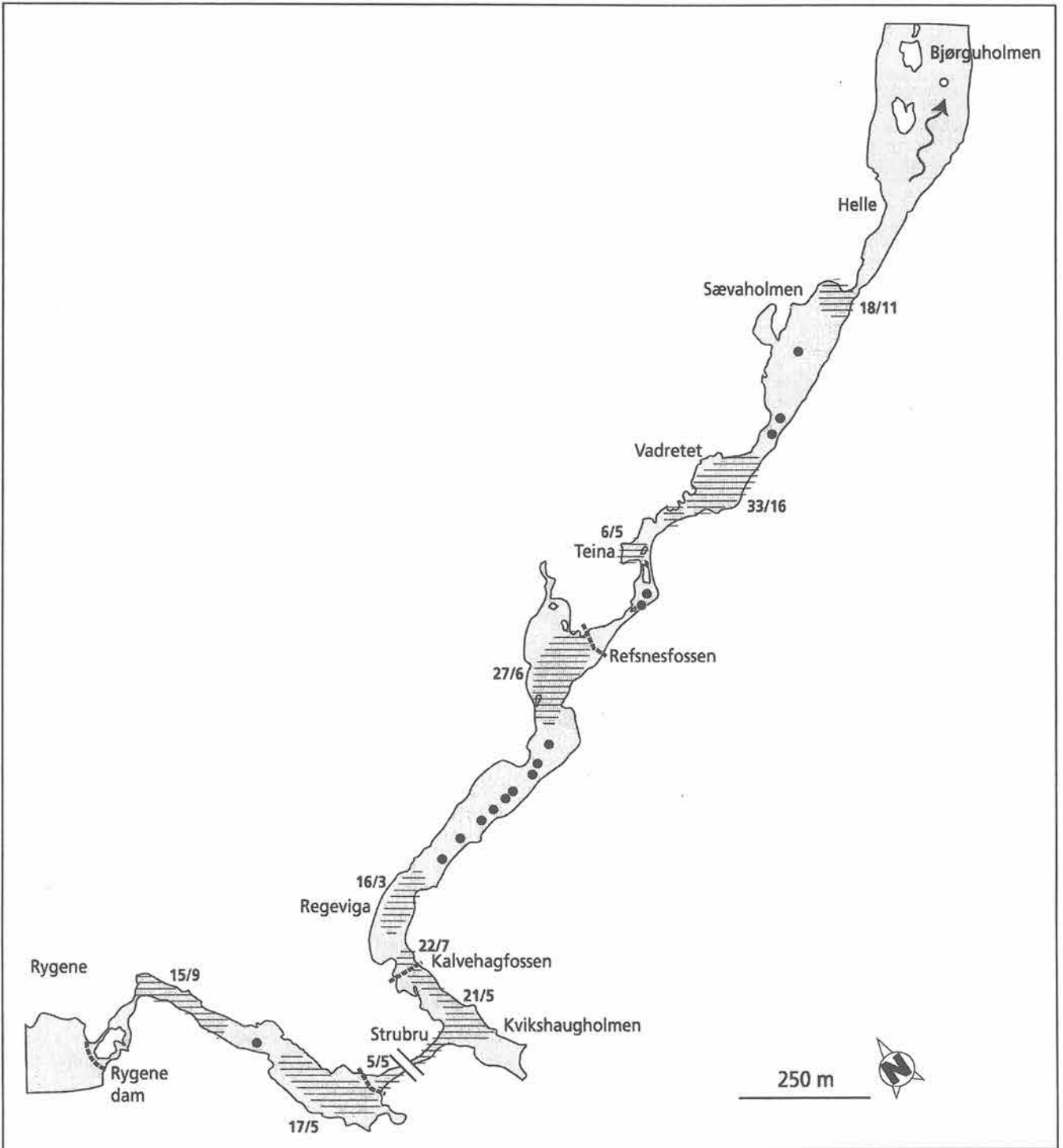
undersøkelsen (10 av 25, Chi-kvadrat test med Continuity Correction, $\chi^2 = 0$, $P = 1,0$). Høyeste registrerte posisjon for enkeltindivider i minstevannføringsløpet var ikke signifikant forskjellig fordelt mellom 1997 og denne undersøkelsen (**figur 8**, Kolmogorov-Smirnov two sample test, $Z = 1,12$, $P = 0,16$).

4.4 Carlin-merket fisk

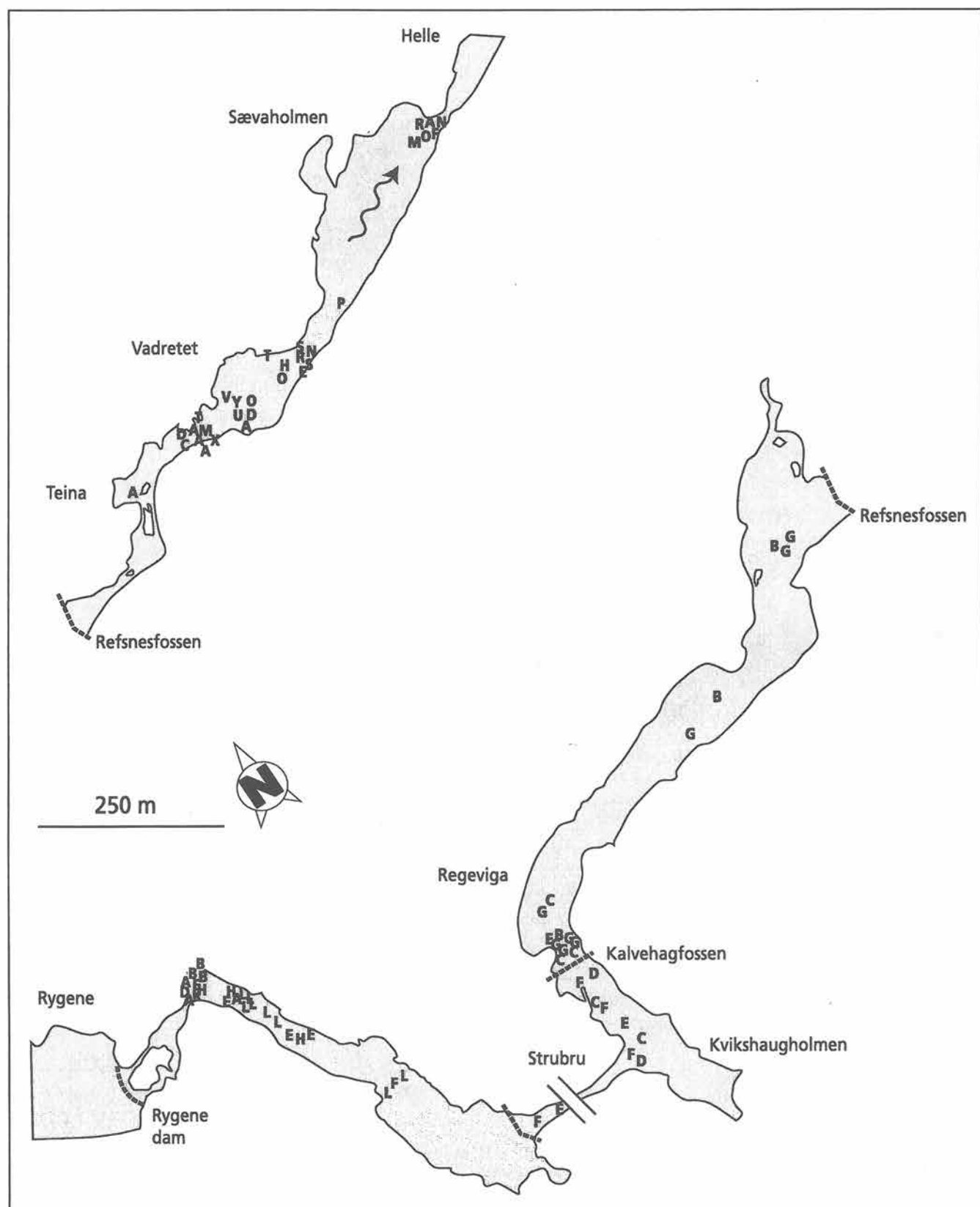
Ingen av de Carlinmerkede fiskene ble registrert etter merking. Det vil si at de ikke passerte Rygene, siden de ville blitt registrert ved passering av dammen.

4.5 Vannkvalitet i kraftverkstunnelen og i minstevannføringsløpet

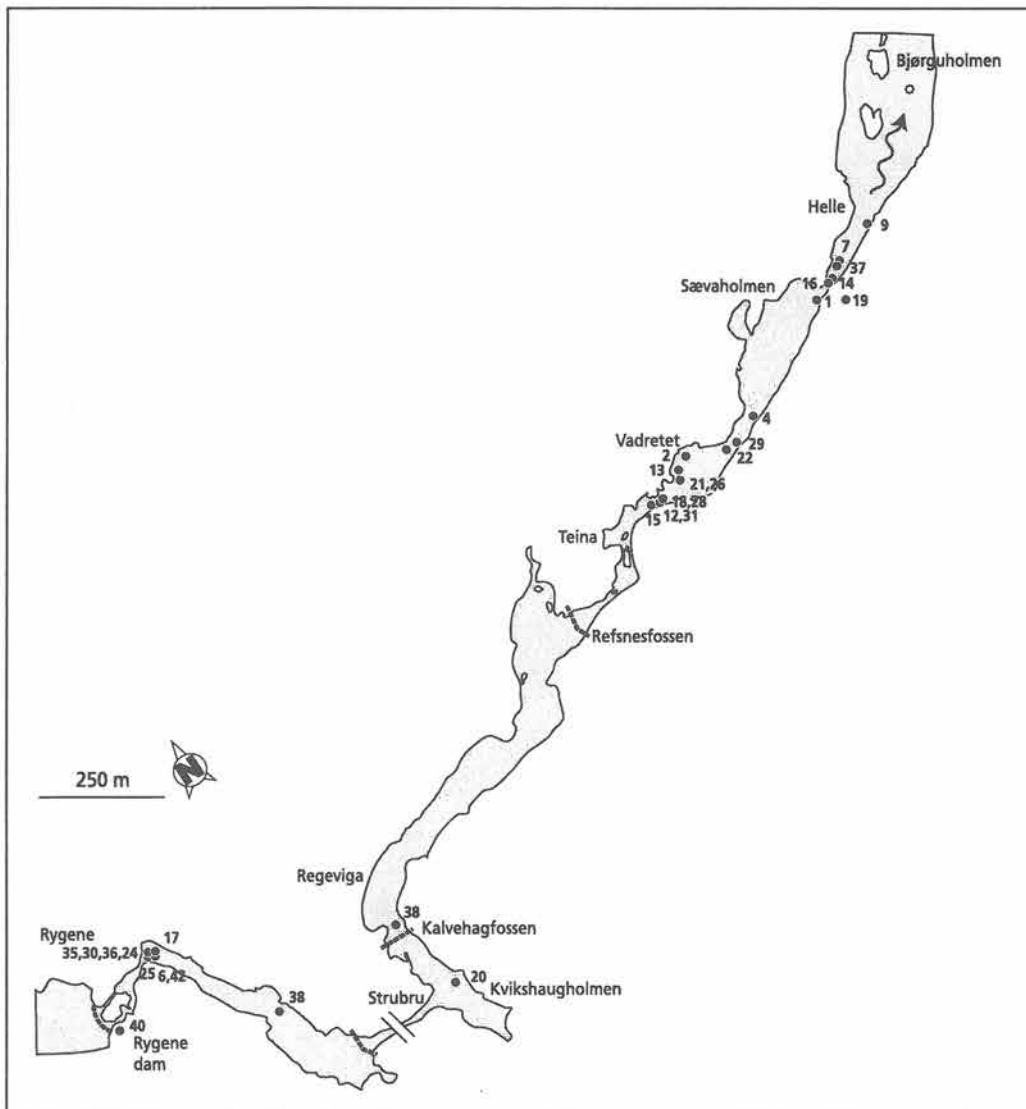
pH målt i minstevannføringsløpet ($6,1 \pm 0,2$) var normalt 0,3 til 0,6 pH-enheter høyere enn pH målt i tunnelvannet ($5,8 \pm 0,2$) fram til siste uka av oktober (**tabell 4**, **figur 9**). Deretter fluktuerte pH kraftig og forskjellene var mindre entydige (**tabell 4**, **figur 9**). Forskjellene i pH i september og oktober var også tilstede i andre vannkjemiske parametre (**tabell 4**, **figur 9**). Partikkeltransporten definert som turbiditet og innholdet av organisk stoff definert på bakgrunn av farge var større i minstevannføringsløpet enn i tunnelen (**tabell 4**). Konduktiviteten var også høyere i minstevannføringsløpet (**tabell 4**), noe som tyder på at denne vannkvaliteten hadde et høyere ioneinnhold enn vannkvaliteten målt i tunnelvannet. Denne forskjellen ble bekreftet ved målte forskjeller i alle hovedioner, både kationer (Ca, Mg, Na og K) og anioner (Cl og NO₃). De avvikende verdiene av de fleste vannkjemiske parametre i minstevannføringsløpet 22. september (**figur 9**, **10** og **vedlegg 1**) sammenfalt med en periode med svært høy vannføring i minstevannføringsløpet (**figur 3**).



Figur 6. Registreringer av radiomerket laks ved peiling i minstevannføringsløpet Helle-Rygene i perioden 23. august 1999 - 17. januar 2000. Tallene ved skraverte områder angir antall registreringer/antall individer registrert i området. Prikker angir enkeltposisjoneringer utenfor de skraverte områdene. (Pil viser retning på vannstrømmen.)



Figur 7. Steder i minste vannføringsløpet Helle-Rygene hvor det ble registrert at radiomerkede laks snudde og vandret nedover elva etter en periode med oppvandring i perioden 23. august 1999 - 17. januar 2000. Ulike bokstaver indikerer ulike individer. (Pil viser retning på vannstrømmen.)



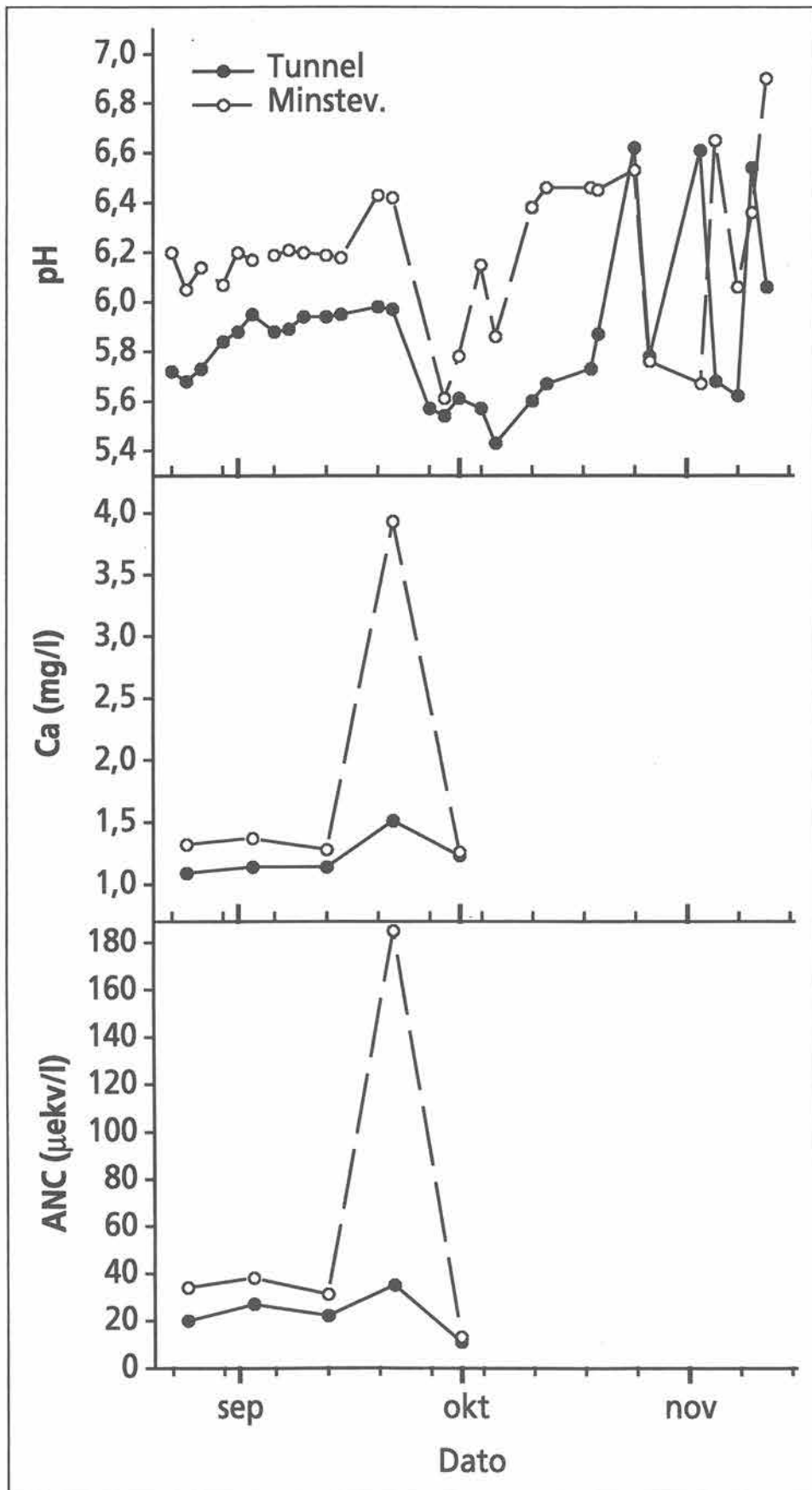
Figur 8. Høyeste registrerte posisjon for individuelle radiomerkede laks i minstevannføringsløpet Helle-Rygene i perioden 23. august 1999 - 17. januar 2000. Tallene tilsvarer fisk nr i tabell 1. (Pil viser retning på vannstrømmen.)

Tabell 4. Gjennomsnittsverdier og standardavvik for utvalgte vannkjemiske parametre målt i minstevannføringsløpet og i inntaket til Rygene kraftverk i Nidelva i perioden 23. august - 12. november 1997. (Gjennomsnitt for pH er ikke basert på H⁺-verdier.)

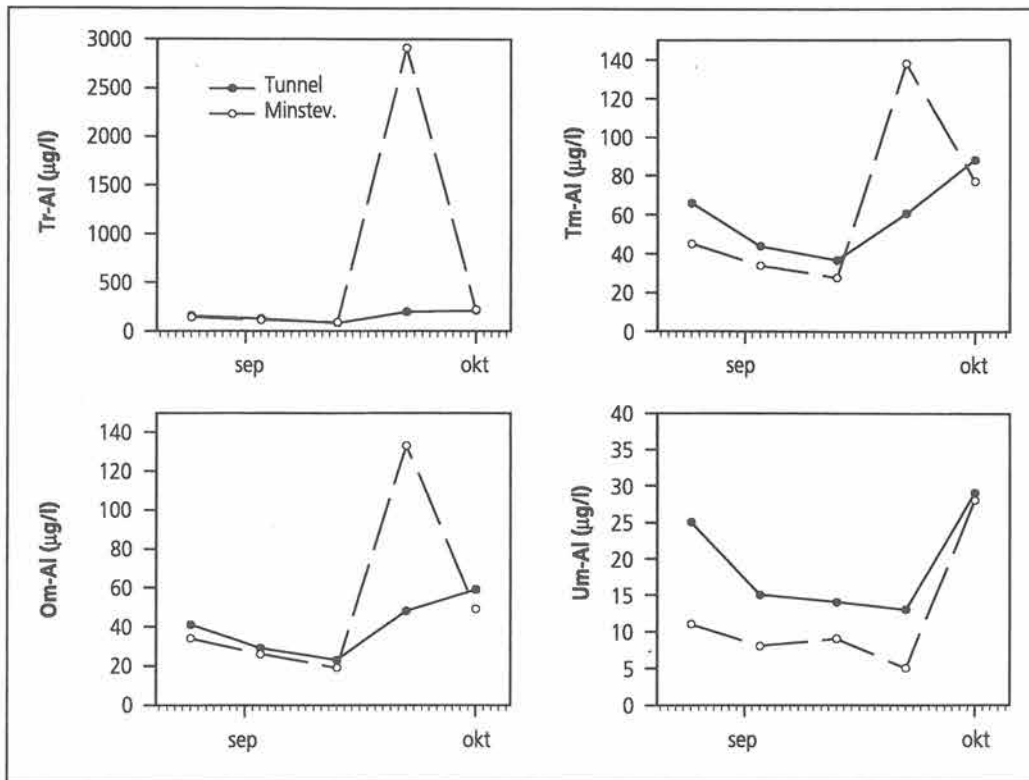
	Turb.	Farge	Kond-25	pH	Alk	Ca	Mg	Na	K	Sulfat	Klorid	Nitrat	Silisium	Tr-Al	Tm-Al	Om-Al	Um-Al	Pk-Al	µekv/l
	FTU	mg Pt/l	µS/cm	pH	µekv/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg SO ₄ /l	mg/l	µg NO ₃ -N/l	mg Si/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	ANC
Minstev.	34,4	49,6	27,2	6,1	53,6	1,8	0,5	2,1	0,7	3,4	3,2	284,5	1,5	696,4	64,4	52,2	12,2	632,0	60,4
	74,1	53,3	17,5	0,2	47,0	1,2	0,5	1,4	0,8	1,3	2,2	293,9	1,2	1241,2	45,3	46,5	9,1	1199,5	70,4
Tunnel	1,4	26,8	18,7	5,8	27,6	1,2	0,2	1,3	0,3	2,8	1,9	145,5	1,0	155,9	59,2	40,0	19,2	96,7	23,1
	1,5	8,5	2,1	0,2	6,7	0,2	0,1	0,2	0,1	0,4	0,4	34,0	0,1	51,9	20,0	14,5	7,3	35,2	8,8

Aluminium (Al) er den primære giftige komponenten i forsuret vann. Uorganisk monomert aluminium (UM-Al) er den formen som er potensielt giftig for fisk. Konsentrasjonen av UM-Al var $12,2 \pm 9,1$ µg Al/L i minstevannføringsløpet og

$19,2 \pm 7,3$ µg Al/L i tunnelvannet (tabell 4, figur 10). Aluminium ble analysert for fem av vannprøvene fra hver stasjon. UM-Al samvarierte i stor grad med pH ($r^2 = 0,88$).



Figur 9. pH, kalsium (Ca) og acid neutralizing capacity (ANC) målt i minstevannføringsløpet Helle-Rygene og i inntaket til Rygene kraftverk i Nidelva, Aust-Agder, i perioden 23. august - 12. november 1999.



Figur 10. Total syre-reaktivt (TR-Al), total monomert (TM-Al), organisk monomert (OM-Al) og uorganisk monomert (UM-Al) aluminium målt i minstevannføringsløpet Helle-Rygene og i inntaket til Rygene kraftverk i Nidelva, Aust-Agder, i perioden 23. august - 12. november 1999. Uorganisk monomert aluminium er den potensielt giftige formen av aluminium for fisk.

5 Diskusjon

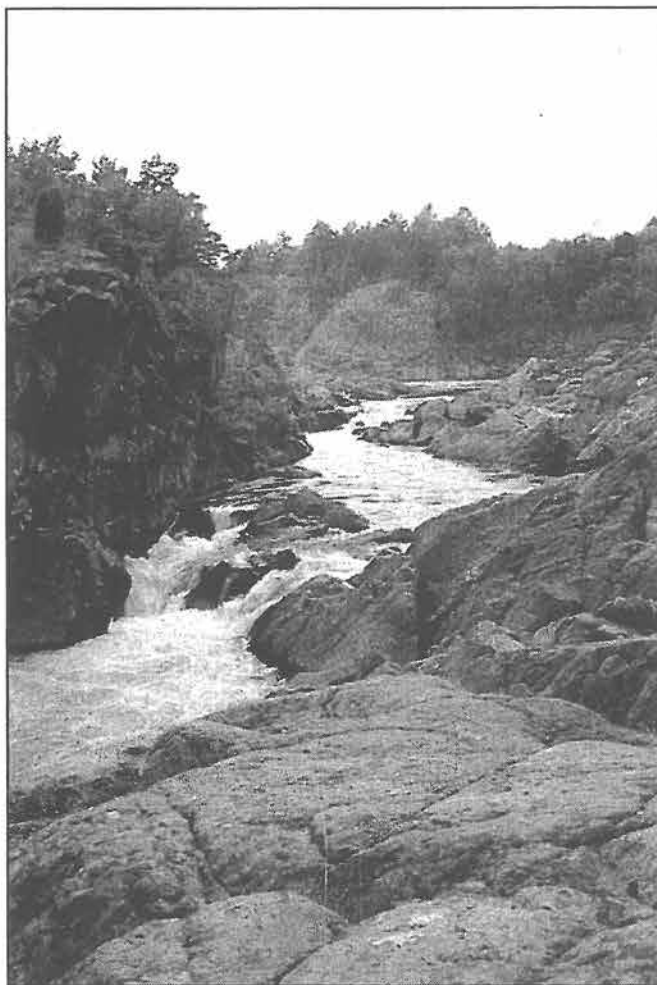
Problemet med å få oppvandrende laks til å passere store vannføringer fra kraftverksutløp og vandre opp et relativt lite minste vannføringsløp er kjent fra flere norske og utenlandske elver (Thorstad et al. 1997). Imidlertid er det få undersøkelser som har kartlagt omfanget av problemet og undersøkt ved hvilke forhold laksen vandrer forbi og ved hvilke forhold laksen forsinkes eller vandrer inn i kraftverksutløp (Thorstad et al. 1997). Radiomerking av til sammen 59 laks i Nidelva i 1997 og 1999 gir et godt datagrunnlag for å analysere vandring ved tunnelutløpet ved Helle og i minste vannføringsløpet Helle-Rygene. Undersøkelsen i 1999 ble foretatt ved slipp av 5 m³/s vann i minste vannføringsløpet og 36-174 m³/s i tunnelutløpet. Resultatene ble sammenlignet med resultater fra 1997 ved slipp av 3 m³/s vann i minste vannføringsløpet og 57-176 m³/s i tunnelutløpet (Thorstad et al. 1998a). Resultatene fra begge årene viste at fisken ble forsinket ved tunnelutløpet ved Helle, og at en andel av fisken som vandret opp til tunnelutløpet aldri passerte og vandret opp i minste vannføringsløpet (41 % i 1997 og 19 % i 1999). Det var ingen signifikant forskjell i andelen fisk som vandret opp i minste vannføringsløpet mellom de to årene. Det var heller ingen forskjell i tid fra merking og utsetting til første registrering i minste vannføringsløpet mellom de to årene.

Resultater fra dataloggingen viste at laksen i 1999 oppholdt seg i liten grad inne i kraftverkstunnelen, selv om de ble registrert ved Helle ved gjennomsnittlig 27 % av alle peilinger. Bare sju laks hadde opphold i tunnelen med varighet mer enn en time, og til sammen ble de registrert inne i tunnelen 12 ganger. Laksen ble det meste av tiden de oppholdt seg ved Helle registrert utenfor tunnelåpninger eller i området nedstrøms tunnelåpningen. Dette i motsetning til resultatene fra 1997, da laksen oppholdt seg inne i kraftverkstunnelen det meste av tiden de ble registrert ved Helle (registrert ved Helle ved gjennomsnittlig 46 % av alle peilinger). Årsaken til denne atferdsendringen ved økt minste vannføring er ikke kjent, men kan for eksempel skyldes endringer i strømforholdene ved Helle.

Fisk som oppholder seg inne i kraftverkstunnelen vil ikke registrere eventuelle lokkeflommer som slippes ned minste vannføringsløpet. De radiomerkede fiskene i 1997 oppholdt seg så lang tid sammenhengende inne i tunnelen at selv lokkeflommer av 1-2 døgn varighet ikke nødvendigvis ville blitt registrert av fisken. Det er derfor usikkert om lokkeflommer i minste vannføringsløpet vil ha en ønsket effekt når det gjelder å få fisken til å passere Helle ved minste vannføring 3 m³/s. Ved minste vannføring 5 m³/s, derimot, oppholdt fisken seg hovedsakelig utenfor tunnelen, og ville dermed kunne registrere lokkeflommer.

Vannkvaliteten i kraftverkstunnelen var dårligere enn i minste vannføringsløpet; pH i tunnelvannet var normalt 0,3 til 0,6 pH-enheter lavere enn i minste vannføringsløpet. Likeledes var både kalsiumkonsentrasjonen og ANC lavere i tunnelvannet enn i minste vannføringsløpet. Forskjellene i vannkvalitet skyldes trolig tilførsel av vann til minste vannføringsløpet fra

flere sidebekker med bedre vannkvalitet. Aluminium er den primære giftige komponenten i forsuret vann i Skandinavia (Gunn & Belzile 1994). Aluminium fester seg på gjelleoverflaten hos fisk og kan medføre respirasjonssvikt (Witters et al. 1996). Lav pH sammen med aluminium vil også resultere i omfattende fysiologiske effekter (Rosseland & Staurnes 1994). Uorganisk monomert aluminium (Um-Al) inkluderer de potensielt giftige formene av aluminium for fisk. Konsentrasjonen av Um-Al var høyere i tunnelvannet enn i minste vannføringsløpet ved alle fem vannprøvetakinger i løpet av sesongen. pH samvarierte med innholdet av giftig aluminium ($r^2 = 0,88$). Data fra NIVA viser at labilt aluminium (LAI, tilsvarer UM-Al, men analyseteknikken er forskjellig) samvarierte med pH ($r^2 = 0,81$) og acid neutralizing capacity (ANC) ($r^2 = 0,63$) i et større antall vannprøver fra Nidelva (Thorstad et al. 1998a). Dette tyder på at forskjeller i pH mellom tunnelvannet og vannet i minste vannføringsløpet gjennom sesongen forøvrig reflekterte forskjeller i konsentrasjonen av giftig aluminium.



Deler av strykene ovenfor Vadretet, hvor laksens oppvandring ser ut til å forsinkes.

En kompliserende faktor ved evaluering av giftighet til aluminium er at giftigheten modifiseres av vannets humusinnhold (farge), kalsium, H^+ (pH) og temperatur, hvor økende konsentrasjoner motvirker giftighet. Videre vil ulike fiskearter og livsstadier ha ulike toleranse overfor aluminium (Rosseland og Staurnes, 1994). Dette innebærer at det ikke foreligger noen enkel sammenheng mellom Um-Al og biologisk respons. Ettersom konsentrasjonen av Um-Al var høyere i tunnelvannet enn konsentrasjonene målt i minste vannføringsløpet samtidig som H^+ (pH), kalsium, ANC og farge var lavere, er det sannsynlig at vannkvaliteten i minste vannføringsløpet var bedre enn vannkvaliteten ut av tunnelen. Sidevassdragene bidrar til fortykning av konsentrasjonen av totalaluminium og en heving av pH. Fortyningen reduserer konsentrasjonen av giftig aluminium, mens pH-økningen vil omdanne giftig aluminium til mindre giftige former. Dette ser man i det vannkjemiske måleprogrammet som en reduksjon i konsentrasjonen av Um-Al. Basert på måleprogrammet kan vi ikke ekskludere blandsoner, men basert på de målte konsentrasjonene av aluminium så vil blandsonens omfang sannsynligvis være liten og neglisjerbar.

Vannet i kraftverkstunnelen inneholdt konsentrasjoner av giftig aluminium som har medført fysiologiske og histologiske tilstandsendringer på lakseparr og -smolt i forsøk (f.eks. Kroglund et al. 1998). Det er ikke utført undersøkelser av unnvikelsesatferd for oppvandrende laks innenfor pH- og aluminiumintervallet som ble målt i denne undersøkelsen, men de eksperimenter som er utført hos flere arter fisk har ikke vist unnvikelsesatferd før pH er mellom 4,0 og 5,0 eller lavere (se Åtland 1996). At laksen ble tiltrukket av vannet fra kraftverkstunnelen til tross for en dårligere vannkvalitet er derfor forenlig med resultater fra undersøkelser av unnvikelsesatferd i forbindelse med dårlig vannkvalitet.

I minste vannføringsløpet er det flere terskler og andre potensielle vandringshindre for oppvandrende laksefisk. Resultatene fra 1997 viste at fisken spredte seg i hele minste vannføringsløpet og at ingen steder utmerket seg som hovedhindre for oppvandring. Resultatene fra 1999, da antallet merkede og registrerte fisk var høyere, indikerer imidlertid flere mulige vandringshindre i minste vannføringsløpet. Vandringshindrene ser ut til å bli forsinket i strykene ovenfor Vadretet og ved terskelen i Kalvehagfossen. Resultatene indikerer også en forsinkelse ved terskelen ovenfor Strubru. Refsnesterskelen ser imidlertid ikke ut til å forsinke oppvandringen. Analysene er basert på 1) hvor i minste vannføringsløpet fisken oppholdt seg ved peilinger, 2) hvor de snudde etter en periode med oppvandring og vandret nedstrøms igjen og 3) hva som var øverste posisjon i elva fisken ble registrert i løpet av undersøkelsen. Analysene må imidlertid tolkes med forsiktighet da registrering av oppholdssteder for laks i minste vannføringsløpet ikke nødvendigvis betyr stans for vandringshindre, men at laksen for eksempel stanser fordi det er gunstige forhold for gyting i området, eller at de stanser og hviler i gunstige holer under oppvandringen. Dette kan være tilfelle i områdene ovenfor Refsnestfossen, i Regeviga og ved Lundeholen (ovenfor terskelen ved Strubru), hvor laksen ofte oppholdt seg. Resultatene er derfor tolket i forhold til en subjektiv vurdering av de ulike områdene og potensielle vandrings-

hindre ut fra befaringer. Ingen steder i minste vannføringsløpet viste seg som totale eller svært vanskelige vandringshindre for laks. Alle vandringshindre ble i flere tilfeller raskt passert av enkeltindivider. Tre laks passerte hele minste vannføringsløpet i løpet av mindre enn seks dager, men to av disse passeringene skjedde i en periode med høyere vannføring i minste vannføringsløpet. Vandringshindrene kan imidlertid forsinke laksen i oppvandringen. Det er også mulig at summen av vandringshindre sammen med lav vannføring reduserer vandringsmotivasjonen. Fem fisk snudde og vandret nedstrøms like ovenfor tunnelutløpet, noe som kan tyde på at fisken blir forvirret eller at motivasjonen ble redusert da de kom fra en strekning med høy vannføring til en strekning med lav vannføring. (Disse fiskene kan imidlertid ha vært noe høyere opp i minste vannføringsløpet mellom peilingene enn det som er registrert.)

Vanntemperaturen i minste vannføringsløpet var synkende i forsøksperioden fra 17 °C da de første fiskene ble merket og satt ut. Temperaturen var ikke så høy at oppvandringen i minste vannføringsløpet skulle bli negativt påvirket. Vannet i minste vannføringsløpet hadde pH høyere enn 6 det meste av undersøkelsen. Imidlertid kan målinger av vannkvaliteten tre ganger i uken ikke utelukke at episoder med dårlig vannkvalitet har forekommet. Ved én måling i slutten av september var pH så lav som 5,6. Målinger av svømmekapasitet og vandringsmotivasjon hos voksen laks ved marginale vannkvaliteter er ikke kjent. Svømmekapasitet (U-crit) hos voksen laks testet i svømmekammer var redusert for laks holdt i surt vann (pH 5,2-5,6) i forhold til fisk holdt i nøytralt vann (pH 6,5-6,7, Ytrestøl 1999). Det kan derfor ikke utelukkes at oppvandring hos laks i minste vannføringsløpet vil forbedres ved en bedre vannkvalitet.

Økt minste vannføring fra 3 m³/s til 5 m³/s synes ikke å ha forbedret oppvandringen i minste vannføringsløpet. Det var ingen forskjeller i andelen fisk som vandret opp til Rygene eller i fordelingen av høyeste registrerte posisjon i minste vannføringsløpet mellom undersøkelsen i 1997 og 1999.

Ingen fisk passerte hele minste vannføringsløpet og vandret forbi dammen ved Rygene hverken i 1997 eller 1999. I 1999 vandret én fisk øverst opp i trappa ved dammen, men forflyttet seg nedstrøms igjen da lukene på dammen ble tømt. I 1999 ble dessuten ni fisk registrert i kulpen nedenfor trappa ved Rygene, og det er mulig flere av disse hadde passert Rygene hvis ikke trappa hadde blitt stengt 14. oktober. Flere individer oppholdt seg imidlertid i kulpen nedenfor Rygene også før 14. oktober, noe som kan tyde på at laksen også forsinkes i dette området. Årsaken kan være at laksen har problemer med å finne inngangen til laksetrappa, men dette har ikke blitt nærmere undersøkt.

Laksen i denne undersøkelsen var ikke stedegen for Nidelva, og de fleste hadde oppdrettsbakgrunn. Villaks har en tendens til å vende tilbake til sin egen oppvekstplass i elva (f.eks. Heggberget et al. 1986, 1988, Hovey et al. 1989), mens rømt oppdrettslaks ser ut til å fordele seg lengre opp i elvene enn villaksen (Økland et al. 1995, Heggberget et al. 1996, Thorstad et al. 1998b). At oppdrettslaksen fordeler seg lengre

opp i elvene kan skyldes at mangel på elvepreging resulterer i mangel på et "stopp-signal" på et bestemt sted i elva. Disse undersøkelsene av oppvandring hos oppdrettslaks ble gjennomført i Altaelva (Økland et al. 1995, Heggberget et al. 1996) og Namsen (Thorstad et al. 1998b), som er store elver uten vesentlige vandringshindre sammenlignet med nedre deler av Nidelva. Det er mulig at en eventuell framtidig stedegen laks som har vokst opp ovenfor kraftverksutløpet ved Helle kan ha en evne til å lære oppvandringsruten forbi kraftverksutløpet og opp i minstevannføringsløpet under smoltutvandringen, og derfor være mer motivert til å passere strekningen Helle-Rygene. Kunnskap til å forutsi i hvilken grad dette vil skje eksisterer ikke.

6 Konklusjon

Radiomerkeundersøkelsene viser at oppvandrende laks forsinkes og hindres i oppvandringen ved Helle og i minstevannføringsløpet både ved minstevannføring 3 og 5 m³/s. En økning i minstevannføring fra 3 til 5 m³/s medførte at laksen nesten ikke oppholdt seg inne i kraftverkstunnelen. Økt minstevannføring medførte imidlertid ikke at en signifikant større andel av fisken passerte tunnelutløpet og vandret opp i minstevannføringsløpet. Tiden fra merking og utsetting til første registrering i minstevannføringsløpet var heller ikke forskjellig. Vandringen i minstevannføringsløpet ser særlig ut til å forsinkes i strykene ovenfor Vadretet og ved terskelen i Kalvehagfossen. Terskelen ovenfor Strubru kan også være med på å forsinke oppvandringen. Ingen områder i minstevannføringsløpet ser imidlertid ut til å være svært vanskelige vandringshindre. Det er mulig at summen av vandringshindre sammen med lav vannføring reduserer motivasjonen for oppvandring.

7 Tiltak

Mulige tiltak som bør vurderes:

- **Øke vannføringen i minstevannføringsløpet.** Dette vil trolig ha en positiv effekt både på oppvandringen ved Helle og på andelen fisk som fullfører vandringen opp minstevannføringsløpet. Tiltaket kan på grunn av konsesjonsvilkårene for kraftverket være lite aktuelt, og en bør i så fall vurdere andre kompensasjonstiltak for å lette oppvandringen ved Helle og i minstevannføringsløpet.
- **Omforme elveleiet ved tunnelutløpet ved Helle slik at det blir lettere for laksen å finne minstevannføringsløpet.** En terskel i elveleiet ovenfor tunnelutløpet vil konsentrere vannet fra minstevannføringsløpet og kan bedre oppvandringen ved at det blir lettere for laksen å finne vannstrømmen fra minstevannføringsløpet. Andre fysiske utbedringer for å endre vannstrømmen ved tunnelutløpet kan også være aktuelle. Fysiske tiltak ved tunnelutløpet forventes å ha en positiv effekt på oppvandringen ved Helle, men ikke i selve minstevannføringsløpet.
- **Elektrisk sperre i tunnelutløpet.** Det er ikke vist at slike sperrer fungerer på en god måte, og det er ikke sikkert at en slik sperre vil fungere ved Helle. En eventuell installasjon må anses som et forsøk. En elektrisk sperre kan i beste fall hindre laksen fra å gå inn i tunnelen, men vil ikke ha en positiv effekt på oppvandringen videre i minstevannføringsløpet. Hvis sperren ikke hindrer fisk i å vandre inn i tunnelen, kan den fungere slik at fisken vegrer seg for å passere sperren på nytt og vandre ut av tunnelen igjen. Området ved Helle benyttes som bade-plass, og det er registrert innslag av saltvann opp til tunnelutløpet i perioder. De sikkerhetsmessige forholdene ved en eventuell installering av elektrisk sperre må vurderes svært nøye.
- **Fysiske tiltak ved vandringshindre i minstevannføringsløpet.**
- **Lokkeflommer i stedet for konstant vannføring i minstevannføringsløpet.** Lokkeflommer vil ikke påvirke laks som står inne i kraftverkstunnelen, men kan ha en positiv effekt på laks som står like utenfor tunnelåpningen og laks i minstevannføringsløpet. Minstevannføringen er i gjennomsnitt 5 m³/s fra 1. mai til 30. september og 1 m³/s resten av året. Gjennomsnittlig vannføring på 5 m³/s ble tidligere oppnådd ved å slippe 3 m³/s i tillegg til lokkeflommer 4 dager per uke (Matzow 1995). Det er ikke kjent om lokkeflommer slik de ble sluppet tidligere med en gjennomsnittlig vannføring på 4,81 m³/s, stimulerer oppvandring i vesentlig større grad enn jevn vannføring 5 m³/s. Resultatene i denne undersøkelsen viste imidlertid at laksen oppholdt seg lange perioder inne i tunnelen ved minstevannføring 3 m³/s, og dermed ikke ville bli påvirket av lokkeflommer i stor grad, mens de ved minstevannføring 5 m³/s hovedsakelig oppholdt seg utenfor tunnelen. En større fleksibilitet med hensyn til minstevannføring og lokkeflommer bør diskuteres. Det er mulig at en kortere sesong med økt minstevannføring er tilstrekkelig, og at en dermed kan slippe en enda større minstevannføring og lokkeflommer

i deler av oppvandrings sesongen. En mulighet er at så snart et visst antall laks har passert Rygene, reduseres minstevannføringen for å "spare" vannet til neste år. Perioden med økt minstevannføring bør i størst mulig grad justeres etter perioden med størst lakseoppvandring. Det bør utredes hvilke fleksible løsninger for minstevannføring som er mulig å gjennomføre i forhold til drift av kraftverket. Ved en eventuell etablering av en selvreproducerende stamme i vassdraget, må minstevannføringsregimet også diskuteres i forhold til om gytebestander skal etableres i minstevannføringsløpet eller bare ovenfor Rygene.

- **Periodevis stans av kraftverket med høy vannføring i minstevannføringsløpet.** Dette vil trolig ha en positiv effekt både på oppvandringen ved Helle og på andelen fisk som fullfører vandringen opp minstevannføringsløpet. Det er imidlertid usikkert hvor lang tid det er nødvendig å stanse kraftverket for å oppnå ønsket effekt. Tiltaket kan være uaktuelt på grunn av små muligheter til å magasinere vann ovenfor Helle ved stans av kraftverket.
- **Forbedringer av inngangen til trappa ved Rygene.** Resultatene fra radiomerkingen tyder på at laksen forsinkes i kulpen ved Rygene. Dette kan skyldes at laksen har problemer med å finne inngangen til trappa. I hvilken grad de ulike partier av selve trappa fungerer godt bør også vurderes.

8 Litteratur

- Grande, R. & Matzow, D. 1998. A new type of fishway in Norway: How a regulated and acidified river was restored. - s. 236-245 i Jungwirth, M., Schmutz, S. & Weiss, S., red. Fish migration and fish bypasses. Fishing News Books, Oxford.
- Gunn, J.M. & Belzile, N. 1994. Extrapolating from toxicological findings to regional estimations of acidification damage. - s. 217-226 i Steinberg, C.E.W. & Wright, R.F., red. Acidification of freshwater ecosystems: Implications for the future. John Wiley and Sons Ltd.,
- Hansen, L.P. & Jonsson, B. 1994. Homing of Atlantic salmon: effects of juvenile learning on transplanted post-spawners. - Anim. Behav. 47: 220-222.
- Heggberget, T.G., Hansen, L.P. & Næsje, T.F. 1988. Within-river spawning migration of Atlantic salmon (*Salmo salar*). - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 45: 1691-1698.
- Heggberget, T.G., Økland, F. & Ugedal, O. 1996. Prespawning migratory behaviour of wild and farmed Atlantic salmon (*Salmo salar*) in a North Norwegian river. - Aquacult. Res. 27: 313-322.
- Heggberget, T.G., Lund, R.A., Ryman, N. & Ståhl, G. 1986. Growth and genetic variation of Atlantic salmon (*Salmo salar*) from different sections of the River Alta, North Norway. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43: 1828-1835.
- Hovey, S.J., King, D.P.F., Thompson, D. & Scott, A. 1989. Mitochondrial DNA and allozyme analysis of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in England and Wales. - J. Fish Biol. 35 (Suppl. A): 253-260.
- Kroglund, F., Teien, H.C., Håvardstun, J., Rosseland, B.O., Salbu, B. & Kvellestad, A. 1998. Varighet av ustabil og skadelig aluminiumskjemi på giftighet overfor laksepar; renneforsøk utført i Suldalslågen, høst 1996. - NIVA Rapport LNR 3815-98, 61 s.
- Landmark, A. 1876. Beskrivelse over Nisserelvans vasdrag. - Rapportskjema, fiskeriinspektøren, 3 s.
- Lund, R.A., Hansen, L.P. & Järvi, T. 1989. Identifisering av oppdrettslaks og vill-laks ved ytre morfologi, finnestørrelse og skjellkarakterer. - NINA Forskningsrapport 001: 1-54.
- Matzow, D. 1995. Rygene kraftverk i Nidelva, Aust-Agder. Vurdering av gassovermetning, minstevannføring og fisketrapp. - Fylkesmannen i Aust-Agder, Notat nr. 1-1995, 16 s.
- Muniz, I.P., Leivestad, H. & Bjerknes, V. 1979. Fiskedød i Nidelva (Arendalsvassdraget) våren 1979. - SNSF-prosjektet, TN 48/79.
- Rosseland, B.O. & Staurnes, M., 1994. Physiological mechanisms for toxic effects and resistance to acidic water: An ecophysiological and ecotoxicological approach. - s. 227-246 i Steinberg, C.E.W. and Wright, R.W., red. Acidification of Freshwater Ecosystems: Implications for the Future. John Wiley & Sons Ltd.
- Simonsen, J.H. 1993. Fisketrapp og fiskesluse i Rygenefossen. - Rapport, 19 s.
- Simonsen, J.H. 1995. Nidelva. Fiskebiologiske undersøkelser 1993-1994 og 1989-1990. - Rapport, 60 s.
- Sættem, L.M. & Boman, E. 1985. Tilslammingen av Nidelva og Rore på grunn av kanaliseringsarbeider ved utvidelse av Evenstad kraftstasjon 1983. Rapport nr. 3 Fiskeribiologiske studier i nedre del av Nidelvassdraget i tidsrommet 18. august 1983 til 11. mai 1984. Oppfølgende undersøkelser av fysiske, kjemiske og bakteriologiske forhold. - Fylkesmannen i Aust-Agder, rapport nr. 3-1985, 74 s.
- Thorstad, E.B., Heggberget, T.G. & Økland, F. 1998b. Migratory behaviour of adult wild and escaped farmed Atlantic salmon, *Salmo salar* L., before, during and after spawning in a Norwegian river. - Aquacult. Res. 29: 101-110.
- Thorstad, E.B., Økland, F. & Kroglund, F. 1998a. Vandring hos laks og sjøørret ved Rygene kraftverk i Nidelva, Aust-Agder - telemetriundersøkelser 1997. - NINA Oppdragsmelding 545: 1-25.
- Thorstad, E.B., Kroglund, F., Økland, F. & Heggberget, T.G. 1997. Vurdering av luftovermetning, trefiberutslipp og oppvandring av laks ved Rygene kraftverk i Nidelva, Aust-Agder. - NINA Oppdragsmelding 494: 1-36.
- Witters, H.E., Van Puymbroeck, S., Stouthart, A.J.H.X. & Bonga, S.E.W. 1996. Physicochemical changes of aluminium in mixing zones: Mortality and physiological disturbances in brown trout (*Salmo trutta* L.). - Environ. Toxicol. Chem. 15: 986-996.
- Ytrestøl, T. 1999. Physiological performance in brown trout (*Salmo trutta*) and Atlantic salmon (*Salmo salar*) related to water pH and aluminium concentration. - Cand. scient. oppgave, Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet (NTNU), Trondheim, 58 s.
- Økland, F., Heggberget, T.G. & Jonsson, B. 1995. Migratory behaviour of wild and farmed Atlantic salmon (*Salmo salar*) during spawning. - J. Fish Biol. 46: 1-7.
- Åtland, Å. 1996. Low pH and elevated Al concentrations as behavioural modifiers in Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and brown trout (*Salmo trutta* L.) - laboratory and field studies. - Dr scient. thesis, Universitetet i Bergen.

Vedlegg 1

Resultater fra analyser av vannprøver (250 ml) samlet inn ved inntaket til Rygene kraftverk og nederst i minstevannføringsløpet mellom Rygene og Helle i Nidelva. Vannprøvene er analysert ved NINA analyselaboratorium i henhold til Norsk akkreditering P071. Følgende metoder er benyttet: turbiditet (NS 4723 utg. 2), fargetall (NS 4787 utg. 1), konduktivitet/ledningsevne (ISO 7888 utg. 1), pH (NS 4720 utg. 2), alkalinitet (NS 4754 utg. 1), kalsium (NS 4776 utg. 2), magnesium (NS 4776 utg. 2), natrium (NS 4775 utg. 2), kalium (NS 4775 utg. 2), klorid (NS 4769 utg. 1), summen av nitrat og nitritt (NS 4775 utg. 2), silisium (Alpkem - silica P/N 000293/000365), totalt syreaktivt aluminium (NS 4799 utg. 1), totalt monomert, organisk monomert, uorganisk monomert og polymert/kolloidalt aluminium (Alpkem - silica P/N 000372/000373). ANC er beregnet etter formelen ((summen av basiske kationer (Ca, Mg, Na og K)) minus (SSS - sterke syrers salter (Cl, SO₄, NO₃))). For kalium, magnesium, natrium og kalium er type AAS-teknikk: AAS flamme. I tabellen er måleusikkerhet oppgitt under måleenhet som 1SD i % (RSD); unntatt pH som er oppgitt i pH-enhet. Deteksjonsgrenser er oppgitt under måleusikkerheten.

Lokalitet	Dato Prøvetaking	Turb. (FTU)	Farge (mg Pt/l)	Kond-25 (µS/cm)	pH (pH)	Alk-3 (µekv/l)	Ca (mg/l)	Mg (mg/l)	Na (mg/l)	K (mg/l)	Sulfat (mg SO ₄ /l)	Klorid (mg/l)
		8 0,05	8 2	4 0,48	0,05 ingen	7 0	4 0,10	4 0,02	4 0,05	8 0,03	io 0,40	io 0,20
Rygene	23.08.99				5,72							
Minstevannføringsløp	23.08.99				6,20							
Rygene	25.08.99	0,74	25	16,7	5,68	23	1,09	0,22	1,15	0,25	2,57	1,66
Minstevannføringsløp	25.08.99	0,85	27	19,8	6,05	35	1,32	0,31	1,55	0,31	2,82	2,24
Rygene	27.08.99				5,73							
Minstevannføringsløp	27.08.99				6,14							
Rygene	30.08.99				5,84							
Minstevannføringsløp	30.08.99				6,07							
Rygene	01.09.99				5,88							
Minstevannføringsløp	01.09.99				6,20							
Rygene	03.09.99	0,77	21	17,4	5,95	32	1,14	0,21	1,33	0,35	2,59	1,82
Minstevannføringsløp	03.09.99	0,83	23	19,5	6,17	37	1,37	0,31	1,52	0,29	2,76	2,16
Rygene	06.09.99				5,88							
Minstevannføringsløp	06.09.99				6,19							
Rygene	08.09.99				5,89							
Minstevannføringsløp	08.09.99				6,21							
Rygene	10.09.99				5,94							
Minstevannføringsløp	10.09.99				6,20							
Rygene	13.09.99	0,53	17	18	5,94	24	1,14	0,20	1,04	0,20	2,43	1,45
Minstevannføringsløp	13.09.99	0,70	17	17,2	6,19	32	1,28	0,25	1,29	0,24	2,62	1,77
Rygene	15.09.99				5,95							
Minstevannføringsløp	15.09.99				6,18							
Rygene	20.09.99				5,98							
Minstevannføringsløp	20.09.99				6,43							
Rygene	22.09.99	3,97	34	21,8	5,97	37	1,51	0,33	1,46	0,49	3,18	2,22
Minstevannføringsløp	22.09.99	167,00	144	58,4	6,42	137	3,93	1,32	4,66	2,16	5,76	7,06
Rygene	27.09.99				5,57							
Minstevannføringsløp	27.09.99				5,61							
Rygene	29.09.99				5,54							
Rygene	01.10.99	0,746	37	19,52	5,61	22	1,23	0,28	1,37	0,31	3,16	2,28
Minstevannføringsløp	01.10.99	2,700	37	20,87	5,78	26	1,26	0,31	1,53	0,35	3,24	2,52
Rygene	04.10.99				5,57							
Minstevannføringsløp	04.10.99				6,15							

Lokalitet	Dato Prøvetaking	Nitrat (µg/l NO3-N)	Silisium (mg/l Si)	Tr-Al (µg/l)	Tm-Al (µg/l)	Om-Al (µg/l)	Um-Al (µg/l)	Pk-Al (µg/l)	i % (PDKAK)	i % (PDLMEM)	µekv/l (ANC)
		10	7	10	10	10	10	10			
		5	0,05	10	6	6	6	10	KA-AN	KOND	
Rygene	23.08.99										
Minstevannføringsløp	23.08.99										
Rygene	25.08.99	113	0,87	159	66	41	25	93	-0,5	-4,4	20
Minstevannføringsløp	25.08.99	145	0,91	143	45	34	11	98	0,1	-8,0	34
Rygene	27.08.99										
Minstevannføringsløp	27.08.99										
Rygene	30.08.99										
Minstevannføringsløp	30.08.99										
Rygene	01.09.99										
Minstevannføringsløp	01.09.99										
Rygene	03.09.99	127	0,85	130	44	29	15	86	-3,1	-6,8	27
Minstevannføringsløp	03.09.99	151	0,90	114	34	26	8	80	0,8	-8,9	38
Rygene	06.09.99										
Minstevannføringsløp	06.09.99										
Rygene	08.09.99										
Minstevannføringsløp	08.09.99										
Rygene	10.09.99										
Minstevannføringsløp	10.09.99										
Rygene	13.09.99	139	0,85	83	37	23	14	46	-0,6	9,6	22
Minstevannføringsløp	13.09.99	151	0,89	90	28	19	9	62	0,0	-8,9	31
Rygene	15.09.99										
Minstevannføringsløp	15.09.99										
Rygene	20.09.99										
Minstevannføringsløp	20.09.99										
Rygene	22.09.99	202	1,12	197	61	48	13	136	-0,5	-6,2	35
Minstevannføringsløp	22.09.99	810	3,58	2915	138	133	5	2777	8,6	-14,7	185
Rygene	27.09.99										
Minstevannføringsløp	27.09.99										
Rygene	29.09.99										
Rygene	01.10.99	147	1,12	211	88	59	29	123	-5,1	-8,6	11
Minstevannføringsløp	01.10.99	165	1,14	220	77	49	28	143	-6,8	-7,9	13
Rygene	04.10.99										
Minstevannføringsløp	04.10.99										

Vedlegg 1 forts.

Lokalitet	Dato Prøvetaking	Turb. (FTU)	Farge (mg Pt/l)	Kond-25 (μ S/cm)	pH (pH)	Alk-3 (μ ekv/l)	Ca (mg/l)	Mg (mg/l)	Na (mg/l)	K (mg/l)	Sulfat (mg SO ₄ /l)	Klorid (mg/l)
		8 0,05	8 2	4 0,48	0,05 ingen	7 0	4 0,10	4 0,02	4 0,05	8 0,03	io 0,40	io 0,20
Rygene	06.10.99				5,43							
Minstevannføringsløp	06.10.99				5,86							
Rygene	11.10.99				5,6							
Minstevannføringsløp	11.10.99				6,38							
Rygene	13.10.99				5,67							
Minstevannføringsløp	13.10.99				6,46							
Rygene	19.10.99				5,73							
Minstevannføringsløp	19.10.99				6,46							
Rygene	20.10.99				5,87							
Minstevannføringsløp	20.10.99				6,45							
Rygene	25.10.99				6,62							
Minstevannføringsløp	25.10.99				6,53							
Rygene	27.10.99				5,78							
Minstevannføringsløp	27.10.99				5,76							
Rygene	03.11.99				6,61							
Minstevannføringsløp	03.11.99				5,67							
Rygene	05.11.99				5,68							
Minstevannføringsløp	05.11.99				6,65							
Rygene	08.11.99				5,62							
Minstevannføringsløp	08.11.99				6,06							
Rygene	10.11.99				6,54							
Minstevannføringsløp	10.11.99				6,36							
Rygene	12.11.99				6,06							
Minstevannføringsløp	12.11.99				6,90							

ISSN 0802-4103
ISBN 82-426-1146-7

654

**NINA
OPPDRAGS-
MELDING**

NINA Hovedkontor
Tungasletta 2
7485 TRONDHEIM
Telefon: 73 80 14 00
Telefax: 73 80 14 01

**NINA
Norsk institutt
for naturforskning**