

Status for småblankbestanden i Namsen

Eva B. Thorstad
Kjetil Hindar
Ole Kristian Berg
Laila Saksgård
Ine C. J. Norum
Odd Terje Sandlund
Trygve Hesthagen
Lars Ove Lehn



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er en ny, elektronisk serie fra 2005 som erstatter de tidligere seriene NINA Fagrapport, NINA Oppdragsmelding og NINA Project Report. Normalt er dette NINAs rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på annet språk når det er hensiktsmessig.

NINA Temahefte

Som navnet angir behandler temaheftene spesielle emner. Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. NINA Temahefte gis vanligvis en populærvitenskapelig form med mer vekt på illustrasjoner enn NINA Rapport.

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. De sendes til presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivå, politikere og andre spesielt interesserte. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

Annen publisering

I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine vitenskapelige resultater i internasjonale journaler, populærfaglige bøker og tidsskrifter.

Norsk institutt for naturforskning

Status for småblankbestanden i Namsen

Eva B. Thorstad
Kjetil Hindar
Ole Kristian Berg
Laila Saksgård
Ine C. J. Norum
Odd Terje Sandlund
Trygve Hesthagen
Lars Ove Lehn

Thorstad, E.B., Hindar, K., Berg, O.K., Saksgård, L., Norum, I.C.J., Sandlund, O.T., Hesthagen, T. & Lehn, L.O. 2009. Status for småblankbestanden i Namsen. - NINA Rapport 403. 95 s.

Trondheim, januar 2009

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-1969-3

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Ola Ugedal

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningssjef Odd Terje Sandlund (sign.)

OPPDRAUGSGIVER

Nord-Trøndelag Elektrisitetsverk (NTE)

KONTAKTPERSON HOS OPPDRAGSGIVER

Bjørn Høgaas

FORSIDEBILDE

Småblank. Foto Eva B. Thorstad.

NØKKEWORD

- Norge, Nord-Trøndelag fylke, Namsskogan og Grong kommuner
- Namsen, Namsenvassdraget
- småblank, namsblank, relikts laks, *Salmo salar*
- konsekvensutredning
- bestandsstatus
- genetikk
- overvåking
- habitatkartlegging

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

7485 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 73 80 14 01

NINA Oslo

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 22 60 04 24

NINA Tromsø

Polarmiljøsenteret
9296 Tromsø
Telefon: 77 75 04 00
Telefaks: 77 75 04 01

NINA Lillehammer

Fakkeltgården
2624 Lillehammer
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 61 22 22 15

www.nina.no

SAMMENDRAG

Thorstad, E.B., Hindar, K., Berg, O.K., Saksgård, L., Norum, I.C.J., Sandlund, O.T, Hesthagen, T. & Lehn, L.O. 2009. Status for småblankbestanden i Namsen. - NINA Rapport 403. 95 s.

Småblanken, som finnes kun i Namsenvassdraget, er den eneste bestanden av ferskvannsstasjonær laks i Europa som lever hele livet i elva og ikke har vandringer til innsjøer. Her utredes status for bestanden basert på 1) oppsummering kjent kunnskap, 2) materiale samlet inn ved overvåking i 2007-2008 (el-fiske på 17 stasjoner og garnfiske på 13 stasjoner), 3) noe tilleggs-materiale samlet inn i 1978-2008, 4) genetiske analyser, og 5) habitatkartlegging basert på flyfoto.

Småblank ble påvist på nesten alle stasjoner hvor det ble fisket med garn eller elektrisk fiskeapparat i hovedelva Namsen, og vi vet at det forekommer småblank langs hele strekningen av Namsen fra Nedre Fiskumfoss til Namskroken. Tettheten av småblank i fangstene i Namsen var generelt lave i forhold til tettheten av aure. Småblank utgjorde i gjennomsnitt en tredjedel av fangstene på garn og en femtedel av fangstene ved el-fiske. Fangster av småblank ved el-fiske var generelt lave i hovedelva, og basert på denne metodikken synes bestanden å være tettere i sideelvene Mellingselva, Tunnsjøelva og Frøyningselva. Arealmessig utgjør imidlertid hovedelva Namsen større områder for småblanken enn sidevassdragene. Garnfiske viste seg å være en mer effektiv metode for å fange småblank i hovedelva enn el-fiske. I de stillestående terskelbassengene var det tette bestander av aure, og fangstene av småblank på garn var antallsmessig og andelsmessig lave. Stillestående terskelbasseng ser dermed ut til å være en type leveområde som favoriserer aure framfor småblank. Forekomsten av småblank var størst i områder med strømmende vann.

Småblanken i undersøkte områder består av flere, genetisk ulike bestander. Den mest sannsynlige avgrensningen av disse bestandene er 1) fra Aunfoss til og med terskel Kjelfmyrfoss, 2) fra terskel Namsskogan til Bjørnstadfossen, 3) fra Bjørnstadfossen til samløp Mellingselva, og Mellingselva. Småblanken har betydelig lavere genetisk variasjon enn anadrom laks i Namsen. Både målt som heterozygositet og som allel-rikhet ser det ut til at småblanken kun har halvparten av den genetiske variasjonen man finner i en sjøvandrende laksebestand. Lavere genetisk variasjon gjør småblanken mer sårbar ovenfor miljøendringer enn det en sjøvandrende laksebestand er. Dette må sies på et generelt grunnlag, siden miljøutfordringene kan være forskjellige i ulike bestander av småblank og sjøvandrende laks. Den genetiske variasjonen hos småblank ser ikke ut til å være nevneverdig endret i de tidsperiodene vi har materiale fra. Prøvene fra 1950- og 1970-tallet liknet i stor grad de nyere prøvene (2005-2008), og var ikke mer genetisk variable. Beregning av effektiv bestandsstørrelse i løpet av de siste 7-10 generasjonene ga verdier på nær 300 per generasjon ved Aunfoss og 150-200 per generasjon ved Bjørnstad. Disse effektive bestandsstørrelsene ligger over det som anbefales ved kortsiktige bevaringstiltak (50 per generasjon), men under det som anbefales for langsiktig bevaring for en isolert bestand (anbefalinger fra minimum 500 til minimum 5000 per generasjon). Vår vurdering er derfor at hver av bestandene av småblank er sårbare på lang sikt, særlig overfor bestandsreduksjoner.

På grunn av terskel- og dambygging er strykområdene på småblankens leveområder i hovedelva Namsen halvert ved at de er omgjort til stillestående terskelbasseng. Det er grunn til å tro at reduksjonen av velegnede leveområder har medført en betydelig reduksjon av den totale småblankbestanden i vassdraget. Av den 80 km lange elvestrekningen av Namsen som ble habitatkartlagt, ble 57 % av arealet klassifisert som sakteflytende, med vannhastighet lavere enn 0,2 m/s.

Bestandsbevarende tiltak for småblank kan blant annet være å fjerne terskler som har demt ned strykestrekninger, utbedre konstruksjoner på terskler for å skape bedre habitat for småblank, skape habitater med grovt substrat og sterk strøm på andre strekninger, innføre minstevannføring på strekningen av Namsen oppstrøms samløpet med Mellingselva, redusere hastigheten av spredning av ørekyt nedover vassdraget og redusere risikoen for spredning av Gy-

rodactylus salaris og andre parasitter og sykdommer. Hvis tiltak i form av habitatforbedringer skal gjennomføres, bør dette først gjennomføres som pilotforsøk med oppfølgende overvåking av effekten på småblankbestanden.

Eva B. Thorstad, Kjetil Hindar, Laila Saksgård, Odd Terje Sandlund og Trygve Hesthagen, Norsk institutt for naturforskning (NINA), 7485 Trondheim. e-post: eva.thorstad@nina.no

Ole Kristian Berg og Ine Cecilie Jordalen Norum, Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet (NTNU), 7491 Trondheim. epost: ole.berg@bio.ntnu.no

Lars Ove Lehn, Geodata AS, Sjøfartsgt. 12, 7725 Steinkjer. epost: lars.ove.lehn@geodata.no

INNHold

SAMMENDRAG	3
INNHold	5
FORORD	7
1 INNLEDNING	9
2 EKSISTERENDE KUNNSKAP OM SMÅBLANK	10
2.1 Hvordan oppsto småblankbestanden?	10
2.2 Relikte laksebestander	10
2.3 Tidligere undersøkelser av bestanden	12
2.4 Leveområder	14
2.5 Bestandsutvikling	14
3 OMRÅDEBESKRIVELSE	18
3.1 Namsenvassdraget	18
3.2 Utbredelse av sjøvandrende laks, småblank, aure og ørekyt	19
3.3 Kraftutbygging	20
3.4 Vannføring	21
3.5 Terskler og kraftverksdammer	25
3.6 Vannkjemi	25
4 MATERIALE OG METODER	27
4.1 Overvåking av bestanden ved el-fiske	27
4.2 Overvåking av bestanden ved garnfiske	27
4.2.1 Generell overvåking i 2007 og 2008	27
4.2.2 Garnfiske i Bjørnstadhølen i 1984 og 2006	29
4.3 Habitatkartlegging	31
4.4 Bearbeiding av innsamlet fisk i laboratoriet	32
4.5 Sammenligning av bestandsstruktur mellom småblank og sjøvandrende laksunger ..	33
4.6 Genetiske analyser	33
5 RESULTATER	36
5.1 Overvåking av bestanden ved el-fiske	36
5.2 Overvåking av bestanden ved garnfiske	37
5.2.1 Generell overvåking i 2007 og 2008	37
5.2.2 Garnfiske i Bjørnstadhølen i 1984 og 2006	41
5.3 Habitatkartlegging	43
5.4 Kjønn-, kjønnsmodnings- og alderssammensetning av bestanden	43
5.5 Magefyllingsgrad	47
5.6 Vekst	47
5.7 Sammenligning av bestandsstruktur mellom småblank og sjøvandrende laksunger ..	52
5.8 Effekt av spritkonservering og frysing på lengde og vekt hos småblank	53
5.8.1 Spritkonservering	53
5.8.2 Frysing	54
5.9 Genetisk beskrivelse av bestanden	55
5.9.1 Romlig variasjon hos småblank fra Aunfoss til Mellingselva	55
5.9.2 Variasjon over tid hos småblank	56
5.9.3 Genetisk sammenlikning av småblank med anadrom laks i Namsen	56
5.9.4 Korrelasjon mellom genetisk avstand og geografisk avstand	58
5.9.5 Er det spor av utsetninger av anadrom laks, eller nedvandring av småblank? ..	59
5.9.6 Effektiv bestandsstørrelse	60

6	DISKUSJON	62
6.1	Overvåking av bestanden ved el-fiske og garnfiske	62
6.2	Sammenligning av bestandsstruktur mellom småblank og sjøvandrende laksunger	64
6.3	Habitatkartlegging	64
6.4	Forslag til overvåkingsprogram	64
6.5	Genetisk vurdering av bestanden	67
6.6	Trusler mot bestanden	68
6.7	Bestandsbevarende tiltak	70
6.8	Oppsummering av bestandsstatus	73
7	REFERANSER	75
7.1	Referanser som omfatter småblank	75
7.2	Øvrige referanser benyttet i rapporten	76
	VEDLEGG	79

FORORD

Denne rapporten er utarbeidet etter oppdrag fra Nord-Trøndelag Elektrisitetsverk (NTE) i forbindelse med søknad om konsesjon til kraftutbygging i Trongfossen i Namsen. Det ble ikke gjort feltundersøkelser eller innsamling av nytt materiale i forbindelse med oppdraget, og analysene er basert på materiale samlet inn ved overvåking av småblankbestanden i 2007 og 2008 etter oppdrag fra Fylkesmannen i Nord-Trøndelag. Overvåkingen ble finansiert av Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, Nord-Trøndelag Elektrisitetsverk og Norsk institutt for naturforskning (NINA). I tillegg bidro Ole Kristian Berg, NTNU, med egeninnsats. Bearbeiding og analyser av materiale samlet inn i 2007 og 2008, genetiske analyser og utarbeidelse av denne rapporten ble i sin helhet finansiert av Nord-Trøndelag Elektrisitetsverk.

Tidligere innsamlet materiale er også benyttet i analysene. Dette gjelder materiale samlet inn av Ole Kristian Berg under arbeid med hovedfag og doktorgrad ved Universitetet i Trondheim (Berg 1981, 1988), samt materiale samlet inn i forbindelse med tidligere overvåking (Thorstad mfl. 2006b, Berg upublisert). Skjellprøver fra 1950-1956 samlet inn av Magnus Berg, ble også benyttet. Småblank samlet inn av SWECO Norge AS ved Lars Størset og Hans Mack Berger i forbindelse med undersøkelser av konsekvenser av en eventuell utbygging i Trongfossen, ble også analysert og inkludert i materialet. For sammenligning av lengdefordeling av småblank fanget under el-fiske med sjøvandrende bestander av laks, stilte Arne J. Jensen, NINA, og Anton Rikstad, Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, velvillig data til rådighet fra henholdsvis Saltdalselva og Namsen.

Habitatkartleggingen som er inkludert i rapporten ble utarbeidet av Lars Ove Lehn (tidligere engasjert av Berger feltBIO), og finansiert av Fylkesmannen i Nord-Trøndelag. Habitatkartleggingen er relevant for vurdering av status for småblankbestanden, og er ikke tidligere publisert. Resultatene ble derfor i samråd med Lars Ove Lehn, Fylkesmannen i Nord-Trøndelag og NTE inkludert i denne rapporten. Lars Ove Lehn har ikke bidratt under undersøkelsene av småblank forøvrig.

Vi takker Nord-Trøndelag Elektrisitetsverk for oppdraget og for et godt samarbeid. Spesielt takker vi Bjørn Høgaas, kontaktperson ved NTE, for samarbeidet. Vi takker også Fylkesmannen i Nord-Trøndelag for finansiering av overvåking av småblankbestanden, og spesielt fiskeforvalter Anton Rikstad for godt samarbeid under arbeidet og framskaffing av data fra el-fiske av sjøvandrende laks i Namsen. Videre takker vi Arnt Eivind Bjøru, NTE, for framskaffing og analyser av vannføringsdata, Jarle Fløan, Namsskogan Fjellstyre, for rådgiving under feltarbeidet, Torveig Balstad, Gunnel Østborg, Line Syslak og Merethe Hagen, NINA, for bistand med de genetiske analysene, Arne J. Jensen, NINA, for framskaffing av data fra el-fiske i Saltdalselva og Ola Ugedal, NINA, for gode kommentarer til en tidligere versjon av rapporten.

Trondheim, januar 2009

Eva B. Thorstad
prosjektleder

1 INNLEDNING

Bestanden av småblank, også kalt namsblank, er den eneste elvelevende ferskvannsstasjonære laksen i Europa, og finnes kun i Namsenvassdraget (**boks 1, boks 2**). I forbindelse med søknad om konsesjon til kraftutbygging i Trongfossen i Namsen, ba Nord-Trøndelag Elektrisitetsverk (NTE) om en utredning av status for småblankbestanden.

Formålet med denne rapporten er derfor å utrede status for småblankbestanden i Namsenvassdraget. Rapporten er basert på materiale samlet inn ved overvåking av bestanden i 2007-2008, samt noe tidligere innsamlet materiale (Berg 1981, 1988 og upublisert, Thorstad mfl. 2006b, samt gamle skjellprøver fra NINAs arkiv). Rapporten inkluderer også oppsummering av tidligere kjent kunnskap, samt en habitatkartlegging av elva basert på flyfoto. En vurdering av konsekvenser av en eventuell kraftutbygging i Trongfossen omfattes ikke av dette oppdraget.

Spesifikt ble status for småblankbestanden utredet ved å:

- oppsummere eksisterende kunnskap
- bearbeide og presentere resultater fra overvåkingen av bestanden i 2007 og 2008
- vurdere overvåkingsresultater i forhold til habitatkartlegging basert på flyfoto
- kartlegge aldersstruktur, kjønnsmodning og vekst for småblank
- foreta genetiske analyser av bestanden
- utarbeide forslag til framtidig overvåkingsprogram
- vurdere bestandsbevarende tiltak

Et sentralt virkemiddel i norsk og internasjonal lakseforvaltning er å benytte bestander som forvaltningsenheter. Småblanken er genetisk sett en helt spesiell bestand fordi den har hatt liten genetisk påvirkning fra andre laksebestander siden den ble skilt fra sjøvandrende (anadrom) laks i Namsen ved landhevingen fra for rundt 9500 år siden. Formålene med de genetiske analysene var spesielt å 1) undersøke om småblanken består av delbestander, 2) kartlegge den genetiske variasjonen for å kunne si noe om hvor sårbar bestanden er for miljøendringer og eventuelle bestandsreduksjoner, 3) sammenligne genetisk variasjon fra historiske prøver (skjellprøver fra 1955-1956 og 1978-1979) med prøver fra 2005-2008 for å gjøre en vurdering av om bestanden har gjennomgått store genetiske endringer i denne perioden, og 4) beregne nåværende og historiske effektive bestandsstørrelser av småblank. Effektiv bestandsstørrelse er et teoretisk begrep for hvor godt en bestand kan ta vare på genetisk variasjon (se kap.4.6).



2 EKSISTERENDE KUNNSKAP OM SMÅBLANK

Småblanken i Namsen ble første gang beskrevet av Magnus Berg, daværende fiskerikon-sulent for Nord-Norge og Nord-Trøndelag (Berg 1953). Karl Gudmundsen på Namsskogan skaffet ham noen eksemplarer som var fanget i 1949. I følge Berg (1953) var bestanden kjent av lokalbefolkningen under navnet "småblank", men de trodde det var en spesiell be-stand av ørret. I dag vet vi at dette er en egen bestand, men av samme art som vår vanli-ge, sjøvandrende laks (*Salmo salar*).

2.1 Hvordan oppsto småblankbestanden?

På slutten av siste istid, for mer enn 10 000 år siden, lå Namdalen ca 160 meter lavere enn i dag, og Namsenfjorden gikk nesten inn til Brekkvasselv. Istida ble relativt raskt av-sluttet ved at isen smeltet og landet hevet seg. Allerede da fantes det sannsynligvis laks i Namsen. Da landet hevet seg oppsto etter hvert høye fosser i elva (Trongfoss, Aunfoss og til sist Fiskumfoss). Småblanken forekommer ovenfor disse fossene. Småblanken ble trolig isolert fra vanlig, sjøvandrende laks for 9 500 år siden (Berg 1985a, 1991, 1995).

Hvordan oppsto denne spesielle laksebestanden i Namsen? I alle laksebestander finnes det noen ferskvannsstasjonære hanner, såkalte dverghanner, som blir kjønnsmodne uten å vandre til havs. Kjønnsmodne hunner uten sjøopphold er derimot svært sjeldne (Klemet-sen mfl. 2003). En laksebestand som blir skilt fra havet ved at landhevningen skaper fos-ser i elva vil derfor vanligvis dø ut. Dette skyldes at alle hunnene vandrer ut til havet, og de kan senere ikke vende tilbake til elva ovenfor fossen.

Det ser imidlertid ut til at hunner som kjønnsmodnes i ferskvann oppstår noe oftere når sommertemperaturen i vannet er gjennomgående lav og veksten hos yngelen dårlig (Berg 1985). Slike lave vanntemperaturer var det nok i Namsen like etter avslutningen av siste istid, og spesielle temperaturforhold kan ha begunstiget dannelsen av kjønnsmodne hun-ner i Namsen (Berg 1985a, 2000). Kaldt sjøvann etter siste istid kan samtidig ha redusert de konkurransemessige fordelene med fødevandring til havet (Berg 1985a). De kjønns-modne hunnene var i stand til å overleve og formere seg ovenfor de nydannede fossene (vandringshindrene) i Namsenvassdraget, og ble dermed opphav til småblanken.

2.2 Relikte laksebestander

Laksebestander som gjennomfører hele livssyklusen i ferskvann kalles *relikte* laksebe-stander, fordi de betraktes som isolerte rester av tidligere bestander av sjøvandrende laks. I utbredelsesområdet til atlantisk laks finnes relativt få slike bestander, og nesten alle bru-ker innsjøer som oppvekstområde, slik vanlig laks bruker havet. De beholder derfor mange av de tilpasningene vi ser hos vanlig laks, med gyting og unge stadier i rennende vann, fulgt av nedvandring til innsjøen, der de lever fram til kjønnsmodning. Individuer av innsjø-vandrende laks kan bli større enn 10 kg.

De fleste relikte laksestammene finnes i noen av Europas største innsjøer som Ladoga (Russland), Onega (Russland), Saimaa (Finland) og Vänern (Sverige), samt i noen innsjø-er i USA og Canada (Berg 1985a, Kazakov 1992, Webb mfl. 2007). Alle bestander av ferskvannslaks i Europa som ikke er utryddet, er sterkt redusert på grunn av kraftutbyg-ging, tømmerfløting, forurensing eller andre menneskelige inngrep (Kazakov 1992).

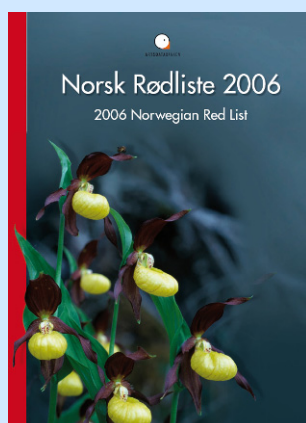
Her i landet var opprinnelig fire relikte laksestammer (Dahl 1927, 1929, Berg 1953, Jensen 1968, Kleiven 1995, Berg 1981, Barlaup mfl. 2005). Det er Vänernlaks som tidligere gikk opp i Trysilelva (Klara på svensk side) i Hedmark fra Vänern i Sverige, bleka i Byglands-

fjorden (Otravassdraget) i Aust-Agder, bleka i Nelaug og deler av Arendalsvassdraget i Aust-Agder og småblanken i Namsenvassdraget i Nord-Trøndelag. I dag er det bare igjen relikte laks i Byglandsfjorden og i Namsen.

Boks 1

En unik laksebestand, ført opp i Norsk Rødliste

Bestanden av småblank er den eneste elvelevende ferskvannsstasjonære laksen i Europa, og finnes kun i Namsenvassdraget. Noen få bestander av atlantisk laks gjennomfører hele livssyklusen i ferskvann uten å vandre til havet, såkalt relikte laks. Nesten alle disse bestandene bruker innsjøer som oppvekstområde, slik sjøvandrende (anadrom) laks bruker havet. Bare svært få bestander gjennomfører hele livssyklusen i elva, slik småblanken gjør.



Småblanken er derfor en enestående relikte laks, og må betraktes som Norges mest spesielle laksestamme. Den er ført opp i Norsk Rødliste, som gir en oversikt over sårbare og truede arter og bestander. Småblankbestanden er vurdert som kritisk truet, med begrunnelse at den finnes på et lite geografisk område, samt at det har pågått en bestandsreduksjon over lengre tid (Nedreaas mfl. 2006).

Småblankbestanden er unik i et biodiversitetsperspektiv, både i nasjonal og internasjonal sammenheng. Bestanden har helt spesielle karakterer og et enestående genetisk materiale, spesielt med tanke på det sjeldne innslaget av hunner som blir kjønnsmodne i rennende ferskvann. Bestanden med sin spesielle evolusjonære historie byr også på unike muligheter for forskning som kan øke forståelsen av generelle evolusjonære og økologiske prosesser. I motsetning til andre laksebestander har småblankbestanden stort sett vært genetisk isolert ved at laks fra andre bestander ikke har kunnet vandre opp til småblankens leveområder på grunn av vandringshindre i vassdraget. Småblanken utgjør derfor også en referanseverdi i undersøkelser av bestandsdannelse og artsdannelse hos laks.

På den norske delen av Klara (Trysil-elva) gikk den relikte laksen tapt fordi fysiske installasjoner hindret gytefisken i å vandre opp i elva. Voksne individ bruker Vänern som oppvekstområde, og den blir derfor kalt Vänernlaks. Vänernlaks hadde Klara (Trysil-elva), Gullspångälven og Göta älv som gyteområde (Jensen 1968), men stammen i Göta älv har nå gått tapt. Lokalt blir laksen i Vänern ofte kalt blanklaks for å skille den fra grålaks, som er vanlig aure (Jensen 1968). Fra tidlig på 1900-tallet ble det bygd flere industrielle anlegg og kraftverkmagasin i Klarälven, på svensk side. Dette stengte Vänernlaksens gamle oppgangsveier flere steder, og den fins derfor ikke lenger i Trysil-elva på norsk side. Opprinnelig gikk trolig Vänernlaksen helt opp til Femunden. Tidlig på 1900-tallet tok daværende fiskeriinspektør Birger Aagaard initiativ til å flytte Vänernlaks oppover i vassdraget på norsk side (Sømme 1941). Ved et par anledninger ble en tredjedel av laksen fra noen store fiskerier på svensk side transportert i tankbil og satt ut 60 km lengre opp i vassdraget,

på norsk side. Dermed fikk de adgang til sine gamle gyteplasser og det gamle, norske fisket på oppvandrende fisk ble opprettholdt.

Den relikte laksen i Nelaug og Nisserelva i Arendalsvassdraget ble kalt bleke. Den ble beskrevet allerede i 1870-åra, men var ikke allment kjent på den tida (Kleiven 1995). På slutten av 1920-tallet konstaterte fiskebiolog Knut Dahl at laksen i vassdraget var en dvergslaks (Dahl 1928, 1929). Han skrev at bestanden forekom på strekningen Flatefoss-Nelaug-Åmli. I øvre deler av vassdraget var den "tallrikest og forekom her i omtrent samme tall som ørreten". På 1960-tallet ble det opplyst at det fortsatt fantes bleke i Nisserelva mellom Flatefoss og Åmli (Jensen 1968). I dag går vi ut fra at bleka i Arendalsvassdraget har blitt utryddet på grunn av forsurening (Kleiven 1995).

På 1920-tallet ble det påvist en relik laksestamme i Byglandsfjorden, som også ble kalt bleke (Dahl 1927, 1928, 1929). Foruten i denne innsjøen, fantes bleke tidligere i Åraksfjorden og videre oppover Otra til Hallandsfossen, ca 50 km ovenfor Åraksfjorden. Nedenfor Byglandsfjorden fantes bleke alminnelig nedover til Vigelandsfossen (Jensen 1968). I løpet av de siste 40 åra har forsurening og vassdragsregulering forårsaket at denne blekebestanden har blitt sterk redusert, og det var lenge usikkert om den reproduserte. I åra 1968-1971 skjedde det en dramatisk nedgang i denne blekebestanden (Barlaup mfl. 2005). Dette skyldtes trolig en kombinasjon av Brokkereguleringen og en forverret forurensingssituasjon. Bleka ble trolig reddet fra utryddelse ved at det ble tatt inn stamfisk på Syrtveit Settefiskanlegg i Setesdal. Dette dannet grunnlaget for utsettinger fra 1979. Fram til midten av 1990-tallet var effektene av disse utsettingene svært begrenset, og det var lenge tvil om bleka reproduserte naturlig. Fra midten av 1990-tallet har overlevelsen av utsatt bleke økt betydelig, noe som trolig skyldes en bedret forurensingssituasjon. Gytegrepregistreringer konstaterte naturlig rekruttering for første gang våren 2001. Resultatene fra 2002 og 2003 viste at den naturlige rekrutteringen fortsatt var svært begrenset. Nedtappingen av Byglandsfjorden om vinteren medfører stor dødelighet av rogn hos bleka. Etter 1999 er det satt ut betydelige mengder befruktet rogn i innsjøen. Bleka gytte tidligere på elvestrekninger i rennende vann. Gyteplassene som nå undersøkes ligger i fjorden, men er lokalisert på steder med rennende vann, som nederst i Byglandsfjorden og Åraksfjorden (Barlaup mfl. 2005, pers. medd.)

Vi kjenner til svært få laksestammer som gjennomfører hele livssyklusen i elva, slik småblanken gjør. Foruten småblanken gjelder det et par forekomster på Newfoundland i Canada (Verspoor & Cole 2005). Småblanken er derfor en helt spesiell laksebestand, også i verdensmålestokk (**boks 1**).

2.3 Tidligere undersøkelser av bestanden

Det er gjort relativt få undersøkelser av småblank, og det finnes derfor generelt lite kunnskap om bestanden. Småblank ble første gang beskrevet av Magnus Berg, basert på fisk samlet inn i 1948-51, samt overlevering av lokal kunnskap om bestanden (Berg 1953).

Med unntak av småblank registrert i Tunnsjøelva under prøvefiske (Langeland 1979), ble det etter dette ikke publisert undersøkelser av småblank før Ole Kristian Berg gjennomførte både hovedfag og doktorgrad ved Universitetet i Trondheim som omhandlet småblank på 1980-tallet (Berg 1981, 1988). Dette arbeidet ble også publisert i Berg (1984a,b, 1985a), Berg & Gausen (1988) og Vuorinen & Berg (1989). Alt dette arbeidet ble basert på feltundersøkelser hovedsakelig i Aunfossmagasinet, Åsmulfossmagasinet, Bjørnstadhølen og Mellingselva. I tillegg ble det gjort undersøkelser av hvorvidt småblank kan smoltifisere og vandre ut i sjøen (Berg 1984b). Basert på merkeforsøk ble det ikke dokumentert vandring av småblank fra deres naturlige leveområder og ut i sjøen.

Boks 2

Fakta om småblank



Art: Atlantisk laks, *Salmo salar*

Størrelse: Småblanken er, som navnet antyder, småvokst. Vanlig kroppsstørrelse hos voksen fisk er 15-20 cm. Den største småblank fanget i denne undersøkelsen var 29,5 cm totallengde og 223 g, mens det tidligere (ved Aunfoss i 1978) ble fanget en småblank på 27,8 cm totallengde og 229 g. I NINAs skjellarkivmateriale fra 1950-1956 var de to største småblank på henholdsvis 29,0 cm/185 g og 28,0 cm/190 g (begge fanget ved Bjørnstad i 1955). Vi er ikke kjent med at det er fanget større småblank under tidligere undersøkelser.

Vekst: Mattilgangen for småblank i elva er begrenset sammenlignet med laks som vandrer til innsjøer og havet, noe som forklarer at den er så småvokst. I Direktoratet for naturforvaltning (DN) sin levende genbank for laks er veksten for småblank omkring halvparten av veksten hos andre stammer (Vidar Moen pers. medd.)

Kjønnsmodning: Gjennomsnittsalder ved kjønnsmodning i Mellingselva var 3,9 år for hunner og 3,4 år for hanner (Berg & Gausen 1988). Minimum størrelse ved kjønnsmodning var 14 cm for hunner og 12 cm for hanner. Gjennomsnittlig størrelse ved kjønnsmodning var 18 cm for hunner og 16 cm for hanner. For tilsvarende tall fra denne undersøkelsen, se kapittel 5.4.

Gyting: Småblank har store rognkorn i forhold til kroppsstørrelsen (gjennomsnittlig eggdiameter på 5,0 mm), og hver hunn har i gjennomsnitt 95 rognkorn (variasjon 55-190) (Berg & Gausen 1988). Hvis de overlever kan de trolig gyte flere ganger. Det er imidlertid ikke kjent hvor mange ganger de gyter, og om de gyter flere år på rad eller med lengre pauser mellom hver gyting. Det er usikkert når på høsten småblanken vanligvis gyter. I følge Berg (1981) gyter sannsynligvis småblanken ved Bjørnstad i slutten av november og starten av desember, men i gode somre kan gytetida forskyves fram mot midten av november. Observasjoner fra Tunnsjøelva tyder imidlertid på at småblanken gyter i slutten av oktober, samtidig som den sjøvandrende laksen i vassdraget (Rikstad 2004, 2005, Anton Rikstad, upubliserte registreringer). Det er ikke kjent om småblanken foretar gytevandring og gyteplasser er ikke særlig kartlagt. Imidlertid finnes trolig egnede gyteplasser både i hovedelva og sideelver der det er strømmende vann.

Klekking: Småblank er blant laksebestandene i Norge som behøver flest antall dager fra gyting til klekking i følge et klekkeeksperiment (Berg & Moen 1999).

Leveområder og forflytninger: Småblank er ikke registrert i innsjøene i Namsenvassdraget, og lever kun i elva. De foretrekker trolig de mer strømssterke områdene av elva. Det er ikke kjent hvor store leveområder individer av småblank benytter. Under merkeforsøk (Berg 1984b) ble de fleste småblank gjenfanget på merkestedet eller lengre nedstrøms, med en forflytning på opp til 24 km nedstrøms (fra Bjørnstad til Brekkvasselv). Oppstrøms forflytning på opp til 7 km ble også registrert (fra Bjørnstad til Mellingsmoen), men oppstrøms forflytning var svært sjelden.

Genetiske undersøkelser på 1980-tallet viste at småblanken har betydelig mindre genetisk variasjon enn det som er vanlig blant anadrome laksebestander (Vuorinen & Berg 1989; Ståhl & Hindar 1988). Disse undersøkelsene viste også at småblanken består av flere, genetisk forskjellige bestander. Nye genetiske og statistiske metoder gir i dag mer presise svar enn metodene som var tilgjengelige på 1980-tallet (se kapittel 4.6, 5.9 og 6.5).

Videre ble det gjennomført prøvafiske ved Bjørhusdal i 1984 (Berg 1985b), ved Bjørhusdal og terskel Kjølmyrfoss i 1998 (Pettersen & Hjelset 1999), samt på strekningen Nedre Fiskumfoss - Aunfoss i 1998 (Heggberget mfl. 1999) (**tabell 2.1**). Senere er det gjennomført overvåking av småblankbestanden i regi av Fylkesmannens miljøvernavdeling og NINA (Rikstad 2004, Thorstad mfl. 2006b) (**tabell 2.1**). Overvåkingen de senere år har vært preget av lave fangster av småblank (Rikstad 2004, Thorstad mfl. 2006b).

2.4 Leveområder

Småblank er ikke registrert i innsjøene i Namsenvassdraget, noe som tyder på at de foretrekker mer strømsterke områder (Berg 1953, 1981). Dette ble bekreftet ved at høyere andeler småblank ble fanget i strømsterke enn strømsvake områder i en garnundersøkelse i 1998 (Pettersen & Hjelset 1999). Prøvafiske i ulike terskelbasseng med relativt stillestående vann de siste ti årene har også resultert i antallsmessig lave fangster av småblank, og småblank har utgjort en liten andel av fangsten i forhold til aure i slike strømsvake områder (3-12 % småblank, **tabell 2.1**). Det er velkjent at sjøvandrende laks generelt foretrekker mer strømsterke områder enn aure der disse artene lever sammen (f.eks. Heggberget 1991, Greenberg mfl. 1996, Heggnes mfl. 1999), og dette gjelder sannsynligvis også for småblank som lever sammen med aure.

2.5 Bestandsutvikling

Tidligere undersøkelser hadde ikke som formål å kartlegge den generelle bestandssituasjonen for småblank, slik at det mangler historiske data som direkte beskriver bestandssituasjonen. Det er heller ikke gjort standardiserte undersøkelser som gjør at vi kan sammenligne bestandsutviklingen over tid. Det er foretatt prøvafiske på flere lokaliteter ved flere anledninger i perioden 1978-2008 (**tabell 2.1**). På grunn av at formål, type leveområder undersøkt, vannføring, tid på året og fangstredskaper var forskjellig mellom undersøkelsene, så kan resultatene ikke sammenlignes direkte.

Beskrivelser av bestandssituasjonen på 1950-tallet, tyder imidlertid på at småblankbestanden var langt mer tallrik enn i dag. Berg (1953) skriver om småblanken at "It is very abundant in the river higher up than the fall Fiskemfoss". I perioden 1954-1958 ble det merket 1640 småblank som var fanget i Namsen og Mellingselva (Berg 1984b). I denne perioden ble det i tillegg samlet inn småblank fra Bjørnstad og i Mellingselva som ikke ble merket, slik at det til sammen i denne perioden ble fisket flere tusen småblank (Berg 1984b). I årene 1954-1958 ble det fanget ca 1000 småblank årlig i Bjørnstadhølen, og fangstene kunne komme opp mot 250 småblank fanget på sportsfiskeredskap i løpet av en kveld (Berg 1981). Selv om det ikke finnes direkte sammenlignbare data fra 1950-tallet og fram i dag, så virker disse fangstene svært høye sammenlignet med fangstene i ulike undersøkelser de siste ti årene (**tabell 2.1**). Berg (1981) konkluderte også med at bestanden var redusert i 1978-1980 i forhold til på 1950-tallet.

Tabell 2.1. Resultater fra prøvefiske med garn i ulike undersøkelser i øvre deler av Namsen-vassdraget. Resultater er gitt som totalt antall aure og småblank i fangstene, aure og småblank per garnnatt, samt andel småblank av totalfangsten. Merk at formål, type leveområder undersøkt, vannføring, tid på året og fangstredskaper var forskjellig mellom undersøkelsene, slik at resultater ikke kan sammenlignes direkte mellom de ulike undersøkelsene.

Lokalitet	Redskap og fangstinnsats	Antall aure (antall per garnnatt)	Antall småblank (antall per garnnatt)	Andel småblank	Dato	Referanse
Tunnsjøelva	Garnserie: 26, 29, 35, 39, og 45 mm. To garnserier i to netter. I tillegg åtte garnnetter med et 21 mm garn. (Totalt 28 garnnetter.)	237 (8,5)	24 (0,86)	9 %	31. juli - 2. august 1978	Langeland (1979)
Bjørnstad-hølen	Garnserie: 2 x 20, 24, 26, 29, 35 og 40 mm. En garnserie i 17 netter. (Totalt 119 garnnetter)	344 (2,9)	335 (2,8)	49 %	18. juni - 4. desember i årene 1978-1980	Berg (1981)
Aunfoss	Garnserie: 2 x 20, 24, 26, 29, 35 og 40 mm to netter. Garnserie 2 x 21, 26, 29, 35 og 39 mm ei natt. (Totalt 20 garnnetter.)	46 (2,3)	37 (1,9)	45 %	18. juli 1978 og 5. juli 1979	Berg (1981)
Åsmulfoss	Garnserie: 2 x 20, 24, 26, 29, 35 og 40 mm to netter. Garnserie 2 x 21, 26, 29, 35 og 39 mm ei natt. (Totalt 20 garnnetter.)	49 (2,5)	21 (1,1)	30 %	9. august 1978 og 4. juli 1979	Berg (1981)
Bjørhusdal	Garnserie: 15, 2 x 20, 22, 26, 29 og 35 mm. To garnserier i ei natt og tre garnserier i ei natt. (Totalt 35 garnnetter.)	150* (4,3)	52 (1,5)	26 %	28.-30. juli 1984	Berg (1985b)***
Terskelbas-seng Nedre Fiskumfoss til Aunfoss	Garnserie: 7 garn med maskevidder 12,5-19,0 mm. Én garnserie i to netter. (Totalt 14 garnnetter.)	137 (9,8)	13 (0,93)	9 %**	6.-7. august 1998	Heggberget (1999)
Ved terskel Bjørhusdal	Garn 20, 21, 22 og 26 mm. Antall garn kommer ikke klart fram av rapporten.	278 (-)	9 (-)	3 %	29.-21. au- gust og/eller 3.-5. sep- tember 1998	Pettersen & Hjelset (1999)***
Ved terskel Kjølmyrfoss	Garn 20, 21, 22 og 26 mm. Antall garn kommer ikke klart fram av rapporten.	119 (-)	11 (-)	8 %	29.-21. au- gust og/eller 3.-5. sep- tember 1998	Pettersen & Hjelset (1999)***

Tabell 2.1. Fortsettelse fra forrige side.

Lokalitet	Redskap og fangstinnsetts	Antall aure (antall per garnnatt)	Antall småblank (antall per garnnatt)	Andel småblank	Dato	Referanse
Namsen v/ Tunnsjøelv	Tre garn 21 mm ei natt. (Totalt 3 garnnetter.)	16 (5,3)	3 (1,0)	16 %	høst 2001/2002	Rikstad (2004)
Tunnsjøelv ved kraftverksutløp	Ett garn 21 mm ei natt. (Totalt 1 garnnatt.)	10 (10,0)	0 (0)	0 %	høst 2001/2002	Rikstad (2004)
Div. terskelbasseng fra Aunfossmagasinet til Namsskogan	Nordiske oversiktsgarn [#] (10 garn i fire netter og 6 garn i tre netter). (Totalt 58 garnnetter.)	136 (2,3)	19 (0,3)	12 %	15.-23. august 2005	Thorstad mfl. (2006b)
Terskelbassengene Åsmulfoss og Aunfoss	Garnserier 2 x 12, 2 x 16, 21, 22, 24 mm. En garnserie i tre netter. (Totalt 21 garnnetter)	129 (6,1)	10 (0,5)	7 %	15.-23. august 2005	Thorstad mfl. (2006b)
Terskelbassengene Namsskogan og Kjølmyrfoss	Garn 12,5, 16,5, 22 og 25 mm. (Totalt 8 garnnetter)	292 (36,5)	15 (1,9)	5 %	25.-30. juli 2008	Denne undersøkelsen
Ti stasjoner i Namsen i rennende vann	Garn 12,5, 16,5, 22 og 25 mm. (Totalt 40 garnnetter)	240 (6,0)	145 (14,5)	38 %	7.-8. august 2007 og 25.-30. juli 2008	Denne undersøkelsen

* Fangstene er gitt som per garnserie i rapporten, men omregnet til totalfangst her.

** Dette er et minimumsestimat. Fisket ble gjort på en strekning der det finnes både sjøvandrende laks og småblank. Siden disse er vanskelig å skille fra hverandre, ble en inndeling av "laks" og "småblank" gjort ut fra kroppsstørrelse. Laks mindre enn 17 cm total lengde som ikke var hunner med rogn, ble klassifisert som "laks" og ikke "småblank". I tillegg til 13 småblank ble 34 "laks" fanget.

*** Undersøkelser av Berg (1985b) ble foretatt før bygging av terskel ved Bjørhusdal, mens undersøkelser av Pettersen & Hjelset (1999) ble foretatt etter at bygging av terskelen hadde kommet så langt at det var stillestående vann på oversida av terskelen og stryk nedenfor.

[#] Nordiske oversiktsgarn er 30 m lange og 1,5 m dype og sammensatt av 2,5 m lange paneler med 12 ulike maskevidder (5, 6,3, 8, 10, 12,5, 15,5, 19,5, 24, 29, 35, 43 og 55 mm) (Appelberg mfl. 1995).

Allerede i 1950 ble det hevdet at det hadde vært en tilbakegang i småblankbestanden i forbindelse med overføringen av øvre Namsen. Berg (1953) skrev at småblanken alltid har vært tallrik ved Bjørnstad, men at det i 1950 var vanskelig å skaffe noen få eksemplarer for analyser (15 småblank ble imidlertid samlet inn). En mulig tilbakegang rundt 1950 kan ha sammenheng med reguleringa av Namsvatnet fra 1948.

Terskel og dambygging har foregått i småblankens leveområder siden midt på 1940-tallet og fram til 1998 (se kapittel 3.3 og 3.5), og har medført en betydelig reduksjon av elvestrekninger med velegnede småblankområder ved at strykområder er gjort om til terskelmagasiner med relativt stillestående vann. I følge Berg (1988) var velegnede leveområder for småblankbestanden redusert fra 87 til 49 km elv på grunn av terskel- og dambygging. I tillegg kommer terskelen ved Bjørhusdal bygget i 1998, som reduserer strykområdene med ytterligere 3 km (Rikstad 2004). Følgelig er strykområdene på småblankens leveområder i hovedelva halvert (Rikstad 2004). Det er grunn til å tro at reduksjonen av vel-

egnede leveområder har medført en betydelig reduksjon av den totale småblankbestanden i vassdraget.

Bestanden i Mellingselva syntes i følge Berg (1953) å være mer stabil og tallrik. Mellingselva er ikke berørt av kraftregulering eller terskelbygging, og er også i dag en av lokalitetene som har mest tallrik og stabil bestand av småblank (Berg 1981, Rikstad 2004).

Boks 2

Hvordan kjenne igjen småblank?

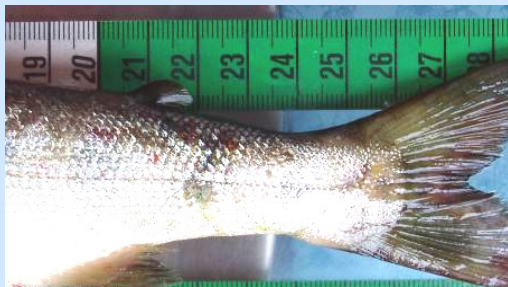
Småblank ligner sjøvandrende laks, og på elvestrekninger med både sjøvandrende laks og småblank (Nedre Fiskumfoss - Aunfoss) er det vanskelig å skille de to typene på utseendet. Unntaket er kjønnsmodne små hunner, som med sikkerhet er småblank.

Småblank og aure kan også være vanskelige å skille, men småblank har alle de samme kjennetegnene som skiller vanlige laksunger av sjøvandrende laks fra aure. Dessuten er småblankens fettfinne vanligvis helt grå, mens den er rød eller har rød kant hos auren i Namsen. Småblanken har gjerne også én til tre store svarte flekker på gjellelokket.

Når småblank fanges med fiskestang, er de lett å skille fra aure med en gang de er kroket. De oppleves som sprekere enn ørreten, som beveger seg langt mer sedat når de er kroket.



Småblank (øverst) og aure (nederst). Foto: Eva B. Thorstad.



Småblank med grå fettfinne (venstre) og aure med rødt på fettfinnen (høyre). Foto: Eva B. Thorstad.

3 OMRÅDEBESKRIVELSE

3.1 Namsenvassdraget

Namsenvassdraget er et av Norges største laksevassdrag (210 km lang lakseførende hovedelv) og ligger i nordlige halvdel av Nord-Trøndelag fylke (utløp ved N 64° 27') (**figur 3.1**). Nedbørsfeltet er 6 265 km² og omfatter hele eller deler av kommunene Namsskogan, Røyrvik, Lierne, Snåsa, Grong, Høylandet, Overhalla og Namsos (Lien mfl. 1983). Årlig middelvannføring ved utløpet av Namsen er 290 m³/s (Lien mfl. 1983). Vassdraget, inkludert fiskebestander og kraftutbygging, er detaljert beskrevet i Thorstad mfl. (2006a).

Fiskearter som finnes i vassdraget er laks, aure (*Salmo trutta*), røye (*Salvelinus alpinus*), skrubbe (*Platichthys flesus*), trepigget stingsild (*Gasterosteus aculeatus*), lake (*Lota lota*), ål (*Anguilla anguilla*), havniøye (*Petromyzon marinus*) og ørekyt (*Phoxinus phoxinus*).

I forhold til fiskebestander, fysiske forhold og beliggenhet, kan vassdraget deles i tre hovedområder:

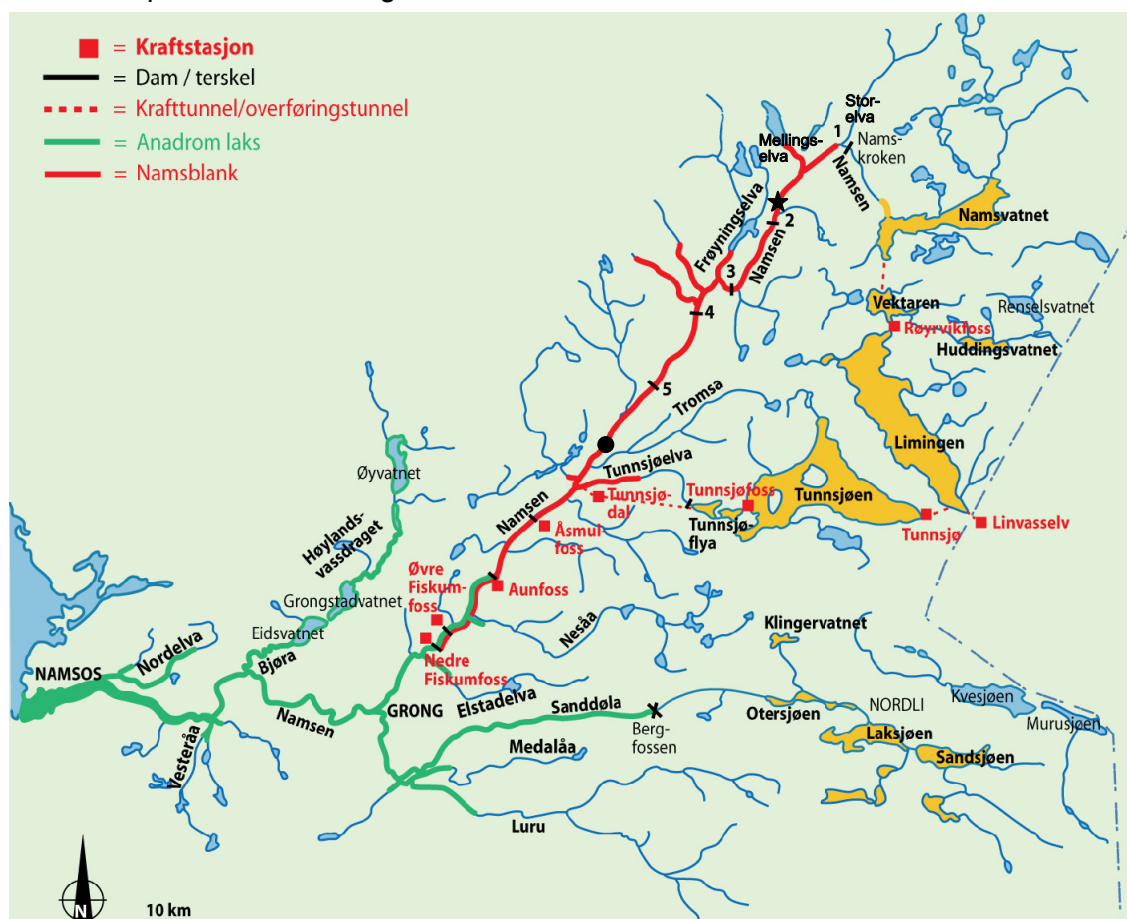
- *Øvre del, hvor det primært finnes bestander av aure og røye, samt småblank på strekninger nesten opp til samløpet med Storelva.* Her er det elvestrekninger med veksling mellom stilleflytende og mer strømhårde områder. Det er flere sideelver av varierende størrelse og gradient. Det er også en rekke innsjøer med ulik tilgjengelighet for vandreende fisk. Hovedvassdraget i denne delen er preget av redusert vannføring på grunn av overføring av vann til områder lenger ned i vassdraget i forbindelse med kraftproduksjon. Strekningen på ca 5 km fra Namskroken (sammenløp med Storelva) ned til Oddoenget (oppstrøms sammenløpet med Mellingselva) er preget av et kontinuerlig fall på ca 1 % uten loner eller terskler (Jarle Fløan, pers. medd.). Ellers er det etablert terskelbasseng i deler av hovedelva. Området grenser inntil Børgefjell Nasjonalpark. I tillegg er det en østlig gren av Namsenvassdraget, Sanddølavassdraget, som har utspring i flere innsjøer i Lierne kommune.
- *Midtre del, hvor det finnes småblank og aure.* Også denne delen av elva har redusert vannføring, og veksler mellom strykområder og stille partier. Det er bygd en rekke terskler, og det er flere stillestående eller sakteflytende områder som resultat av at det er bygd inntaksbasseng for elvekraftverk. Det er mange sideelver av varierende størrelse og med varierende muligheter for oppstrøms vandring av fisk. Tunnsjøelva er ei viktig sideelv hvor det også er bygd flere terskler.
- *Nedre del, hvor dominerende fiskebestander er anadrom laks og aure.* Her er hovedelva jevnt over rasktflytende, men likevel med gjennomgående mindre fall enn lenger opp. Noen sidevassdrag, for eksempel Bjøra/Høylandsvassdraget, er mer preget av stilleflytende elvestrekninger og innsjøer.



3.2 Utbredelse av sjøvandrende laks, småblank, aure og ørekyt

For sjøvandrende (anadrom) laks er Namsen naturlig lakseførende 60 km opp til Nedre Fiskumfoss. Etter bygging av laksetrapper i Nedre og Øvre Fiskumfoss i 1975, er den lakseførende strekningen i hovedelva utvidet med 10 km opp til Aunfoss, og i sideelva Nesåa ca 4 km opp til Iskvernfoss. I tillegg går sjøvandrende laks opp i en rekke sideelver og sidevassdrag, hvor Høylandsvassdraget og Sanddøla er de største. Til sammen er det ca 200 km lakseførende elvestrekninger for sjøvandrende laks i vassdraget (Paulsen mfl. 1991, **figur 3.1**).

Småblanken finnes i Namsen fra Nedre Fiskumfoss til Namskroken (ca 90 km) og i sideelver på denne strekningen opp til de første fossene av noen størrelse (totalt ca 140 km elvestrekninger inkludert hovedelva og sideelver, tilsvarende et vanndekt areal på ca 12 780 000 m², Rikstad 2004, Kristian Julien pers. medd., **figur 3.1, vedlegg 1**). Småblank finnes i kommunene Namsskogan og Grong, og utbredelsesområdet strekker seg opp til 300 m over havet (Berg 1981). Etter at det ble bygd fisketrapp i Fiskumfoss finnes småblank og sjøvandrende laks sammen på strekningen mellom Fiskumfoss og Aunfoss (**figur 3.1**). Det er ikke kjent om sjøvandrende laks og småblank gyter sammen eller opprettholder atskilte bestander på denne strekningen.



Figur 3.1. Kart over Namsenvassdraget som viser utbredelse av småblank, sjøvandrende laks (ikke alle sidebekker med sjøvandrende laks er inkludert) og ørekyt (vist med gult). ● viser hvor Trongfossen ligger. ★ viser vannstandsmåler ved Bjørnstad. Nummererte (1-5) streker over elva viser posisjonen til terskler. Terskel 1 angir tre terskler som ligger så tett i Namskroken/Mattisflya at de kun vises som én på kartet, terskel 2 er steinterskel (tidligere ødelagt botnbru) ved Bjørnstad/Steinåmoen, terskel 3 er ved Namsskogan sentrum, terskel 4 er ved Bjørhusdal og terskel 5 er ved Kjelmryfoss.

Øverste grense for småblank i hovedelva Namsen ble angitt av Berg (1981) til en foss 2 km nedenfor samløpet mellom Namsen og Storelva (ved Jutulhaugen, posisjon 0424904, 7218556). Dette er første foss av betydning ovenfor Trongfossen og fallet er ca 2 meter. I 2002 ble småblank funnet ovenfor denne fossen, på strekninger opp til en foss like nedenfor der Storelva og Namsen møtes (foss ved posisjon 0424998, 7218971, Rikstad 2004). Det kan også hende at småblank ved ideelle vannføringsforhold kan passere denne fossen (Rikstad 2004).

Sjøaure har lik utbredelse som sjøvandrende laks i vassdraget. Innlandsaure finnes i de fleste deler av vassdraget, og har trolig innvandret naturlig både øst- og vestfra, samt blitt spredd ved hjelp av mennesker (Berg 1981). Innlandsaure finnes derfor på alle strekninger som det finnes småblank.

Ørekyt forekommer ikke naturlig i vassdraget, men er spredt til innsjøer og elvestrekninger øverst i vassdraget ved hjelp av mennesker (**figur 3.1**, Thorstad mfl. 2006b). Ørekyt vil i løpet av de kommende årene sannsynligvis spre seg videre nedover i vassdraget, og har tre mulige spredningsveier: fra Otersjøen og ned i Sanddøla, fra Tunnsjøflyan og ned i Tunnsjøelva og fra Namsvatnet og ned hovedelva Namsen. Fra Namsvatnet har ørekyta allerede spredt seg 2 km nedover i Namsen. Ørekyt finnes i dag ikke på strekninger med småblank. Det er imidlertid sannsynlig at den før eller siden sprer seg ned Tunnsjøelva eller Namsen og etablerer seg på strekninger med småblank.

3.3 Kraftutbygging

Kraftutbygging har foregått i Namsenvassdraget fra 1940 og fram til midt på 1980-tallet. Til sammen er det åtte kraftverk i vassdraget, hvorav fem ligger på strekninger med småblank (**figur 3.1, tabell 3.1**). Fiskumfoss, Øvre Fiskumfoss, Aunfoss og Åsmulfoss er elvekraftverk som utnytter fall i hovedelva Namsen, mens de øvrige utnytter fall i sidevassdrag eller ved overføringer til sidevassdrag.

Under siste verdenskrig startet utbyggingen av Fiskumfoss kraftverk i Nedre Fiskumfoss, og første aggregat ble satt i drift i 1946. Den første reguleringen av Tunnsjøen skjedde i denne forbindelsen, da sjøen ble regulert som magasin for driften av Fiskumfoss kraftverk. En utvidelse av kraftverket i Fiskumfoss med ytterligere ett aggregat i 1950 krevde større magasinivolum i vassdraget. En oppdemming på 14 m av tre vatn førte til at Namsvatnet ble skapt. Namsvassdammen ble tatt i bruk i 1952. På slutten av 1950-tallet ble Aunfoss kraftverk satt i drift lengre opp i Namsen uten at det ble foretatt ytterligere magasinutbygginger.

Den mest omfattende kraftutbyggingen skjedde på 1960-tallet, gjennom et prosjekt som er omtalt som "den store overføringen". Dette innebar at vann fra Namsvatnet, som naturlig drenerer ned Namsen, ble overført til innsjøene Vektaren og Limingen, som begge naturlig drenerer til Sverige. Deretter ble vannet ført videre tilbake til Namsen via Tunnsjøen og Tunnsjøflyan. Tilsiget fra Namsvatnet kan dermed utnyttes til kraftproduksjon i kraftverkene Røyrvikfoss, Tunnsjø, Tunnsjøfoss og Tunnsjødal, før det føres tilbake til Namsen igjen.

På 1970-tallet ble kraftverkene Åsmulfoss og Øvre Fiskumfoss bygd i Namsen. Midt på 1980-tallet ble kraftverket Tunnsjøfoss bygd for å utnytte fallet mellom Tunnsjøen og Tunnsjøflyan.

Tabell 3.1. Kraftverkene i Namsenvassdraget. Opplysninger er hentet fra Paulsen mfl. (1991), Wathne (1999), Hjulstad (1993) og Terje E. Flåtter, NTE (pers. medd.).

Kraftverk	Årstall satt i drift	Fall (m)	Slukeevne (m ³ /s)	Midlere års- produksjon (GWh)
Overføringstunnel Namsvatnet-Vekteren	1963	Tilsv. null	—	—
Røyrvikfoss	1965	29	68	96
Tunnsjø	1963	60	59	138
Tunnsjøfoss	1986	9	86	27
Tunnsjødal	1963	238	92	850
Åsmulfoss	1971	10	135	74
Aunfoss	1959	29	130	180
Øvre Fiskumfoss	1976	7	140	57
Nedre Fiskumfoss	1946	35	140	240

3.4 Vannføring

I 1952-1964 var vannføringen ved Bjørnstad (**figur 3.1**) regulert i form av at magasinet Namsvatn var tatt i bruk og ble manøvrert i henhold til produksjon av elektrisk kraft ved kraftverket i Nedre Fiskumfoss. Alt tilsiget fra det naturlige nedbørfeltet gikk forbi Bjørnstad i denne perioden, men vannføringen var utjevnet gjennom året med lavere vår- og sommervannføring og høyere vintervannføring enn ved uregulerte forhold (**figur 3.2**).

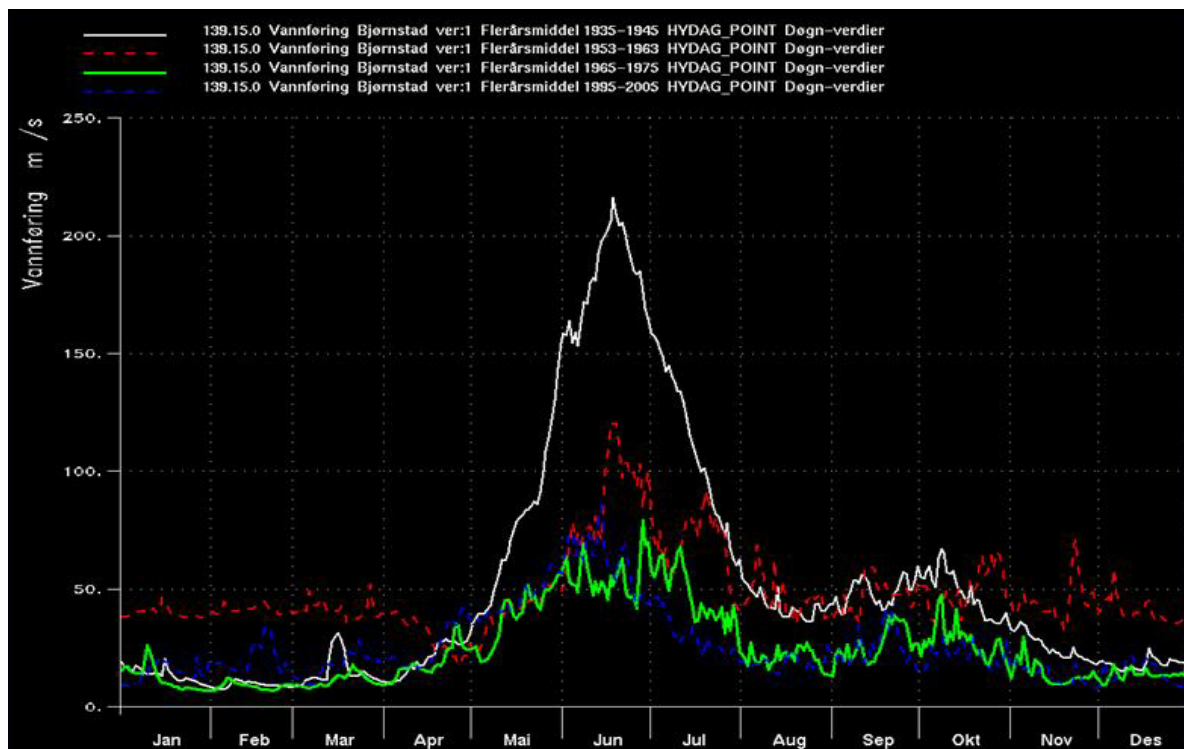
Fra 1960-tallet og “den store overføringen” har vannføringen vært redusert i hovedelva Namsen fra Namsvatnet og ned til utløpet av Tunnsjøelva (**figur 3.2**), samt i Tunnsjøelva fra Grøndalsdammen ved Tunnsjøflyan til Tunnsjødal, ca 1,8 km fra samløpet med Namsen. Dette har medført at nedbørfeltet ved Bjørnstad er redusert med 2/3 når det ikke slippes vann fra Namsvatnet. Nedbørfeltet ved Bjørnstad var 1037 km² før reguleringen, mens det nå er redusert til 341 km² (Arnt Eivind Bjøru, NTE, pers. medd.). Åbjørautbyggingen ledet noe vann vekk fra Frøyningvassdraget, noe som førte til en ytterligere, om enn begrenset, reduksjon av vannføringen i øvre Namsen.

Fra 1964 har det vært krav om minstevannføring i øvre Namsen. Fra Namsvatnet til Namsen skal det i følge manøvreringsreglementet for vinterhalvåret (1. november - 1. mai) slippes en minstevannføring på 2 m³/s. I sommerhalvåret slippes tilstrekkelig vann fra Namsvatnet til at det ved kontrollmerke Bjørnstad skal holdes en minstevannføring på 12 m³/s. I Tunnsjøelva er det ingen bestemmelser om minstevannføring.

Vannføringen ved Bjørnstad (**figur 3.3**) kan representere vannføringen i Namsen på strekningen fra utløpet av Mellingselva til utløpet av Tunnsjøelva, selv om vannføringen gradvis øker på strekningen på grunn av tilførsel fra sidevassdrag. Gjennomsnittlig vannføring ved Bjørnstad er i dag betydelig redusert under vårflommen i mai-juli sammenlignet med uregulerte forhold (**figur 3.2**). Flomtoppen var ca to og en halv ganger større under uregulerte forhold enn i dag. Høstvannføringen (august – november) var også ca dobbelt så stor un-

der uregulerte forhold som i dag. Gjennomsnittlig vintervannføring (desember-april) er imidlertid ikke særlig forskjellig i dag i forhold til uregulerte forhold.

Siden kravet til minstevannføring om sommeren gjelder vannføring ved Bjørnstad og ikke ut fra Namsvatn, vil mengden vann som slippes fra Namsvatn være avhengig av hvor mye vann som tilføres fra sidevassdrag mellom Namsvatn og Bjørnstad. Hvis bidraget fra Mellingselva til Namsen er stort, kan en teoretisk sett tenke seg perioder om sommeren med svært liten vannføring på de øverste småblankstrekninger i Namsen, oppstrøms samløpet med Mellingselva. NTE ved Arnt Eivind Bjøru har derfor beregnet vannføringen på denne strekningen av Namsen, som utgjør de seks øverste kilometrene av småblankens utbredelsesområde (**tabell 3.2**). Det tilføres lite vann fra sidebekker eller sideelver på denne strekningen, og forskjellen i årlig middelvannføring mellom øverst og nederst på strekningen var kun $1,8 \text{ m}^3/\text{s}$ i perioden 1989-2006 (**tabell 3.2**). I forhold til Bjørnstad var årlig middelvannføring $11 \text{ m}^3/\text{s}$ lavere øverst på strekningen. Beregningene viser at vannføringen enkelte døgn i enkelte somre (1. mai - 31. august) har vært lav. Laveste årlige døgnvannføring øverst på strekningen om sommeren varierte mellom $1,2$ og $9,9 \text{ m}^3/\text{s}$ i perioden 1965-2006. Laveste vannføring var mindre enn $4 \text{ m}^3/\text{s}$ i ni av disse årene. Imidlertid ble de aller laveste vannføringene registrert tidlig i perioden, og etter 1985 har vannføring om sommeren aldri vært lavere enn $4,8 \text{ m}^3/\text{s}$.



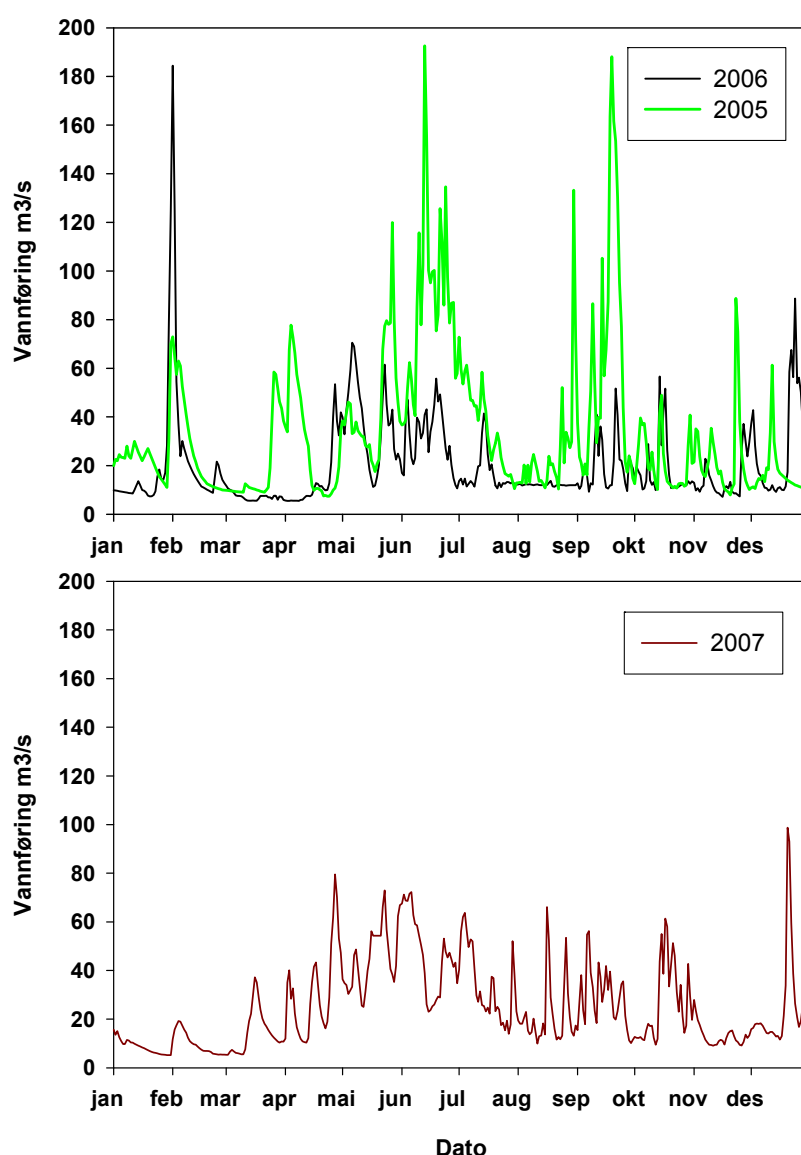
Figur 3.2. Vannføringen i Namsen ved Bjørnstad gitt som flerårsmiddel-døgnverdier i perioden 1935-1945 (før kraftregulering, **hvit linje**), i perioden 1953-1963 (bruk av Namsvatn som magasin for kraftverket i Nedre Fiskumfoss, **rød stiplet linje**), i perioden 1965-1975 (de første årene etter "den store overføringen", **grønn linje**) og i perioden 1995-2005 (nyere tid, **blå stiplet linje**). Figuren er utarbeidet av Arnt Eivind Bjøru, NTE.

Vannføringen i øvre Namsen, både ved Bjørnstad og på strekningen ovenfor samløpet med Mellingselva er generelt karakterisert av raske og store svingninger (se eksempler **figur 3.3 og 3.4**), som kan forekomme hele året. For eksempel i 2005 var den største økningen av døgnmiddelvannføringen fra ett døgn til det neste på $103 \text{ m}^3/\text{s}$ (30. august) og den største reduksjonen på $61 \text{ m}^3/\text{s}$ (31. august). I 2006 var den største økningen av

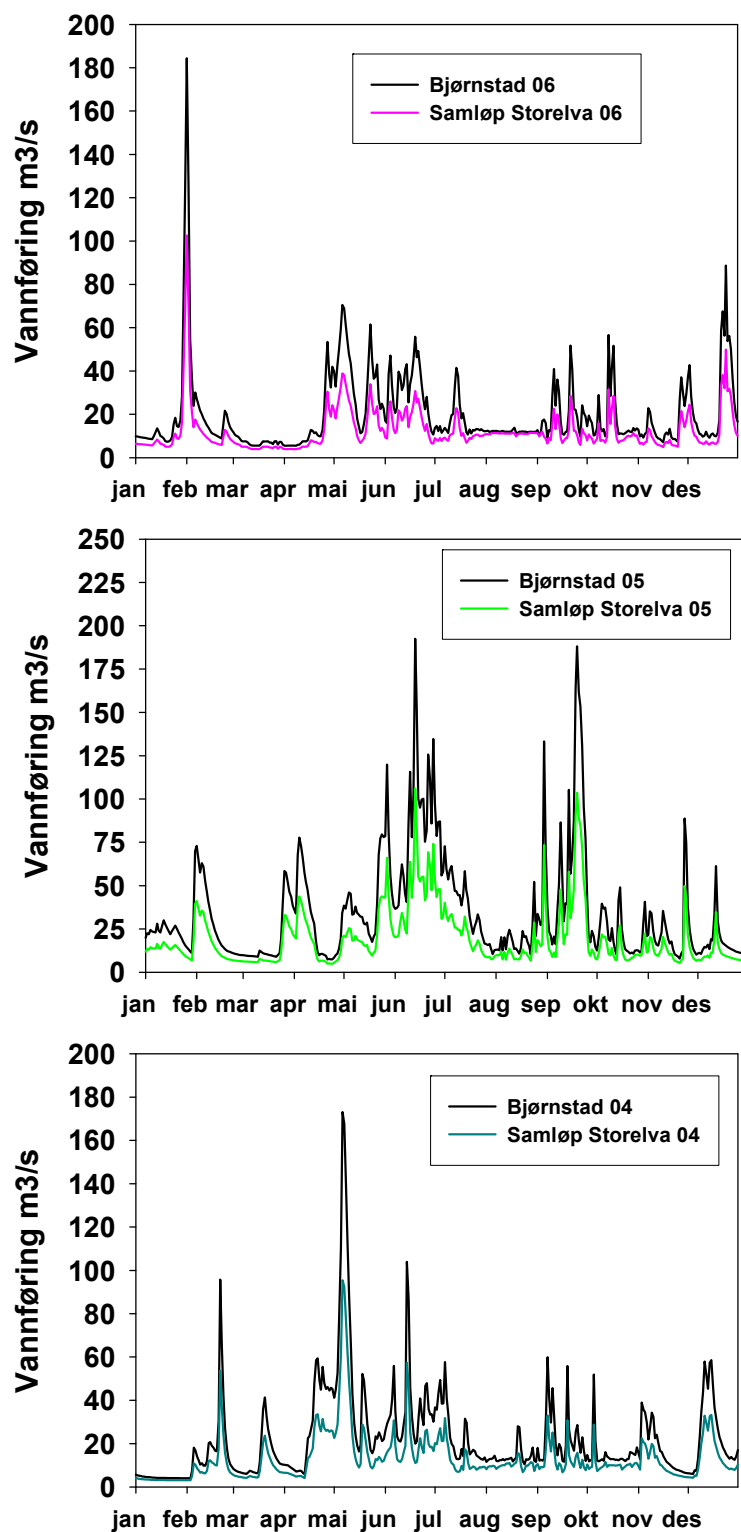
døgnmiddelvannføringen fra ett døgn til det neste på 59 m³/s (1. februar) og den største reduksjonen på 70 m³/s (3. februar).

Tabell 3.2. Middelvannføring i Namsen ved Bjørnstad, like oppstrøms samløpet med Mellingseiva og like nedstrøms samløpet med Storelva. Tabellen er utarbeidet av Arnt Eivind Bjøru, NTE.

Lokalitet	Middelvannføring 1965-2006	Middelvannføring 1989-2006
Bjørnstad	26,3 m ³ /s	27,9 m ³ /s
Oppstrøms Mellingseiva	17,8 m ³ /s	18,6 m ³ /s
Nedstrøms Storelva	16,2 m ³ /s	16,8 m ³ /s



Figur 3.3. Vannføring i Namsen ved Bjørnstad i 2005, 2006 og 2007. Vannføringsdata for 2008 var enda ikke klargjort da denne rapporten ble skrevet. Data er framskaffet av Arnt Eivind Bjøru, NTE.



Figur 3.4. Vannføring i Namsen like nedstrøms samløpet med Storelva (øverste utbredelse av småblank) sammenlignet med vannføring ved Bjørnstad i 2004-2006. Data er framskaffet og beregnet av Arnt Eivind Bjøru, NTE.

3.5 Terskler og kraftverksdammer

Terskler er markerte forhøyninger i elvebunnen på tvers av elveløpet som demmer opp vannet ovenfor slik at det dannes grunne innsjøer, høler, kulper og lignende. I Namsen-vassdraget er kunstige terskler bygd etter pålegg for å kompensere for negative effekter av kraftreguleringen. Hensikten med terskler er generelt å heve vannstanden og øke vannspeilet, som oftest ut fra estetiske (utseendemessige) hensyn, og for å forbedre forholdene for aure og aurefiske.

I Tunnsjøelva er det bygd til sammen 11 terskler (Hjulstad 1993). I Namsen er det bygd seks terskler i betong og tre (Hjulstad 1993, Rikstad 2004, **figur 3.1**); ved Namskroken/Mattisflya (tre nærliggende terskler, den første bygd i 1965), Namsskogan sentrum (1965/66), Bjørhusdal (1998) og Kjølmyrfoss (1978). Ved Bjørnstad/Steinåmoen finnes i tillegg en terskel som tidligere var ei botnbru, men som ble omgjort til en steinterskel i 2007. Denne demmer imidlertid ikke opp områdene ovenfor i betydelig grad. Bygging av terskel i Storflyan, øverst i Namsen, er under utredning. I tillegg er det bygd demninger i Namsen i forbindelse med kraftstasjonene Fiskumfoss, Øvre Fiskumfoss, Aunfoss og Åsmulfoss, som også har omgjort strykarealer til stilleflytende vann (**tabell 3.3**).

Tabell 3.3. Terskler og dammer i Namsen på strekninger med småblank. Opplysninger er hentet fra Rikstad (2004).

Terskel/dam	Lengde på oppdemt elvestrekning (km)	Areal på oppdemt elvestrekning (da)	Høyde på oppdemning (m)
Aunfoss	10	2200	4
Åsmulfoss	6	935	9
Fiskumfoss	2	300	
Øvre Fiskumfoss	8	1500	
Namsskogan	7	1060	1,5
Kjølmyrfoss	2	435	2
Bjørhusdal	3	520	2
Total	38	6950	

3.6 Vannkjemi

Vannprøver ble tatt under feltarbeid i Namsen og sidevassdrag i 2007, som senere ble analysert ved Trondheim kommune, analysesenteret (**vedlegg 2**). Namsen med tilløpselver hadde en god vannkvalitet med hensyn til pH (6,40-7,38) og alkalitet (30-330 µekv/L) (**vedlegg 2**). Imidlertid var vannet relativt næringsfattig, med 1,6-4,3 µS/m i konduktivitet og 2,3-5,4 µg P/L i totalt fosfor, bortsett fra Tunnsjøelva med 22,6 µg P/L. Namsen og Frøyningselva hadde klart vann med 6-9 i fargetall, mens de andre tilløpselvene var noe humuspåvirket (21-33 i fargetall). Mellingselva og Frøyningselva hadde lavest innhold av total nitrogen, med henholdsvis 84 og 97 µg N/L, sammenliknet med de andre lokalitetene (120-220 µg N/L). Vannkvaliteten er ikke vesentlig endret siden 1980-tallet (Berg 1981).



Strykområdene på småblankens leveområder i hovedelva mer enn halvert på grunn av bygging av terskler og kraftverksdammer, som har omgjort strykområder til stillestående vann (Rikstad 2004). Begge foto viser terskel Kjelmfoss. Foto Eva B. Thorstad.



Aunfoss kraftverk (til venstre) og Åsmulfoss kraftverk (til høyre). Foto Eva B. Thorstad.



Terskel ved Namsskogan sentrum (til venstre) og Bjørnstad/Steinåmoen (til høyre). Foto Eva B. Thorstad.

4 MATERIALE OG METODER

4.1 Overvåking av bestanden ved el-fiske

El-fiske ble gjennomført på 17 stasjoner i Namsenvassdraget 6.-9. august 2007 ved én gangs overfiske på hver stasjon (9 stasjoner i Namsen og 8 stasjoner i sidevassdrag, **tabell 4.1, figur 4.1**). Fangst med elektrisk fiskeapparat ble gjennomført i strykområder, siden metoden ikke er en egnet fangstmetode på dypere og mer stillestående vann. En stor spesialkonstruert håv ble benyttet på de fleste stasjonene for å fange opp fisk som ble el-fisket (se foto), noe som særlig effektiviserte fangstene på dypere områder med sterk strøm. Stasjon 8 ligger midt på strekingen som er planlagt oppdemt ved en eventuell utbygging av Trongfossen.

Til sammen ble et areal på 7390 m² overfisket (4630 m² i Namsen og 2760 m² i sidevassdrag), og total tid med aktivt fiske var 11,5 timer (6,8 timer i Namsen og 4,6 timer i sidevassdrag). Vannføringen i Namsen ved Bjørnstad var i gjennomsnitt 14,7 m³/s under feltarbeidet (variasjon 13,3-16,7 m³/s).

Antall småblank og aure ble registrert for hver lokalitet. All småblank ble veid (til nærmeste 0,01 g) og lengdemålt (til nærmeste mm) umiddelbart etter fangst, før de ble konservert på sprit. Auren ble konservert på sprit uten målinger. All fisken ble individmerket før konservering.



Spesialkonstruert håv som ble benyttet under el-fiske i Namsenvassdraget i 2007. Foto Odd Terje Sandlund og Eva B. Thorstad.

4.2 Overvåking av bestanden ved garnfiske

4.2.1 Generell overvåking i 2007 og 2008

Garnfiske ble gjennomført ved 12 stasjoner i hovedelva Namsen og ved én stasjon i Lille Bjørhusdalselva (**tabell 4.2, figur 4.2**). På hver stasjon ble det fisket ei natt med fire standard monofilament fiskegarn med maskevidder 12,5, 16,5, 22 og 25 mm. Dette er maskevidder som inngår i den såkalte SNSF-serien (Rosseland mfl. 1979). Disse garna er 27 meter lange og 1,5 meter dype og dekker et areal på 40,5 m² når de står rett opp og ned i vannet. To av stasjonene ble undersøkt i 2007 (garnstasjon 9 og 10, 7.-10. august), mens de øvrige stasjonene ble undersøkt i 2008 (25.-30 juli). Vannføringen i Namsen ved Bjørnstad varierte mellom 13,3 og 19,4 m³/s under feltarbeidet i 2007 og mellom 11,0 og 15,8 m³/s i 2008.

Tabell 4.1. Beskrivelse av el-fiskstasjoner for overvåking av småblank i 2007. Stasjonenes areal ble målt opp med målebånd.

Stasjon	Posisjon (UTM)	Areal fisket (m ²)	Tid fisket (min)	Vanndyp (cm)
1 Namsen ved Snåsamoen	0421032, 7215090	800	75	10-30
2 Namsen ved Mellingsmoen Camping	0419353, 7213906	563	60	10-50
3 Namsen ved Bjørnstad Bru	0417955, 7211515	740	50	10-70
4 Namsen ved botnbru Steinåmoen	0417667, 7209629	462	40	10-60
5 Namsen ved Namsskogan sentrum	0411825, 7202120	250	30	10-60
6 Namsen under terskel Kjølmyrfoss	0403170, 7189474	144	35	10-70
7 Namsen ved Breifossen	0405229, 7192741	252	30	10-70
8 Namsen ovenfor Trongfossen	0398593, 7184176	656	50	5-60
9 Namsen ved Kjølmoen	0394596, 7178683	763	40	5-70
10 Mellingselva, øverst ved Mellingsvatnet	0419430, 7218404	212	40	10-70
11 Mellingselva, ved E6	0420227, 7217601	170	15	10-50
12 Smalvasselva (Litlelva)	0420469, 7217441	486	75	5-35
13 Sandåa	0413921, 7200624	72	15	10-45
14 Frøyningselva	0411107, 7204257	875	50	10-40
15 Brekkvasselva	0406477, 7193198	272	30	10-70
16 Tunnsjøelva nedenfor stryk	0395416, 7178351	233	20	30-60
17 Tunnsjøelva ovenfor stryk	0395416, 7178351	440	33	5-35
Sum		7390	688	
Gjennomsnitt		435	40	

Garnstasjon 10 ligger midt på strekingen som er planlagt oppdemt ved en eventuell utbygging av Trongfossen (samme sted som el-fiskstasjon 8). Stasjon 6 ligger øverst på strekingen som er planlagt oppdemt (**tabell 4.2**).

To av stasjonene som ble undersøkt var i terskelbassenger med helt stillestående vann. Garna ble rodd ut med båt og satt vinkelrett utover fra land (stasjon 4 ovenfor terskelen ved Namsskogan sentrum, og stasjon 12 ovenfor terskelen ved Kjølmyrfoss). De øvrige stasjonene omfattet svakt til sterkt strømmende vann, og garna ble vadet ut og satt på skrå fra land med strømrretningen nedover elva, eller festet med stein et stykke ut i elva og satt rett nedover med strømmen. Garnstasjonene dekket således et vidt spekter av ulike leveområder for fisk.

På mange stasjoner med strømmende vann ble garna satt på grunt vann (**tabell 4.2**). Garna dekket derfor ikke det samme arealet som de vanligvis dekker når de står rett opp og ned på dypere vann. For å forsøke å korrigere for ulikt garnareal mellom stasjoner på grunn av ulike vanndyp, ble gjennomsnittlig vanndyp for hvert enkelt garn benyttet som høyde på garnet i beregninger av garnareal og fangst per garnareal (med mindre vanndypet var større enn høyden på garnet, der høyden på selve garnet, 1,5 m, ble brukt i beregningene av garnareal). Utbyttet er angitt som antall individ fanget per 100 m² garnareal per natt. Disse beregningene er ikke helt riktig for alle stasjonene, siden garna noen steder ble

presset ned mot bunnen på grunn av sterk strøm, og noen steder på grunt vann ble garna stående skrått i vannet. Disse beregningene gir imidlertid et riktigere bilde enn å bare sammenligne antall fisk mellom stasjoner, og vil gi et riktigere bilde ved sammenligningen av de to stasjonene i stillestående terskelbasseng i forhold til de andre stasjonene.

På grunn av at garn ble benyttet i til dels uvanlige habitater for garnfiske, kan fangstene i undersøkelsen ikke sammenlignes direkte med fangster rapportert i andre garnfiskeundersøkelser. Unntak er fangsten i de stillestående terskelbassengene (stasjon 4 og 12), der garna sto normalt i dypere stillestående vann.

Antall småblank og aure ble registrert for hver lokalitet. All fisk ble veid (til nærmeste 0,01 g) og lengdemålt (til nærmeste mm) umiddelbart etter fangst, før de ble lagt i en fryser. All fisken ble individmerket før de ble frosset.

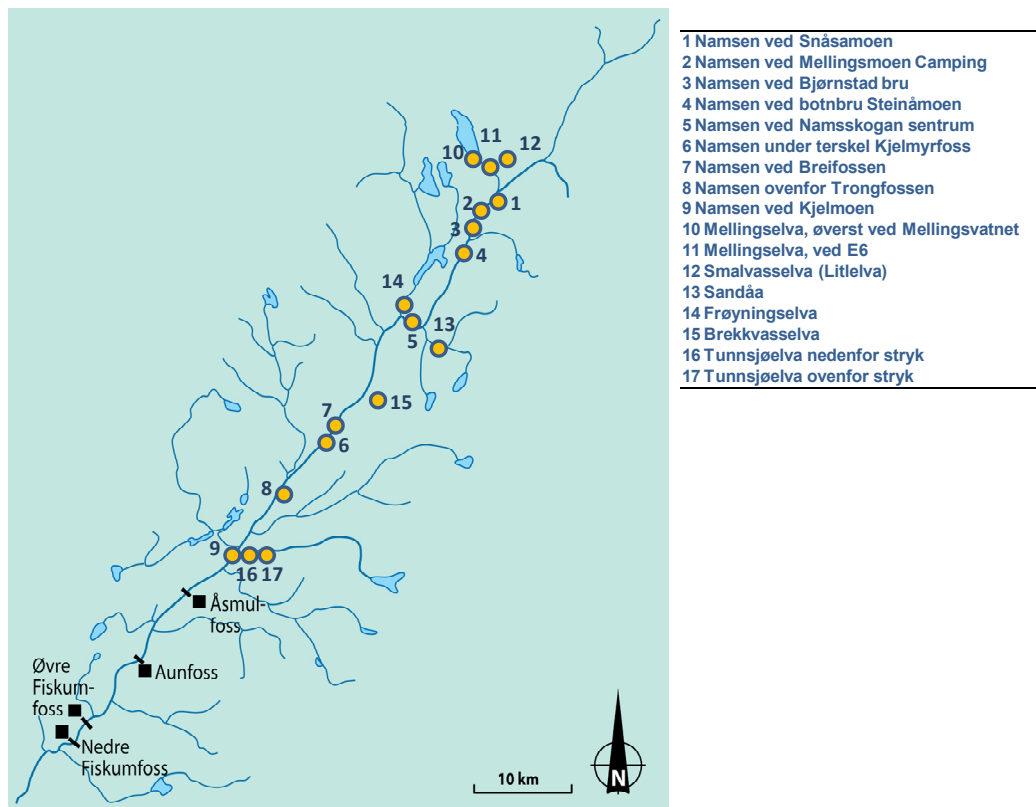
Tabell 4.2. Beskrivelse av garnstasjoner for overvåking av småblank i 2007 (lokalitet 9 og 19) og 2008 (øvrig lokaliteter)*.

Stasjon	Posisjon (UTM)	Vannndyp (cm)
1 Namsen nedenfor Løvmoen	0418554, 7212900	10-57
2 Namsen ovenfor Bjørnstad Bru	0417960, 7211724	60-130
3 Namsen ved terskel Steinåmoen	0417660, 7209631	10-110
4 Namsen ved Nyheim Camping	0413694, 7202640	20-190
5 Namsen ved Breifossmoen	0404417, 7191544	10-65
6 Namsen ved Flåttådal	0399352, 7185337	15-65
7 Namsen ved Lindmoen	0401508, 7187592	20-100
8 Namsen ved Kjølmoen	0394630, 7178903	20-120
9 Namsen ved Bjørnstad Bru	0417973, 7211608	40-80
10 Namsen ovenfor Trongfossen	0398645, 7184203	20-75
11 Lille Bjørhusdalselva	0406843, 7200945	10-50
12 Namsen ovenfor Kjølmyrfoss	0403693, 7189656	150-200
13 Namsen i fluefiskesonen	0393516, 7176990	30-125

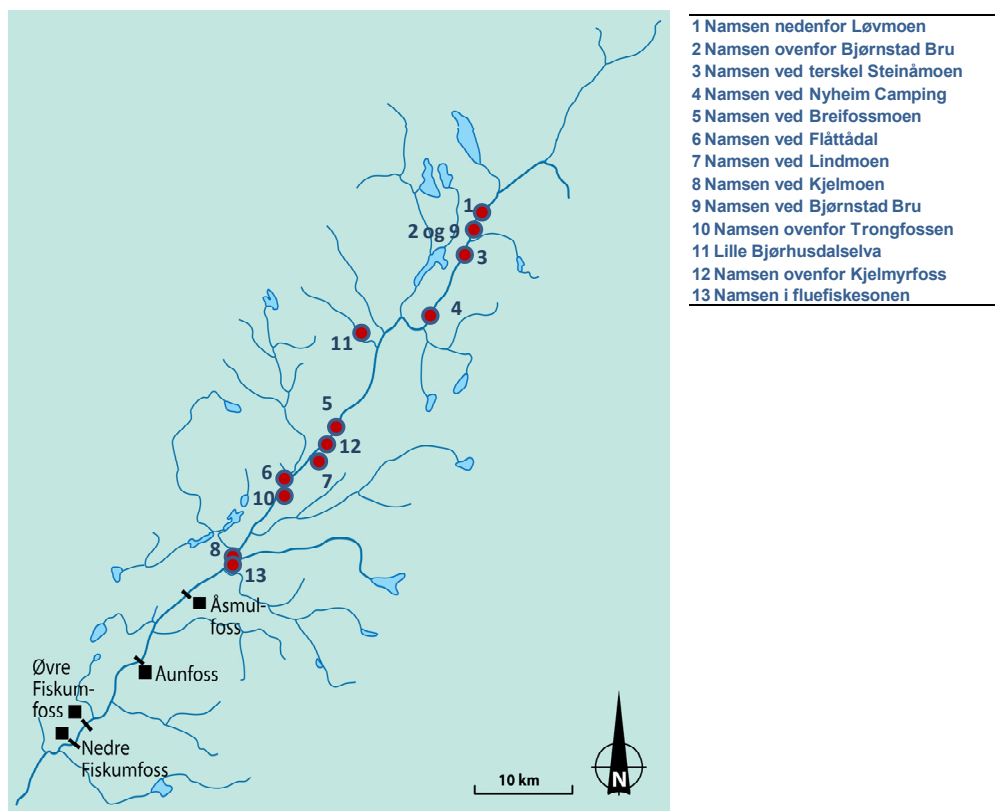
*Garnstasjon 3 er samme sted som el-fiskstasjon 4, garnstasjon 5 er nær el-fiskstasjon 7, garnstasjon 8 er nær el-fiskstasjon 9, garnstasjon 9 er samme sted som el-fiskstasjon 3 og garnstasjon 10 er samme sted som el-fiskstasjon 8 (se **tabell 4.1**).

4.2.2 Garnfiske i Bjørnstadhølen i 1984 og 2006

Garnfiske ble gjennomført ei natt i Bjørnstadhølen under Bjørnstadfossen (se kart 2, **vedlegg 3**) 8. juli 2006 for å kunne sammenligne med undersøkelser på samme sted 24. juli 1984 (Berg upubliserte data). Fangstinnsats, maskevidder og posisjon for garna var den samme i 1984 og 2006. Det ble benytta 11 standard monofilament fiskegarn med maskevidder 29 mm (2 stk), 26 mm (2 stk), 24 mm (2 stk), 19,5 mm (3 stk) og 16 mm (2 stk). Vannføringen ved Bjørnstad var 16,1 m³/s under fisket i 1984 og 12,7 m³/s i 2006.



Figur 4.1. El-fiskstasjoner for overvåking av småblank i Namsenvassdraget i 2007 (se også tabell 4).



Figur 4.2. Garnstasjoner for overvåking av småblank i Namsenvassdraget i 2007 og 2008 (se også tabell 5).



Garnsett i strømmende vann ved steinterskel ved Steinåmoen (til venstre) og ved Breifossmoen (til høyre). Foto Eva B. Thorstad.

4.3 Habitatkartlegging

Habitatkartlegging ble gjennomført ved subjektiv klassifisering og digitalisering av elveareal med utgangspunkt i fallgradient og vannhastighet i overflaten basert på flyfoto (ortofoto). Habitatet ble klassifisert i kategoriene foss, stritt stryk, moderat stryk og sakteflytende (**tabell 4.3**). Kartleggingen ble gjennomført i hovedelva Namsen fra 2 470 meter oppstrøms utløpet av Mellingselva (ved Oddoenget) og ned til Nedre Fiskumfoss. Ortofoto-dekningen opphørte oppstrøms Oddoenget.

Alderen på ortofoto varierte noe, men de fleste bildene som utgjorde grunnlaget for digitaliseringen hadde flyfotodato 22. juli 2006 og 3. juni 2003. Vannføringen ved Bjørnstad disse datoene var henholdsvis 42 og 50 m³/s. Kvaliteten på bildene var god. Det var imidlertid ofte vanskelig å se overganger mellom vannhastighetsklassene, for eksempel om vannhastigheten på enkelte strekninger var moderate stryk, eller om strekningen var sakteflytende og vindpåvirket.

Vannhastigheten ble digitalisert etter ortofoto med GIS programmet ArcMap 9.2 fra ESRI. I tillegg ble FKB-vann (vann_linje) oppdatert og tørrfallsområder (grusører og tørrlagt elvebredd) lagt til etter ortofoto. Ved digitaliseringen ble FKB-vann brukt som avgrensning av elvepolygonet. Dette gjør at noen små endringer i elveløpet som er kommet siden siste oppdatering av FKB-vann ikke er med. Ved en eventuell oppdatering av FKB-vann vil dermed yttergrenser kunne følge den nye elvekanten. De fleste FKB-vann-linjene ble oppdatert 3. juni 2003.

Tabell 4.3. Beskrivelse av kategorier for habitatklassifisering av elvestrekninger.

Kategori	Beskrivelse
Foss	Markert fallgradient og svært høy vannhastighet.
Stritt stryk	Betydelig fallgradient og vannhastighet (> 1,0 m/s), men ikke så markert som i foss.
Moderat stryk	Liten fallgradient med variert moderat vannhastighet (0,2-1,0 m/s).
Sakteflytende	Områder med relativt stillestående vann med liten eller moderat vanngjennomstrømning og lav vannhastighet (0-0,2 m/s).

*FKB vann = Felles Kartdata Base. Innsjøer og vassdrag. Kyst og sjørelaterte objekter.
Les mer: http://www.statkart.no/IPS/filestore/Geovekst/Produktark/Prodark_FKB.pdf

4.4 Bearbeiding av innsamlet fisk i laboratoriet

Småblank samlet inn ved overvåkingen i 2007, og som var konserverert på sprit, ble senere veid og lengdemålt i laboratoriet (12. og 13. november 2007) for å kunne undersøke effekter av spritkonservering på kroppslengde og vekt. Samtidig ble skjellprøver og genetiske prøver tatt, og fisken lagt tilbake på sprit. I november 2008 ble fisken tatt opp igjen og bearbeidet i laboratoriet ved at otolitter ble tatt ut for aldersbestemmelse. Mager ble lagt på glass med sprit for eventuelt senere bearbeiding (inngår ikke i dette prosjektet). Kjønn, kjønnsmodningsstadium og magefyllingsgrad ble også bestemt.

Småblank samlet inn ved overvåkingen i 2008, og som var frosset, ble tint og analysert i laboratoriet i november 2008. De ble veid og lengdemålt for å kunne undersøke effekter av frysing på kroppslengde og vekt. Otolitter, skjellprøver, genetiske prøver og mageprøver ble tatt fra fisken. Magene ble lagt på glass med sprit for eventuelt senere bearbeiding (inngår ikke i dette prosjektet). Samtidig ble kjønn, kjønnsmodningsstadium, magefyllingsgrad og mengde fett på innvoller bestemt. Antall rognkorn ble talt opp for kjønnsmodne hunner.

Småblank samlet inn av SWECO Norge AS i Namsen ved Trongfossen ved el-fiske (n = 33, 11.-12. august), samt ekstra prøver samlet inn fra Namsen ved Oddoenget ca 1,5 km oppstrøms samløp med Mellingselva med garn (n = 2, 29.-30 oktober), Mellingselva ved el-fiske (n = 23, 18. september, ved el-fiskstasjon 10 **tabell 4.1**), nedstrøms Åsmulfoss kraftstasjon med garn (n = 12, 11.-12. oktober) og Tunnsjøelva ved el-fiske (n = 1) i 2008 ble frosset og analysert på samme måte som beskrevet for småblank samlet inn under overvåkingen i 2008. Ingen av disse fiskene ble veid eller lengdemålt før frysing. Fersklengde og -vekt for disse fiskene ble beregnet ved bruk av ligning 3 og 4 (kapittel 5.8.2). Materialet fra Trongfossen ble samlet inn oppstrøms Trongfossen (på og nedstrøms garnstasjon 10, **tabell 4.2**), med unntak av ett individ som ble samlet inn like nedstrøms Trongfossen.

Kjønnsmodningsstadium ble klassifisert etter en skala fra 1-7, hvor stadium 1-2 er umoden fisk, stadium 3-5 er kjønnsmoden fisk, stadium 6 er gyttende fisk og stadium 7 er utgytt fisk (Dahl 1917). Fisk klassifisert til stadium 2 kan ha gytt et tidligere år, men var ikke moden for gyting i innsamlingsåret. Magefylling ble vurdert etter seksdelt skala fra 0 (tom mage) til 5 (full, utspilt mage). Mengde fett på innvoller ble vurdert etter følgende skala: 0 = ikke synlig fett, 1 = synlig fett, men sporadisk og ikke mye, 2 = jevnt fordelt fett, til mye.

Skjellprøver ble brukt til å bestemme alder og til å tilbakeberegne vekst for småblank. Det ble antatt at det er direkte proporsjonalitet mellom veksten av skjell (målt som økningen i skjelllets radius) og fiskens kroppslengde (Dahl 1917). For individer som ikke ble lengdemålt før frysing, ble den tilbakeberegnete fersklengden benyttet. Ulike fangstmetoder kan ha ulik selektivitet både med hensyn på hvilke størrelsesgrupper som fanges og på hvilke typer fisk som fanges med hensyn på vekstmønster. Vekst kan for eksempel ha en sammenheng med aktivitetsmønster, og en passiv fangstmetode som garn kan tenkes å for eksempel fange de mest aktive individene. Når veksten tilbakeberegnes, vil det også ha en betydning hvilken aldersgruppe fisk som inngår i analysen, siden det kan ha foregått en selektiv dødelighet på tidligere stadium. Tilbakeberegningen av vekst for seksåringer kan dermed vise en systematisk forskjell i forhold til for eksempel to-treåringer. Sammenligning av vekst mellom ulike deler av vassdraget begrenses av at materialet er samlet inn med ulike metoder og fra ulike typer stasjoner, og at det har en ulik alderssammensetning. Dessuten er det på noen stasjoner fanget relativt få individer. Det er gjort et utvalg sammenligninger av vekst mellom ulike områder av vassdraget hvor det er forsøkt tatt hensyn til dette, men sammenligninger av vekst for småblank fra ulike steder i vassdraget må likevel tolkes med forsiktighet.

I NINAs skjellarkiv finnes 83 skjellkonvolutter fra innsamling av småblank ved Bjørnstad og i Mellingselva fra perioden 1950-1956. Fisken ble trolig samlet inn av Magnus Berg med bruk av krok og mark. Ikke alle konvoluttene inneholdt skjell som kunne leses, men vekten ble tilbakeberegnet for 36 individer fra Mellingselva og 26 individer fra Bjørnstad.

4.5 Sammenligning av bestandsstruktur mellom småblank og sjøvandrende laksunger

Som en sammenligning av bestandsstrukturen mellom småblank og sjøvandrende laks ble lengdefordelingen av fisk fanget ved el-fiske sammenlignet mellom småblank og sjøvandrende laksunger fra henholdsvis Saltdalselva og Namsen. Materialet av småblank utgjorde totalt 166 individer, inkludert lengdefordeling på 90 individer fra SWECO Norge AS sin undersøkelse ved Trongfoss i 2008 (data fra Lars Størset). Som representative materialer for lengdefordeling av sjøvandrende laksunger ble materialer innsamlet av Arne J. Jensen, NINA, fra den elektrolyttfattige Saltdalselva benyttet, hvor vannkvaliteten er relativt lik den som observeres i øvre Namsen (ledningsevne: $27 \mu\text{S cm}^{-1}$ ved høy vannføring i august 1975, og $11\text{--}16 \mu\text{S cm}^{-1}$ i juli 1976). To materialer ble kombinert (fra 1988, $n = 238$, og 2004, $n = 260$) for å redusere eventuell effekt av at materiale fra ett år kan være preget av sterke og svake årsklasser. For sjøvandrende namsenlaks ble det benyttet materialer som for det meste var innsamlet av fiskeforvalter Anton Rikstad i forbindelse med prosjektet "Innvandringsbestander til Namsenvassdraget". Dette materialet (totalt 509 laksunger) ble samlet inn ved el-fiske i Elstadelva, Søråa, Sandøla, Fosslandselva og Nordelva i 1999 ($n = 101$), 2000 ($n = 116$), 2001 ($n = 93$), 2002 ($n = 97$) og 2003 ($n = 102$).

4.6 Genetiske analyser

Genetiske analyser ble foretatt på et utvalg av småblank innsamlet i 2005 og 2008 i forbindelse med de økologiske analysene som er beskrevet foran. I alt 177 individer ble valgt ut for å representere dagens småblankbestand i ulike deler av Namsen fra Aunfoss til Mellingselva (**tabell 4.4**). Stikkprøvene representerer de fleste områdene av hovedvassdraget som kan avgrenses av en foss eller en terskel på denne strekningen, med unntak av strekningen mellom terskel Bjørhusdal og terskel Namsskogan (**figur 3.1**). Vi har ikke gjort analyser av småblank fra andre sideelver enn Mellingselva, ei heller fra hovedvassdraget oppstrøms samløpet med Mellingselva eller nedstrøms Aunfoss.

I tillegg til dette materialet som ble brukt til å analysere geografisk variasjon, ble eldre skjellmaterialer fra 1955-56 og 1978-79 (til sammen 100 individer) benyttet for å studere variasjon over tid hos småblanken fra tre deler av vassdraget. Fra 1978 hadde vi også tilgjengelig et skjellmateriale av sjøvandrende laks (35 individer) fra nedre deler av Namsen, som vi kunne bruke til å gjøre en direkte sammenlikning mellom småblank og sjøvandrende laks.

Arvestoff (DNA) fra de i alt 312 individene ble utvunnet fra finneklipp eller skjellprøver på NINAs populasjonsgenetiske laboratorium i Trondheim med et EZNA tissue kit. Åtte antatt høyvariable DNA-sekvenser, såkalte DNA-mikrosatellitter, ble oppformert på laboratoriet med en polymerase-kjedereaksjon (PCR, polymerase chain reaction), og analysert i en DNA-sekvenseringsmaskin for å bestemme genotypen i hver mikrosatellitt. Mikrosatellitter er DNA-sekvenser på 100–300 basepar (= byggeklossene i arvestoffet) der arvestoffet "stammer" på den måten at de samme 2-4 byggeklossene er repetert et stort og varierende antall ganger. Dette gir mulighet for å finne et stort antall ulike genotyper i hver mikrosatellitt. En genotype er kombinasjonen av de to variantene av hvert gen (her: hver mikrosatellitt) som individet har fått fra henholdsvis far og mor. De to genvariantene (eller allelene) kan være ulike – da er individet heterozygot i genet, eller de er like – da er individet homo-

zygot i genet. Ved analyse av flere mikrosatellitter for et individ, er det mulig å påvise og kvantifisere genetiske forskjeller mellom individer og bestander.

Alle de valgte mikrosatellittene, Ssa289, SsOSL438, SsOSL85, Ssa14, Ssa171, μ 20.19, Ssa197 og Ssa408, er vanlig brukt i litteraturen og anvendt i studier av laks ved NINAs laboratorium tidligere. I tillegg analyserte vi en artsdiagnostisk markør (dvs. et DNA-fragment som kan skille mellom laks og ørret, samt deres hybrider) for 94 individer uten å finne annet enn laks. Et individ klassifisert i felt som "ørret, men med småblank-tegn" viste seg å være en ørret, og ble ekskludert fra analysene.

Flere genetisk-statistiske analyser ble gjennomført for å besvare følgende spørsmål:

1. Er de ulike stikkprøvene av småblank i genetisk likevekt?
2. Er det flere, genetisk forskjellige bestander av småblank?
3. Er disse genetisk stabile over tid?
4. Hvor stor er den genetiske variasjonen i de ulike småblankbestandene?
5. Hvor stor er den genetiske forskjellen mellom småbestandene, og mellom småblank og sjøvandrende laks i Namsen?
6. Hvor stor er genflyten mellom stikkprøvene av småblank, og mellom småblank og sjøvandrende laks?
7. Er det enkeltindivider av laks i Øvre Namsen som er direkte etterkommere av (utsettinger av) sjøvandrende laks?
8. Hvor sårbare er bestandene av småblank?

Disse spørsmålene ble forsøkt besvart med analyser i én eller flere av programpakken Genepop, Fstat og GeneClass, som er fritt tilgjengelig på internett. De fleste testene er utført med analyseverktøyet i Genepop (Raymond & Rousset 1995).

Analyse av genetisk tilhørighet hos enkeltindivider er gjennomført med GeneClass (Cornuet mfl. 1999). Testene er basert på at hvert individ er karakterisert ved sin genotype i mange gener (en såkalt "mange-gens genotype"). Ut fra denne mange-gens genotypen kan vi finne den bestanden som individet med størst sannsynlighet kommer fra, basert på kunnskap om frekvensene av ulike genvarianter i de samme genene i et sett av mulige kilder (referansebestander). Motivasjonen for denne typen analyse er at det ble satt ut 20 000 -100 000 yngel av sjøvandrende laks mellom Aunfoss og Sagfossen i Mellingselva i perioden 1950-1976 (Vuorinen & Berg 1989). Utsettingene ble stoppet etter 1978, men det kan likevel være mulig å finne spor etter disse utsettingene eller deres etterkommere i det innsamlete materialet.

Genetisk sårbarhet ble vurdert ved å beregne den såkalte "effektive bestandsstørrelsen" til småblanken. Til dette brukte vi en metode utarbeidet av Wang & Whitlock (2003). Effektiv bestandsstørrelse (N_e) er et teoretisk begrep for hvor godt en bestand kan ta vare på genetisk variasjon. Den effektive bestandsstørrelsen bestemmer graden av innavlsøkning og også tapet av genetisk variasjon (heterozygositet) per generasjon. Disse størrelsene er inverst relatert til effektiv bestandsstørrelse, dvs. ved $\Delta F = 1/(2N_e)$ for økningen i innavlsgrad F , og ved $\Delta H = 1/(2N_e)$ for tapet av heterozygositet H , per generasjon.

I bevaringsgenetisk litteratur fins det noen "tommelfingerregler" for hvor stor den effektive bestandsstørrelsen bør være for å sikre bestanders levedyktighet på kort og lang sikt. For kortsiktige vurderinger er det foreslått at den effektive bestandsstørrelsen bør være større enn $N_e = 50$. Begrunnelsen for dette er at laboratorieforsøk viser at en økning i innavlsgraden på 5-10 %, gjerne er forbundet med betydelig reduksjon i levedyktighet (Wang mfl. 2002a). Ifølge $\Delta F = 1/(2N_e)$ øker innavlsgraden med 1 % pr generasjon ved $N_e = 50$, og med 5-10 % i løpet av få generasjoner.

For langsiktige vurderinger er det foreslått at den effektive bestandsstørrelsen bør være betydelig større. Her er det foreslått minimumstall på mellom $N_e = 500$ pr generasjon og 5000 pr generasjon (Lynch & Lande 1998). Begrunnelsen for denne tommelfingerregelen er knyttet til tap av genetisk variasjon i gener som påvirker fiskens egenskaper. Minimumstallet 500 er foreslått som stort nok til at mutasjoner i ett eller flere av de mange genene som påvirker en egenskap, kan kompensere for tap av genetisk variasjon ved begrenset bestandsstørrelse. Det større minimumstallet (opp mot 5000) er foreslått fordi de fleste mutasjonene som skjer er svakt skadelige, noe som vil kreve en større effektiv bestandsstørrelse enn om de var nyttige.

Den effektive bestandsstørrelsen er ofte mye lavere enn den faktiske bestandsstørrelsen, særlig dersom kjønnsforholdet hos gytefisk er skjevt eller også dersom noen hanner dominerer fullstendig på gyteplassen. Hos laksefisk antyder noen beregninger at den effektive bestandsstørrelsen er 20 % av antallet gytefisk på gyteplassen.

Tabell 4.4. Materiale av laks fra Namsen og Mellingselva analysert med genetiske metoder i denne undersøkelsen. Avstand fra sjøen og høyde over havet er gitt ved nederste grense for det området det er fisket i (se figur 3.1).

Lokalitet	År	Antall fisk	Avstand fra sjøen (km)	Høyde over havet (m)
Mellingselva (Mel)	2008	23	154	246
	Mel-1978	19		
	Mel-1956	10		
Bjørnstad til samløp Mellingselva (BjøMel)	2005-08	28	148	221
Terskel Namsskogan til Bjørnstad (tNskBjø)	2005-08	26	137	210
	Bjø-1978	30		
	Bjø-1955	15		
Terskel Kjølmyrfoss til terskel Bjørhusdal (tKje)	2005-08	17	117	158
Trongfoss til terskel Kjølmyrfoss (Tro)	2008	53	108	144
Åsmulfoss til Trongfoss (Åsm)	2005-08	16	94	101
Aunfoss til Åsmulfoss (Aun)	2005-08	14	84	94
	Aun-1979	26		
Namsen, anadrom strekning (NamA)	1978	35	0	0

5 RESULTATER

5.1 Overvåking av bestanden ved el-fiske

Totalt ble det fanget 58 småblank og 425 aure ved el-fiske i 2007 (**tabell 5.1**). Småblank utgjorde i gjennomsnitt 19 % (variasjonsbredde 0-50 %) av fangsten på de ulike lokalitetene. De tre lokalitetene som hadde størst andel småblank i fangstene, samt størst fangst av småblank per areal og per tid, var Mellingselva, Frøyningselva og Tunnsjøelva.

Småblank fanget ved el-fiske var gjennomsnittlig 105 mm (31-166 mm, SD = 31) og 12 g (0,25-41 g, SD = 10) (**tabell 5.2, figur 5.1**). Gjennomsnittlig størrelse av småblank for de ulike stasjonene varierte mellom 44 og 116 mm, og mellom 0,8 og 18 g (**tabell 5.2**).

Tabell 5.1. Fangster av småblank og aure ved el-fiske på lokaliteter i Namsenvassdraget i 2007. Andel småblank og aure ble ikke beregnet for to av lokalitetene på grunn av svært små totalfangster (-). De tre lokalitetene med størst andel småblank i fangstene, samt størst fangst av småblank per areal og tid, er merket med fet skrift.

Stasjon	Antall småblank	Antall aure	Andel småblank (%)	Andel aure (%)	Småblank per areal fisket (antall/100 m ²)	Småblank per tid fisket (antall/minutt)
1 Namsen, Snåsamoen	7	22	24	76	0,9	0,093
2 Namsen, Mellingsmoen Camping	4	25	14	86	0,7	0,067
3 Namsen, Bjørnstad Bru	4	11	27	73	0,5	0,080
4 Namsen, botnbru Steinåmoen	4	42	9	91	0,9	0,100
5 Namsen, Namsskogan sentrum	2	9	18	82	0,8	0,067
6 Namsen, under terskel Kjølmyrfoss	2	12	14	86	1,4	0,057
7 Namsen, Breifossen	2	5	29	71	0,8	0,067
8 Namsen, ovenfor Trongfossen	1	0	-	-	0,2	0,020
9 Namsen, Kjølmoen	0	3	-	-	0	0
10 Mellingselva, ved Mellingsvatnet	1	74	1	99	0,5	0,025
11 Mellingselva, ved E6	10	11	48	52	5,9	0,667
12 Smalvasselva (Litlelva)	1	93	1	99	0,2	0,013
13 Sandåa	0	40	0	100	0	0
14 Frøyningselva	13	13	50	50	1,5	0,260
15 Brekkvasselva	0	36	0	100	0	0
16 Tunnsjøelva, nedenfor stryk	0	21	0	100	0	0
17 Tunnsjøelva, ovenfor stryk	7	8	47	53	1,6	0,212
Sum	58	425				
Gjennomsnitt	3,4	25	19	81	0,9	0,1016

Tabell 5.2. Vekt og totallengde for småblank og aure fanget ved el-fiske i Namsenvassdraget i 2007. Verdiene er gitt som gjennomsnitt, med minimum, maksimum og standardavvik i parentes. For småblank er fersk lengde og vekt målt i felt oppgitt, mens for aure er verdier etter spritfiksering oppgitt (auren ble ikke veid og målt i felt).

Stasjon	Lengde småblank (mm)	Vekt småblank (g)	Lengde aure (mm)	Vekt aure (g)
1 Namsen, Snåsamoen	116 (31-166, 44)	18 (0,3-41, 15)	88 (43-144, 27)	6 (0,6-27, 6)
2 Namsen, Mellingsmoen Camping	93 (82-114, 14)	7 (5-13, 4)	81 (34-99, 16)	4 (0,2-7, 2)
3 Namsen, Bjørnstad Bru	103 (94-119, 11)	10 (6-15, 4)	89 (44-126, 21)	6 (0,6-15, 4)
4 Namsen, botnbru Steinåmoen	110 (73-163, 44)	15 (3-36, 15)	74 (36-130, 25)	4 (0,3-17, 4)
5 Namsen, Namsskogan sentrum	113 (99-126, 19)	13 (8-17, 7)	80 (40-134, 43)	8 (0,4-22, 9)
6 Namsen, under terskel Kjelmmyrfoss	101 (84-118, 24)	10 (5-14, 7)	66 (36-145, 37)	5 (0,3-25, 8)
7 Namsen, Breifossen	104 (98-109, 8)	9 (8-10, 1)	88 (45-125, 29)	6 (0,6-14, 5)
8 Namsen, ovenfor Trongfossen	92 (n = 1)	7 (n = 1)	Ingen fanget	Ingen fanget
9 Namsen, Kjelmoen	Ingen fanget	Ingen fanget	Lengde ikke reg.	Vekt ikke reg.
10 Mellingselva, ved Mellingsvatnet	94 (n = 1)	7 (n = 1)	70 (32-149, 23)	4 (0,2-36, 6)
11 Mellingselva, ved E6	115 (87-151, 22)	15 (6-33, 9)	108 (56-142, 25)	11 (2-22, 6)
12 Smalvasselva (Litlelva)	44 (n = 1)	0,8 (n = 1)	53 (38-111, 11)	1 (0,3-10, 1)
13 Sandåa	Ingen fanget	Ingen fanget	50 (32-108, 19)	1 (0,2-10, 2)
14 Frøyningsselva	105 (50-162, 37)	13 (1-37, 11)	72 (41-124, 30)	4 (0,5-13, 4)
15 Brekkvasselva	Ingen fanget	Ingen fanget	91 (51-160, 36)	10 (1-36, 11)
16 Tunnsjøelva, nedenfor stryk	Ingen fanget	Ingen fanget	83 (44-165, 35)	6 (0,6-30, 7)
17 Tunnsjøelva, ovenfor stryk	92 (48-130, 30)	8 (1-19, 7)	93 (48-119, 25)	7 (0,8-13, 4)

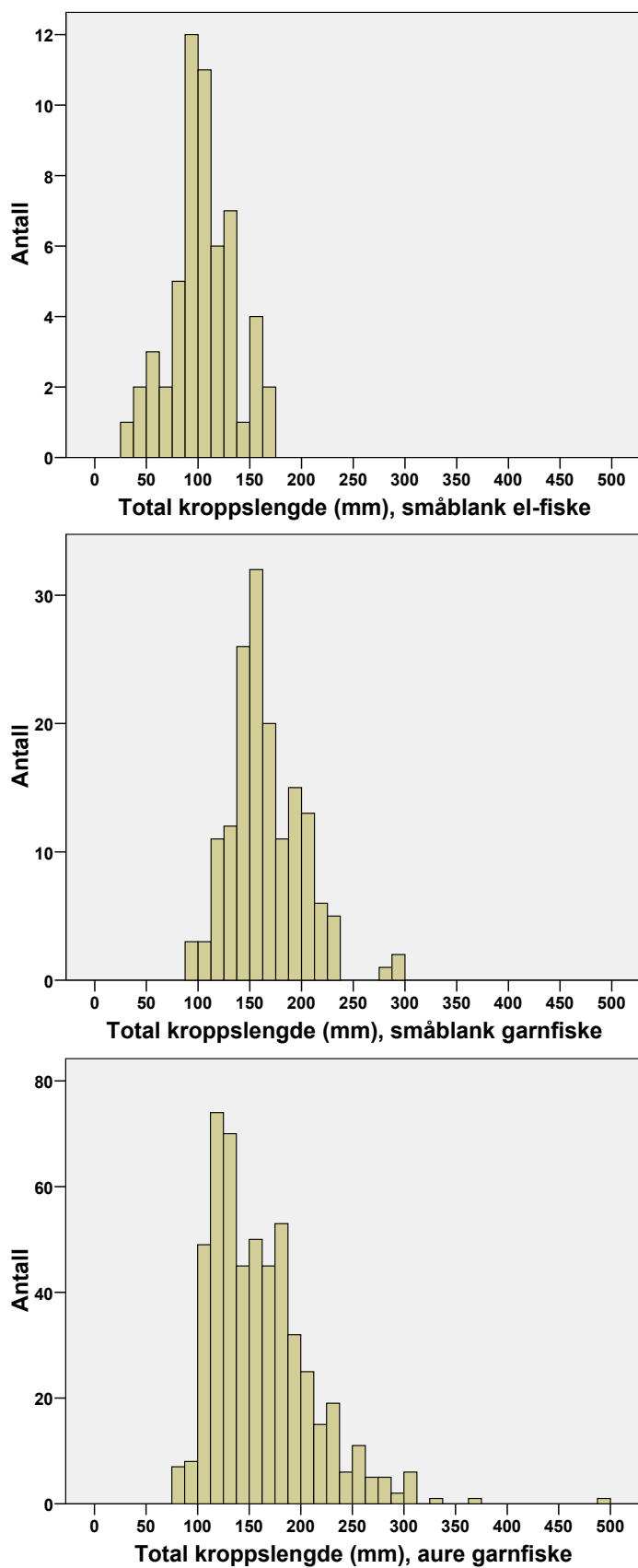
5.2 Overvåking av bestanden ved garnfiske

5.2.1 Generell overvåking i 2007 og 2008

Totalt ble det fanget 160 småblank og 532 aure ved garnfiske i Namsen i 2007 og 2008 (**tabell 5.3**). I tillegg ble det fanget 1 småblank og 31 aure i Lille Bjørhusdalselva. Småblank utgjorde i gjennomsnitt 33 % (variasjonsbredde 0-50 %) av fangsten på stasjonene i Namsen.

De antallsmessig største fangstene av småblank var ved og ovenfor Bjørnstad Bru (stasjon 2 og 9), mens de andelsmessig største andelene småblank var ovenfor Trongfossen og ved Bjørnstad Bru (stasjon 10 og 9).

De laveste andelene småblank i fangstene ble registrert i terskelbassenger med helt stillestående vann (stasjon 4 ovenfor terskelen ved Namsskogan sentrum, og stasjon 12 ovenfor terskelen ved Kjelmmyrfoss). På disse stasjonene var det imidlertid svært høye tettheter av aure, med fangst av henholdsvis 158 og 134 aure per stasjon. På de øvrige stasjonene i Namsen ble det til sammenligning fanget 3-43 aure per stasjon.



Figur 5.1. Lengdefordeling av småblank fanget ved el-fiske og småblank og aure fanget ved garnfiske i Namsen i 2007 og 2008.

Tabell 5.3. Stasjoner og fangster ved garnfiske av småblank i Namsenvassdraget i 2007 og 2008.

Stasjon	Antall småblank	Antall aure	Andel småblank (%)	Andel aure (%)
1 Namsen nedenfor Løvmoen	8	24	25	75
2 Namsen ovenfor Bjørnstad Bru	31	40	44	56
3 Namsen ved terskel Steinåmoen	6	43	12	88
4 Namsen ved Nyheim Camping	7	158	4	96
5 Namsen ved Breifossmoen	9	33	21	79
6 Namsen ved Flåttådal	19	29	40	60
7 Namsen ved Lindmoen	20	30	40	60
8 Namsen ved Kjelmoe	4	5	44	56
9 Namsen ved Bjørnstad Bru	32	20	62	38
10 Namsen ovenfor Trongfossen	14	3	82	18
11 Lille Bjørhusdalselva	1	31	3	97
12 Namsen ovenfor Kjelmorfoss	8	134	6	94
13 Namsen i fluefiskesonen	2	13	13	87
Sum stasjoner i Namsen	160	532		
Gjennomsnitt stasjoner i Namsen	13	44	33	67

Tabell 5.4. Vekt og totallengde for småblank og aure fanget på garn i Namsenvassdraget i 2007 og 2008. Verdiene er gitt som gjennomsnitt med minimum, maksimum og standardavvik i parentes. For både småblank og aure er fersk lengde og vekt målt i felt oppgitt.

Stasjon	Lengde småblank (mm)	Vekt småblank (g)	Lengde aure (mm)	Vekt aure (g)
1 Namsen nedenfor Løvmoen	166 (124-220, 40)	49 (18-101, 33)	161 (114-282, 45)	47 (14-216, 48)
2 Namsen ovenfor Bjørnstad Bru	177 (125-225, 25)	52 (16-99, 23)	153 (84-250, 41)	40 (5-145, 31)
3 Namsen ved terskel Steinåmoen	159 (136-183, 17)	36 (21-55, 12)	161 (107-280, 43)	54 (10-166, 43)
4 Namsen ved Nyheim Camping	176 (122-212, 33)	54 (17-92, 27)	152 (86-311, 49)	45 (6-277, 48)
5 Namsen ved Breifossmoen	147 (116-167, 16)	28 (13-43, 10)	183 (98-488, 86)	107 (8-1058, 201)
6 Namsen ved Flåttådal	163 (96-225, 28)	42 (8-111, 23)	157 (94-305, 48)	47 (9-263, 53)
7 Namsen ved Lindmoen	163 (89-235, 37)	44 (5-128, 29)	149 (86-224, 39)	37 (5-93, 26)
8 Namsen ved Kjelmoe	180 (131-237, 52)	61 (20-116, 48)	158 (126-212, 35)	39 (20-83, 26)
9 Namsen ved Bjørnstad Bru	147 (109-208, 24)	30 (10-79, 16)	145 (83-271, 50)	39 (5-182, 46)
10 Namsen ovenfor Trongfossen	156 (112-215, 34)	37 (12-81, 24)	144 (137-156, 11)	30 (25-39, 7)
11 Lille Bjørhusdalselva	156 (n = 1)	36 (n = 1)	153 (94-205, 34)	39 (7-95, 24)
12 Namsen ovenfor Kjelmorfoss	217 (137-288, 50)	103 (24-215, 69)	176 (104-311, 41)	62 (12-279, 47)
13 Namsen i fluefiskesonen	219 (142-295, 108)	123 (22-223, 142)	181 (117-310, 52)	67 (15-266, 66)

Småblank fanget på garn var gjennomsnittlig 165 mm (89-295 mm, SD = 35) og 46 g (5-223 g, SD = 34) (**tabell 5.4, figur 5.1**). Gjennomsnittstørrelsen for de ulike stasjonene varierte mellom 147 og 219 mm, og mellom 28 og 123 g (**tabell 5.4**).

Aure fanget i Namsen var gjennomsnittlig 161 mm (83-488 mm, SD = 49) og 53 g (5-1058 g, SD = 67) (**tabell 5.4**). Gjennomsnittstørrelsen for de ulike stasjonene varierte mellom 144 og 183 mm og mellom 30 og 107 g.

Beregning av fangster per 100 m² garn viser størst fangster av småblank ved Bjørnstad bru (stasjon 9), Flåttådal (stasjon 6) og ovenfor Trongfossen (stasjon 10) (**tabell 5.5**). De laveste fangstene av småblank var i de stillestående terskelbassengene (stasjon 4 og 12), ved Kjølmoen (stasjon 8), i Fluefiskesonen (stasjon 13), samt i Lille Bjørhusdalselva (stasjon 11). De største fangstene av aure var i de stillestående terskelbassengene (stasjon 4 og 12), samt ved Breifossmoen (stasjon 5) og terskel ved Steinåmoen (stasjon 3) (**tabell 5.6**). En sammenstilling av disse resultatene viser dermed at de stillestående terskelbassengene var preget av lave fangster av småblank og høye fangster av aure i forhold til de andre stasjonene (**figur 5.2**). Stasjonene i området som kan bli berørt av en eventuell kraftutbygging i Trongfossen (stasjon 6 og 10) var preget av høye fangster av småblank, særlig i forhold til de stillestående terskelbassengene, men også i forhold til de øvrige undersøkte stasjonene. Stasjonen ovenfor Trongfossen hadde dessuten lave fangster av aure sammenlignet med de øvrige stasjonene (**figur 5.2**).

Tabell 5.5. Fangster av småblank ved garnfiske i Namsenvassdraget i 2007 og 2008 beregnet som antall fisk per 100 m² garnareal for de ulike maskeviddene og som gjennomsnitt for garnserien.

Stasjon	Antall småblank per 100 m ² 12,5 mm	Antall småblank per 100 m ² 16,5 mm	Antall småblank per 100 m ² 22 mm	Antall småblank per 100 m ² 25 mm	Antall småblank per 100 m ² gjennomsnitt
1 Namsen nedenfor Løvmoen	37	26	8	0	18
2 Namsen ovenfor Bjørnstad Bru	38	63	13	11	31
3 Namsen ved terskel Steinåmoen	17	34	0	0	13
4 Namsen ved Nyheim Camping	10	10	3	0	6
5 Namsen ved Breifossmoen	99	0	9	40	37
6 Namsen ved Flåttådal	65	35	27	54	45
7 Namsen ved Lindmoen	78	31	31	16	39
8 Namsen ved Kjølmoen	11	6	5	0	6
9 Namsen ved Bjørnstad Bru	148	70	5	17	60
10 Namsen ovenfor Trongfossen	119	21	20	14	43
11 Lille Bjørhusdalselva	0	13	0	0	3
12 Namsen ovenfor Kjølmyrfoss	2	10	5	2	5
13 Namsen i fluefiskesonen	5	0	0	5	2

Tabell 5.6. Fangster av aure ved garnfiske i Namsenvassdraget i 2007 og 2008 beregnet som antall fisk per 100 m² garnareal for de ulike maskeviddene og som gjennomsnitt for garnserien.

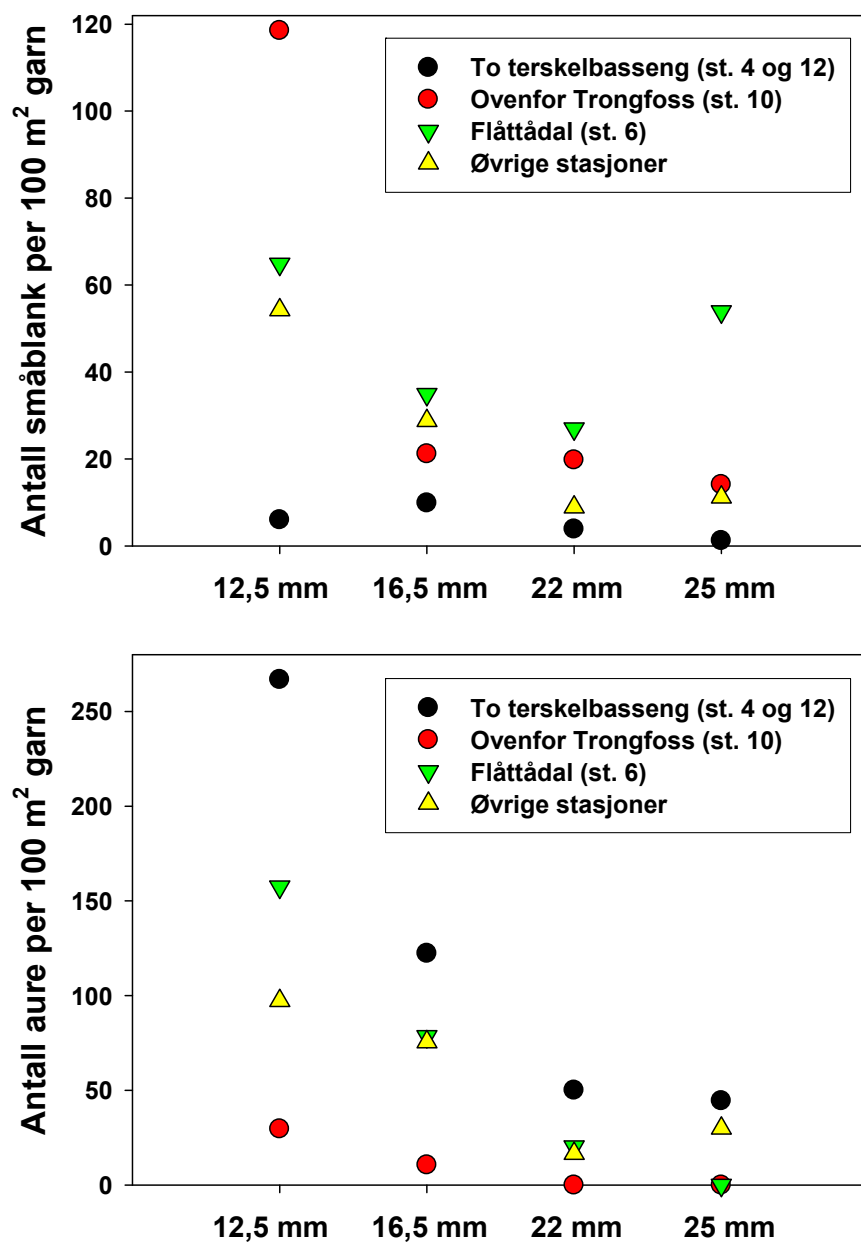
Stasjon	Antall aure per 100 m ² 12,5 mm	Antall aure per 100 m ² 16,5 mm	Antall aure per 100 m ² 22 mm	Antall aure per 100 m ² 25 mm	Antall småblank per 100 m ² gjennomsnitt
1 Namsen nedenfor Løvmoen	139	44	8	25	54
2 Namsen ovenfor Bjørnstad Bru	57	63	21	23	41
3 Namsen ved terskel Steinåmoen	91	171	57	81	100
4 Namsen ved Nyheim Camping	435	84	63	54	159
5 Namsen ved Breifossmoen	296	136	17	59	127
6 Namsen ved Flåttådal	157	78	20	0	64
7 Namsen ved Lindmoen	105	86	8	25	56
8 Namsen ved Kjelmoe	6	17	0	5	7
9 Namsen ved Bjørnstad Bru	55	78	0	17	37
10 Namsen ovenfor Trongfossen	30	11	0	0	10
11 Lille Bjørhusdalselva	173	135	65	86	115
12 Namsen ovenfor Kjelmorfoss	99	160	37	35	83
13 Namsen i fluefiskesonen	30	10	21	5	16

5.2.2 Garnfiske i Bjørnstadhølen i 1984 og 2006

I 1984 ble 49 småblank og 34 aure fanget på garn i Bjørnstadhølen. Andel småblank av totalfangsten var 59 %. Ved å kopiere dette fisket igjen i 2006 ble fangstene 91 småblank og 132 aure. Andel småblank av totalfangsten var 41 %. Dette betyr at et større antall småblank ble fanget i 2006 enn i 1984, men at småblanken utgjorde en mindre andel av fangsten i 2006 enn i 1984.



Garnplasser i stillestående terskelbasseng (oppstrøms Kjelmorfoss til venstre og ved Nyheim Camping i Namsskogan til høyre), der det var store fangster av aure og små fangster av småblank. Foto Eva B. Thorstad.

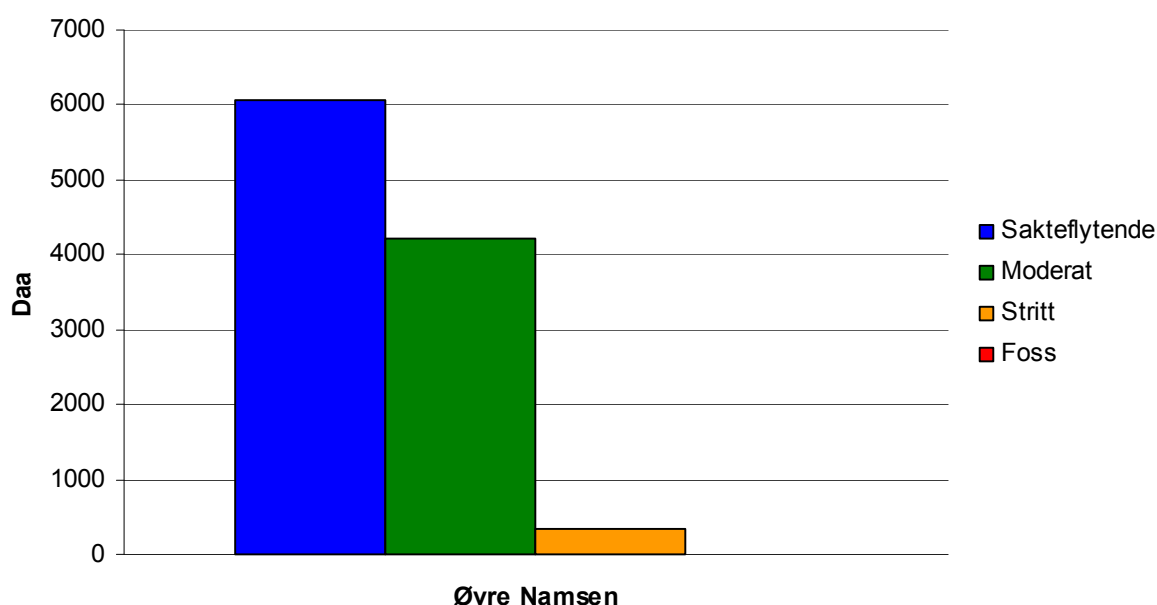


Figur 5.2. Fangster av småblank (øverst) og aure (nederste) ved garnfiske i Namsen i 2007 og 2008 beregnet som antall fisk per 100 m² garnareal for de ulike maskeviddene. Resultater er gitt for stasjonen ovenfor Trongfossen (stasjon 10) og ved Flåttådal (stasjon 6) separat, som et gjennomsnitt for de to stasjonene i stillestående terskelbasseng (stasjon 4 og 12) og som et gjennomsnitt for de øvrige stasjonene i Namsen (stasjonen i Lille Bjørhusdalselva er ikke inkludert).

5.3 Habitatkartlegging

Kartlagt elvestrekning var 80 340 meter lang, med et totalt elveareal på 11 113 daa. Vanndekt areal utgjorde 10 625 daa. Dette betyr at arealet av tørrfallsområder ved boniteringen ble beregnet til 488 daa, og utgjorde 5 % av det totale elvesengarealet. Detaljerte habitatkart over kartlagte strekninger er vist i **vedlegg 3**.

Sakteflytende områder, det vil si områder med vannhastighet lavere enn 0,2 m/s, utgjorde 6 053 daa (57 % av totalarealet) (**figur 5.3**). Moderate stryk, med vannhastighet på mellom 0,2 og 1,0 m/s utgjorde 4 221 daa (40 % av totalarealet). Strie stryk, med vannhastighet > 1,0 m/s, utgjorde 347 daa (3 % av totalarealet). Det var bare 3 daa (0,003 % av totalarealet) som ble karakterisert som foss på den boniterte strekningen.



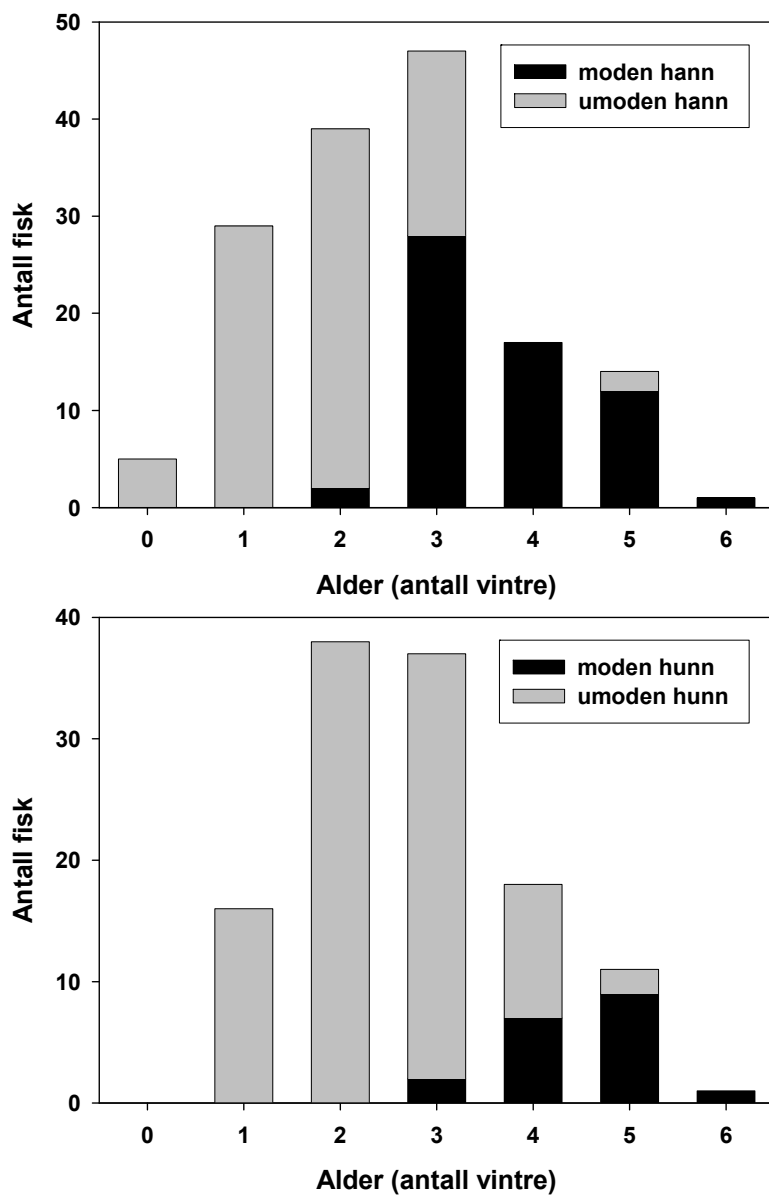
Figur 5.3. Totalt areal (dekar, daa) med ulike kategorier vannhastighet i Øvre Namsen fra Oddoenget i nord (2,5 km nord for utløpet av Mellingselva) til Nedre Fiskumfoss i sør. Sakteflytende områder hadde vannhastighet lavere enn 0,2 m/s, moderat stryk hadde vannhastighet 0,2-1,0 m/s, stritt stryk hadde vannhastighet > 1,0 m/s, mens foss hadde markert fallgradient og svært høy vannhastighet.

5.4 Kønns-, kjønnsmodnings- og alderssammensetning av bestanden

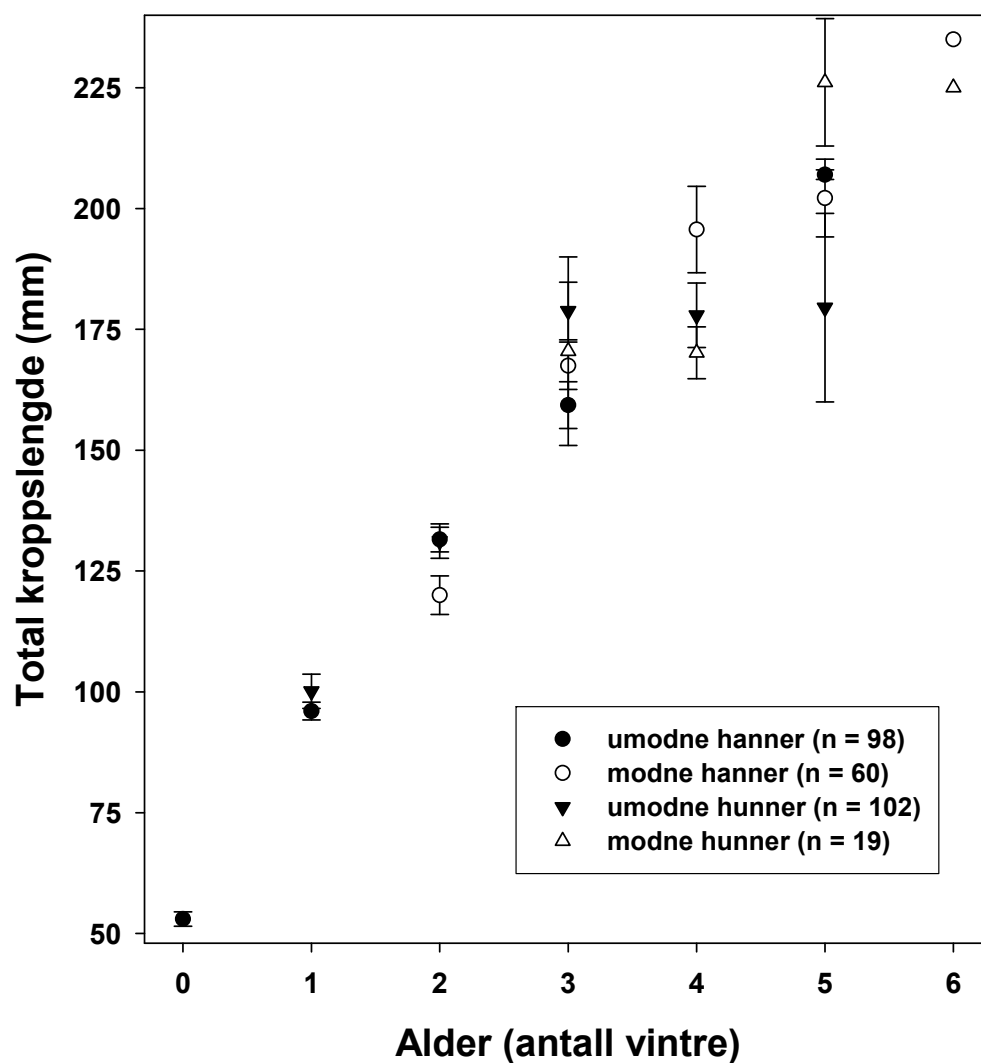
Eldste småblank var 6 år (6+), og bare et fåtall seksåringer ble fanget. Dominerende aldergrupper var 2-3 år (**figur 5.4**). Minimum alder ved kjønnsmodning var to år (2+) for hanner og tre år (3+) for hunner (**figur 5.4**). Gjennomsnittlig alder for kjønnsmoden fisk var 3,7 år for hanner og 4,5 år for hunner. Kroppslengde for ulike aldersgrupper er vist i **figur 5.5**.

Minimum kroppslengde for kjønnsmoden fisk var 11,6 cm for hanner og 15,1 cm for hunner (**figur 5.6**). Gjennomsnittlig størrelse for kjønnsmoden fisk var 18,2 cm for hanner og 20,0 cm for hunner.

Kjønnsmodne hunner hadde i gjennomsnitt 131 rognkorn ($n = 17$ hunner, variasjonsbredde 36-360, $SD = 92$). Antall egg økte med økende kroppslengde (lineær regresjon, $r^2 = 0,81$, $P < 0.001$).



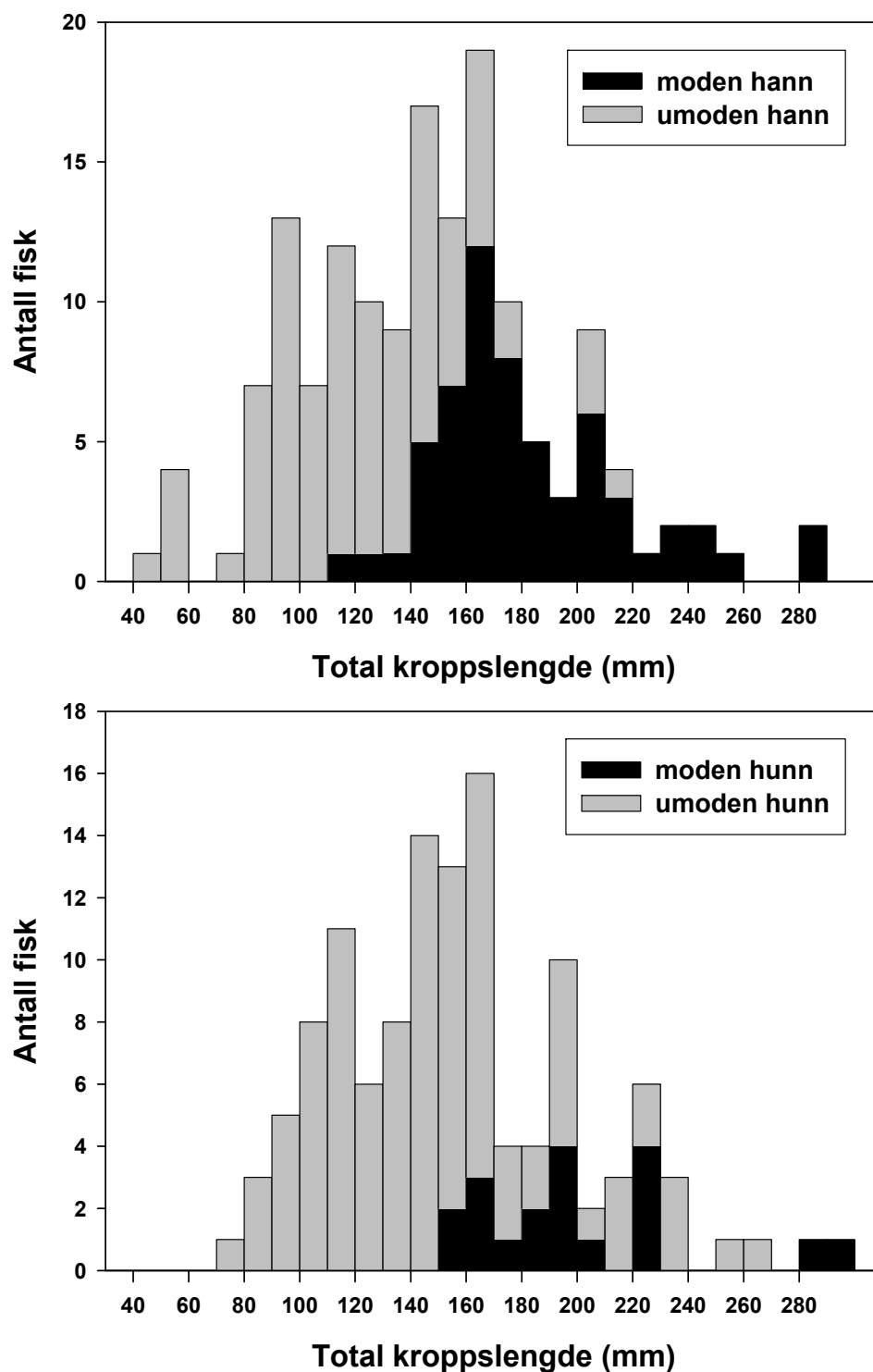
Figur 5.4. Aldersfordeling av kjønnsmodne og umodne småblank hanner (øverst, $n = 152$) og hunner (nederst, $n = 121$) basert på all småblank bearbeidet i laboratoriet fra hele vassdraget kombinert (2007-2008). Fisk klassifisert som umoden kan ha gytt i et tidligere år, men var ikke moden for gyting i innsamlingsåret.



Figur 5.5. Lengde ved alder (gjennomsnitt $\pm$ SE) for all småblank bearbeidet i laboratoriet fra hele vassdraget kombinert (2007-2008). Fisk klassifisert som umoden kan ha gytt i et tidligere år, men var ikke moden for gyting i innsamlingsåret.



Småblanken har relativt få og store egg. Denne fisken er fra innsamling ca 20. august 2005. Foto Eva B. Thorstad.



Figur 5.6. Lengdefordeling av kjønnsmodne og umodne småblank hanner (øverst, $n = 152$) og hunner (nederst, $n = 121$) basert på all småblank bearbeidet i laboratoriet fra hele vassdraget kombinert (2007-2008). Fisk klassifisert som umoden kan ha gytt i et tidligere år, men var ikke moden for gyting i innsamlingsåret.

5.5 Magefyllingsgrad

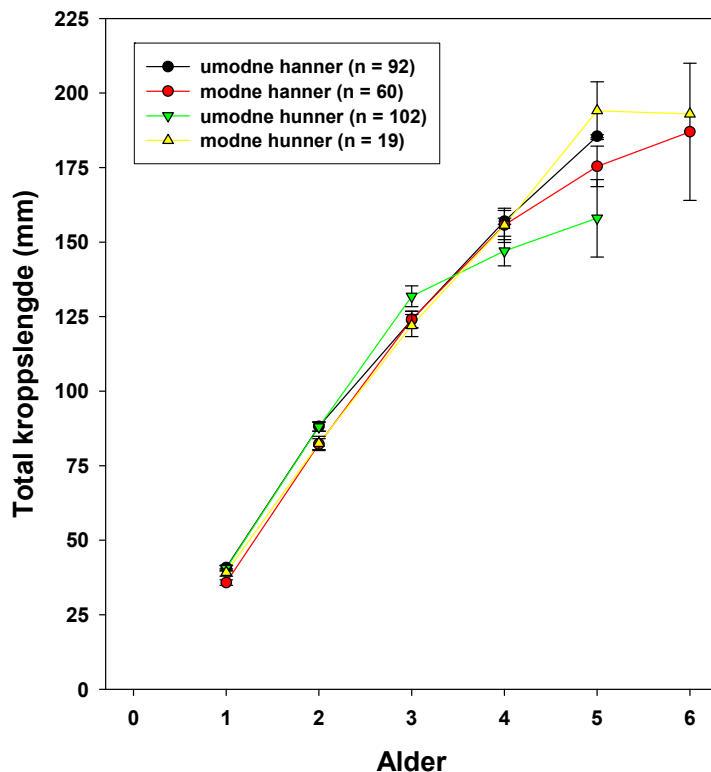
Gjennomsnittlig magefyllingsgrad varierte mellom ulike stasjoner fra 1,21 til 3,88 (**tabell 5.7**). Gjennomsnittlig mengde fett på innvoller varierte fra 0,83 til 2,00.

Tabell 5.7. Magefyllingsgrad, andel tomme mager og fett på innvoller for småblank samlet inn ved de ulike stasjonene i 2007 og 2008. Resultater er kun gitt for stasjoner hvor flere enn fem småblank ble samlet inn og analysert. *n* = antall fisk analysert for hver stasjon. Fett på innvoller ble ikke bestemt for stasjoner som ble el-fisket i 2007.

Stasjon	Magefyllingsgrad (gjennomsnitt)	Andel tomme mager	Fett på innvoller (gjennomsnitt)
1 garn Namsen nedenfor Løvmoen (n = 8)	2,75	0 %	1,25
2 garn Namsen ovenfor Bjørnstad Bru (n = 31)	3,10	0 %	1,39
3 garn Namsen ved terskel Steinåmoen (n = 6)	3,00	0 %	1,17
4 garn Namsen ved Nyheim Camping (n = 7)	3,71	0 %	1,86
5 garn Namsen ved Breifossmoen (n = 9)	2,22	0 %	1,67
6 garn Namsen ved Flåttådal (n = 18)	2,06	11 %	2,00
7 garn Namsen ved Lindmoen (n = 20)	2,75	5 %	1,70
9 garn Namsen ved Bjørnstad Bru (n = 32)	3,16	6 %	1,00
10 garn Namsen ovenfor Trongfossen (n = 14)	1,21	43 %	1,00
12 garn Namsen ovenfor Kjølmyrfoss (n = 8)	3,88	0 %	1,50
1 el-fiske Namsen, Snåsamoen (n = 7)	3,29	0 %	-
11 el-fiske Mellingselva, ved E6 (n = 10)	2,50	10 %	-
14 el-fiske Frøyningselva (n = 13)	2,69	0 %	-
17 el-fiske Tunnsjøelva, ovenfor stryk (n = 7)	2,43	0 %	-
Trongfossen, el-fiske av SWEKO (n = 32)	2,28	13 %	1,52
Mellingselva ved Mellingsvatnet, ekstra el-fiske (n = 23)	2,04	9 %	1,22
Nedstrøms Åsmulfoss, ekstra garnfiske (n = 12)	1,67	33 %	0,83

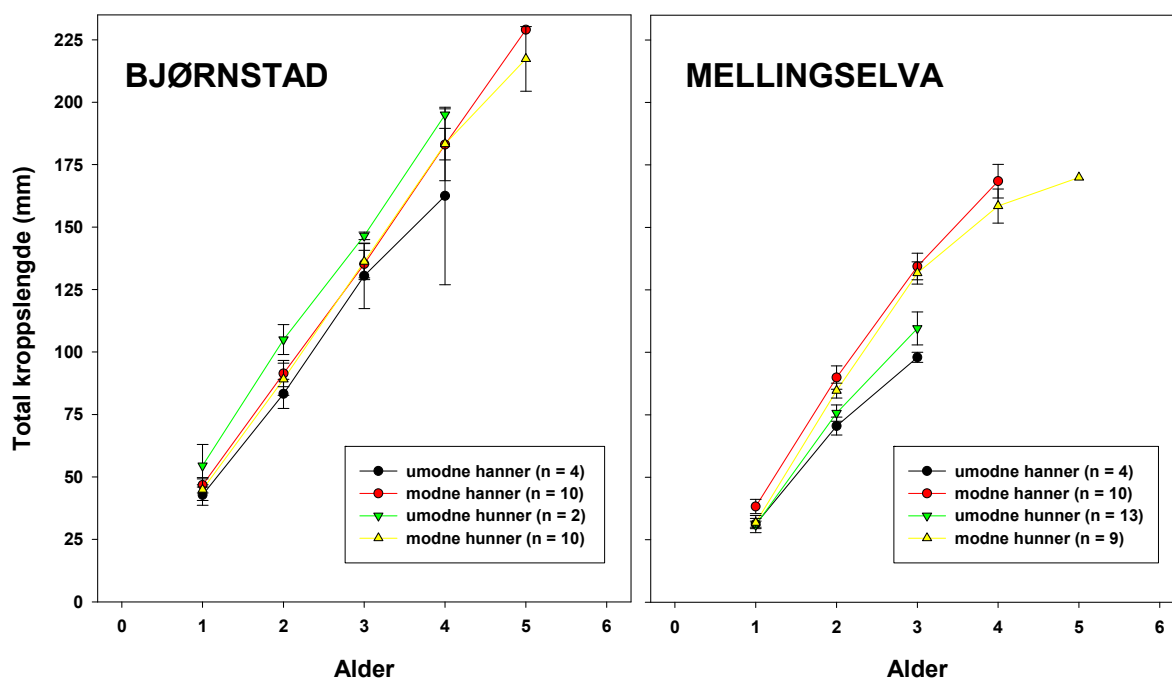
5.6 Vekst

Veksten hos småblank, og særlig hos umodne hunner, syntes å avta med alder basert på tilbakeberegning av vekst for all fisk samlet inn i vassdraget i 2007-2008 (**figur 5.7**). Et lignende mønster finnes materialet samlet inn fra Mellingselva i 1950-1956 (**figur 5.8**). Et slikt mønster kan skyldes at eldre individer i materialet består av fisk som er mer saktevoksende enn de yngre individene. Det kan være at individer som vokser raskest kjønnsmodnes ved yngre alder, og ikke når så høy alder som de saktevoksende individer som kjønnsmodnes senere. Alternativt kan det observerte mønsteret skyldes at de største individene hadde gytt i ett eller flere tidligere år, og dermed hadde stagnert i vekst på grunn av dette. Tilbakeberegning av vekst fra skjell for enkeltfisk viser imidlertid ikke en stagnasjon i vekst ved alder, men derimot en individuell variasjon i vekst (**figur 5.9**). Hypotesen om at de største umodne hunnene har gytt tidligere og stagnert i vekst støttes dermed ikke.

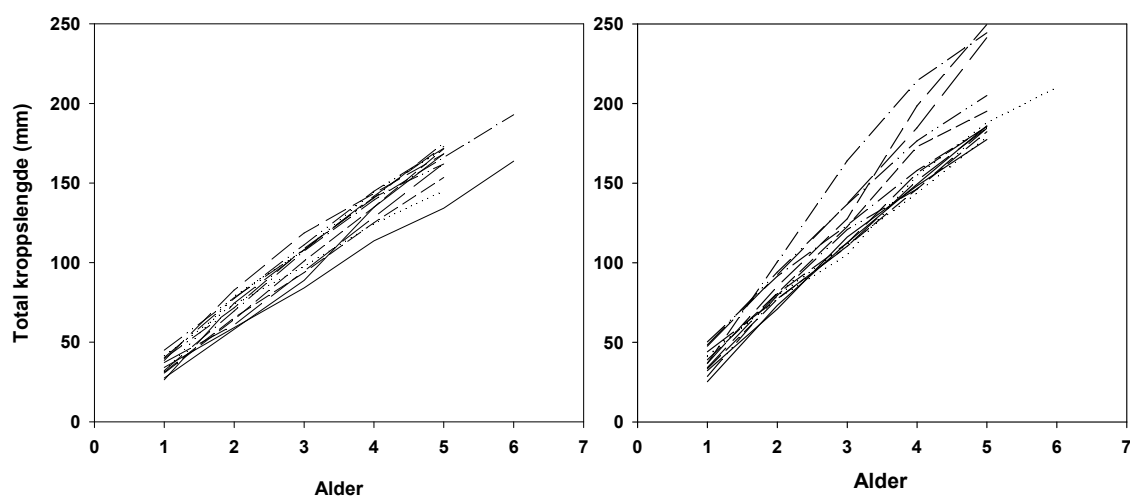


Figur 5.7. Tilbakeberegnet lengde (gjennomsnitt $\pm$ SE) basert på skjellanalyser for all småblank bearbeidet i laboratoriet fra hele vassdraget kombinert (2007-2008). Fisk klassifisert som umoden kan ha gytt i et tidligere år, men var ikke moden for gyting i innsamlingsåret. Antall fisk i hver gruppe angir totalmaterialet. Siden materialet består av fisk av ulik alder, er antallet fisk med tilbakeberegnet lengde lavere for eldre aldersgrupper.

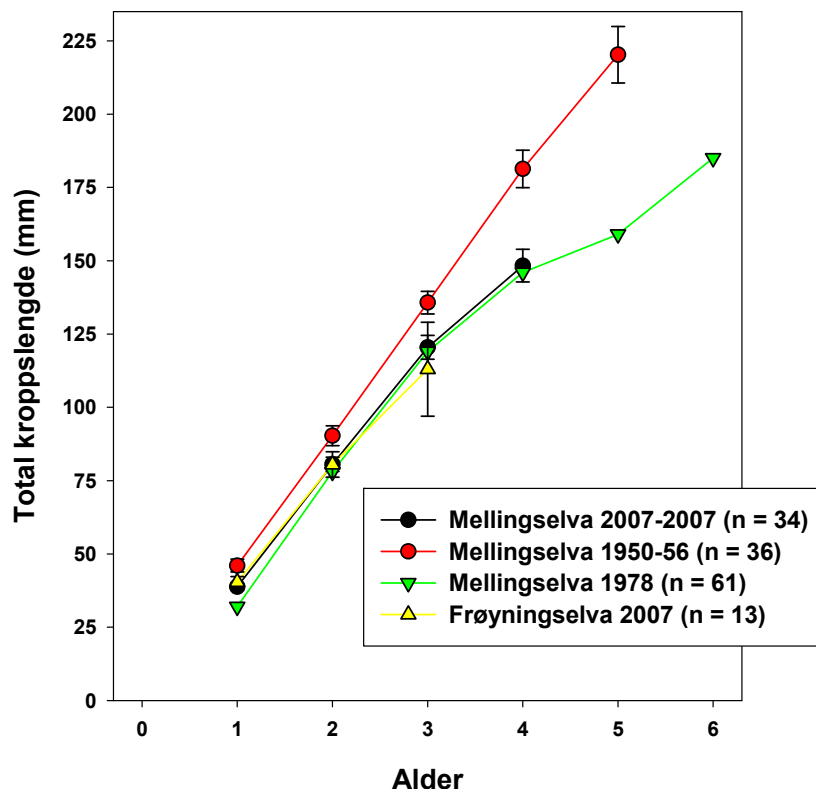
Tilbakeberegnet lengde ved ulike aldre var større for fisk fra Bjørnstad enn fra Mellingselva i materialet fra 1950-1956 (**figur 5.8**). Ved en sammenligning av fisk fra Mellingselva samlet inn i 1950-1956, 1978 og 2007-2008, var tilbakeberegnet lengde ved ulike aldre størst i 1950-1956 (**figur 5.10**). Tilbakeberegnete lengder var relativt like i 1978 og 2007-2008. Ernæring, temperatur, sesong, aktivitet, tetthet og konkurranse innen og mellom arter er miljøfaktorer som kan påvirke veksten hos fisk, og vi vet ikke hvilke faktorer som har størst betydning for vekst hos småblank. Vi vet derfor ikke hvorfor veksten synes noe dårligere i Mellingselva i 1978 og i dag enn på 1950-tallet. Mellingselva er ikke regulert for kraftproduksjon, og har dermed ikke endrede miljøforhold på grunn av dette. Det må imidlertid påpekes at sammenligningen inkluderer fisk samlet inn med ulike metoder (el-fiske i Mellingselva og Frøyningselva i 2007-2008, mark og fluefiske i Mellingselva i 1978 og markfiske i Mellingselva i 1950-1956) og fra delvis ulike steder, som også kan ha påvirket resultatene. Veksten hos småblank fra Frøyningselva og Mellingselva i 2007-2008 var relativt lik (**figur 5.10**).



Figur 5.8. Tilbakeberegnet lengde (gjennomsnitt $\pm$ SE) basert på skjellanalyser for småblank fra Bjørnstad og Mellingselva samlet inn i 1950-1956. Antall fisk i hver gruppe angir totalmaterialet. Siden materialet består av fisk av ulike alder, er antallet fisk med tilbakeberegnet lengde lavere for eldre aldersgrupper.



Figur 5.9. Vekstkurver for enkeltfisk av småblank (n = 27) som var eldre enn fem år i materialet samlet inn i 2007-2008 basert på tilbakeberegning ved skjellanalyser.

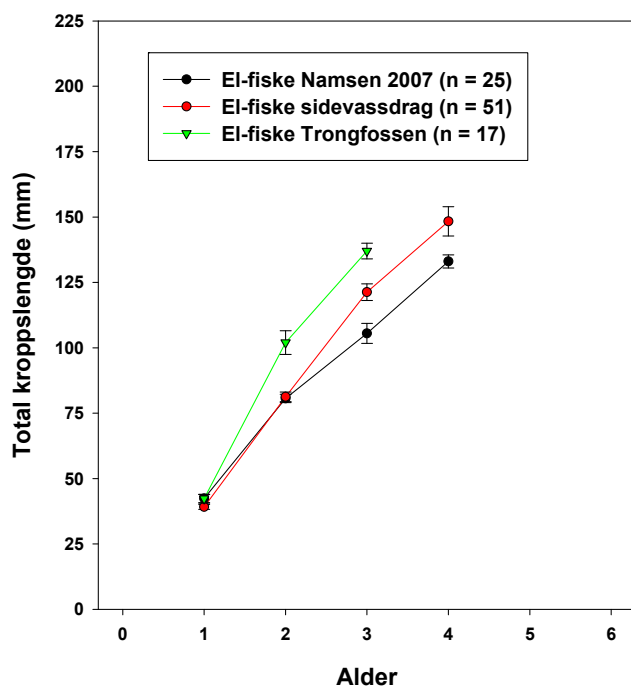


Figur 5.10. Tilbakeberegnet lengde (gjennomsnitt $\pm$ SE) basert på skjellanalyser for småblank fra Mellingselva samlet inn i 1950-1956 og 2007-2008, samt fra Frøyningseelva samlet inn i 2007. I tillegg er data fra Mellingselva i 1978 inkludert (Berg 1981). Antall fisk i hver gruppe angir totalmaterialet. Siden materialet består av fisk av ulike alder, er antallet fisk med tilbakeberegnet lengde lavere for eldre aldersgrupper.

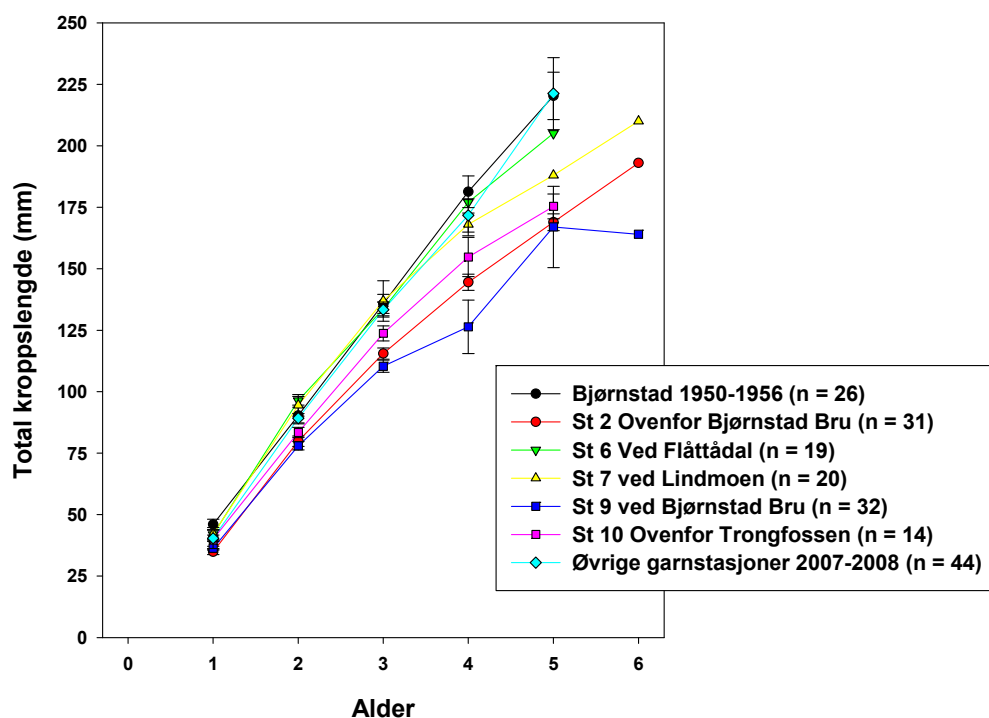
I en sammenligning av småblank samlet inn ved el-fiske i 2007-2008 (**figur 5.11**), var veksten bedre ved Trongfossen enn gjennomsnittet for de andre stasjoner i hovedelva Namsen. Veksten ved Trongfossen var også bedre enn gjennomsnittet for sidevassdrage-

I en sammenligning av småblank samlet inn ved garnfiske under overvåkingen i 2007-2008 (**figur 5.12**), utpekte imidlertid ikke Trongfossen seg i verken positiv eller negativ retning med hensyn på vekst i forhold til de andre stasjonene. Veksten hos småblank var best på stasjon 6 ved Flåttådal og stasjon 7 ved Lindmoen, samt for den kombinerte gruppen av garnstasjoner med mindre enn ti fisk i fangstene per stasjon. Veksten var dårligst for stasjon 2 ovenfor Bjørnstad Bru og stasjon 9 ved Bjørnstad Bru. Vekst for fisk samlet inn ved Bjørnstad i 1950-1956 ble inkludert i sammenligningen, og tilbakeberegnet lengde for disse var blant de største ved alle aldre (**figur 5.12**).

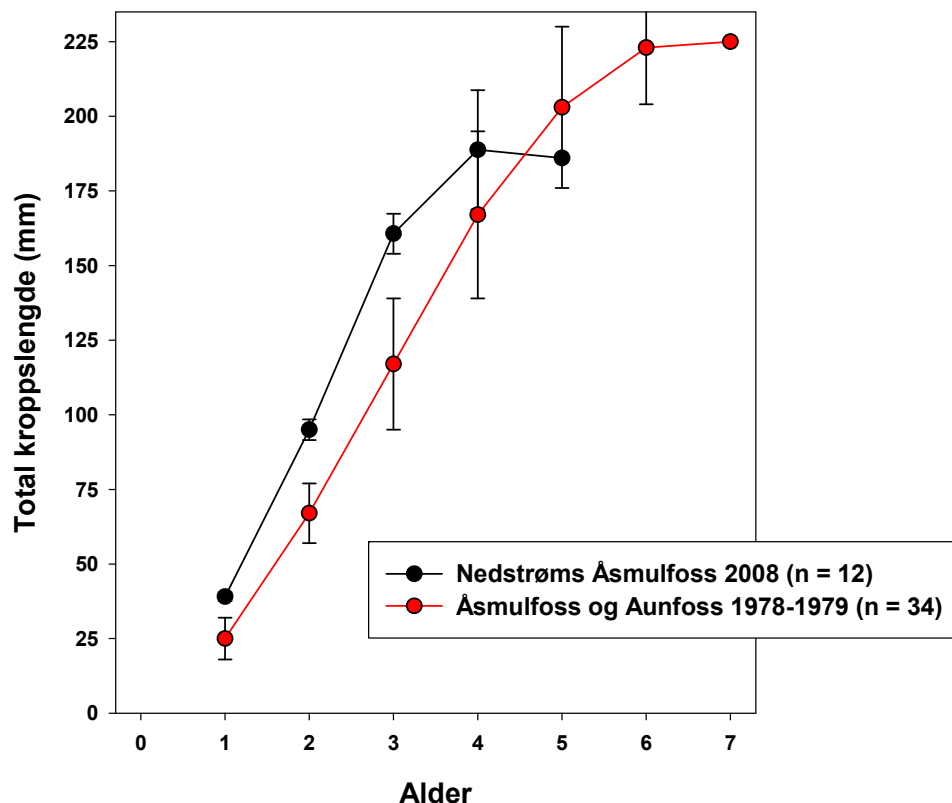
I en sammenligning av småblank samlet inn ved garnfiske nedstrøms Åsmulfoss i 2007 og ved Aunfoss og Åsmulfoss i 1978-1978 (Berg 1981), var veksten betydelig bedre i 2008 opp til fire års alder (**figur 5.13**).



Figur 5.11. Tilbakeberegnet lengde (gjennomsnitt $\pm$ SE) basert på skjellanalyser for småblank samlet inn ved el-fiske ved Trongfossen (fisk samlet inn av SWECO Norge AS), ved øvrige stasjoner i Namsen og i ulike sidevassdrag i 2007-2008. Antall fisk i hver gruppe angir totalmaterialet. Siden materialet består av fisk av ulik alder, er antallet fisk med tilbakeberegnet lengde lavere for eldre aldersgrupper.



Figur 5.12. Tilbakeberegnet lengde (gjennomsnitt $\pm$ SE) basert på skjellanalyser for småblank samlet inn ved garnfiske under overvåkingen i 2007-2008. Stasjoner der flere enn ti småblank ble samlet inn er analysert for seg, mens fisk fra øvrige stasjoner (stasjon 1, 3, 4, 5, 8, 12 og 13) ble kombinert i ei gruppe. Til sammenligning er vekst for småblank samlet ved Bjørnstad i 1950-1956 også inkludert. Antall fisk i hver gruppe angir totalmaterialet. Siden materialet består av fisk av ulik alder, er antallet fisk med tilbakeberegnet lengde lavere for eldre aldersgrupper.

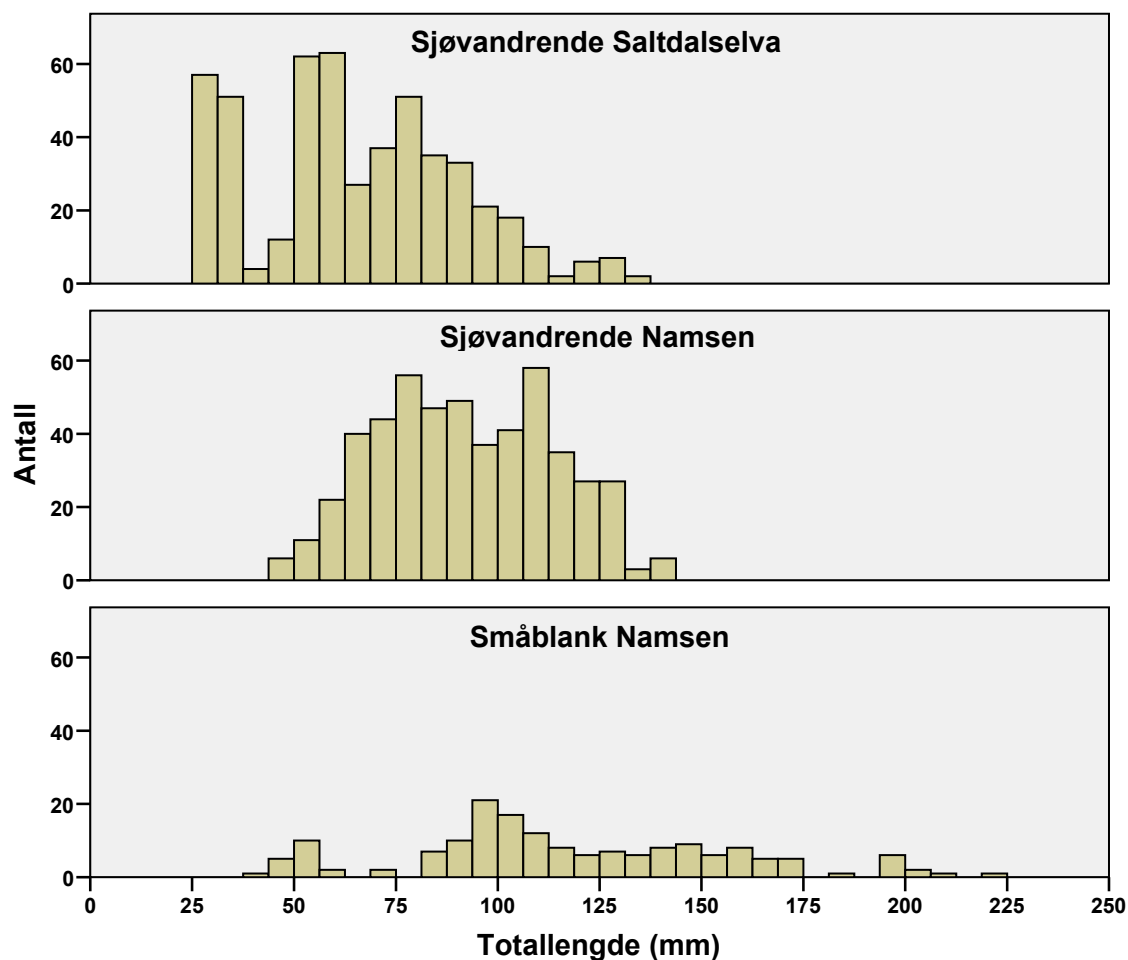


Figur 5.13. Tilbakeberegnet lengde basert på skjellanalyser for småblank samlet inn ved garnfiske nedstrøms Åsmulfoss i 2008 og Aunfoss og Åsmulfoss i 1978-1979 (Berg 1981). Antall fisk i hver gruppe angir totalmaterialet. Siden materialet består av fisk av ulik alder, er antallet fisk med tilbakeberegnet lengde lavere for eldre aldersgrupper. For materialet samlet inn i 2008 er gjennomsnitt $\pm$ SE gitt, mens for materialet fra 1978-1979 er gjennomsnitt $\pm$ SD gitt.

5.7 Sammenligning av bestandsstruktur mellom småblank og sjøvandrende laksunger

Sammenligning av lengdefordeling mellom el-fisket småblank og sjøvandrende laksunger fra Saltdalselva viste en signifikant forskjell (Mann-Whitney U test, $P < 0,001$), ved at lengden for småblank var markant større (**figur 5.14**). For laksunger fra Saltdalselva, som smoltifiserer og vandrer ut i sjøen, var største lengde 132 mm, mens største småblank var 172 mm. Hvis vi ser bort fra småblank større enn 132 mm, er det likevel en signifikant forskjell ($P < 0,001$) i lengdefordeling ved at fisken fra den sjøvandrende bestanden (mean rank 271, $n = 498$) var mindre enn småblanken (mean rank 456, $n = 111$).

Tilsvarende sammenligning av lengdefordelingen hos el-fisket småblank og sjøvandrende laksunger fra den anadrome strekningen av Namsen ga liknende forskjeller. Også her var småblanken markant større ($P < 0,001$). Selv når småblank større enn 133 mm ble fjernet fra materialet var det fremdeles signifikant forskjell ($P < 0,02$). Sammenligningene av størrelsesfordelingene av el-fisket småblank med den elvelevende delen av anadrome laksebestander i Saltdalselva og nedre del av Namsen viser altså at fangster av småblank i større grad omfatter stor fisk.



Figur 5.14. Lengdefordeling av småblank fanget ved el-fiske i Namsen (kombinert materiale fra denne undersøkelsen og fisk samlet inn ved Trongfossen av SWECO Norge AS, $n = 166$) og sjøvandrende laksunger samlet inn ved el-fiske i Saltdalselva (data fra Arne J. Jensen, NINA, $n = 498$) og Namsen (data fra Anton Rikstad, fylkesmannen i Nord-Trøndelag, $n = 509$).

5.8 Effekt av spritkonservering og frysing på lengde og vekt hos småblank

Konservering av fisk på sprit eller ved frysing kan gi betydelige endringer i vekt eller lengde. Med sikte på videre undersøkelser av småblank er det nyttig å kunne korrigere for dette. Småblank ble derfor veid og lengdemålt i felt og etter spritkonservering eller frysing for å kunne beregne dette forholdet.

5.8.1 Spritkonservering

Småblank krymper gjennomsnittlig 3,3 % (0-6,7, SD = 1,4) i totallengde og 28 % (18-39 %, SD = 5,0) i vekt etter konservering på sprit ($n = 56$). For å beregne fersk kroppslengde (L_1) på grunnlag av lengde etter konservering (L_2) kan følgende formel benyttes (**figur 5.15**):

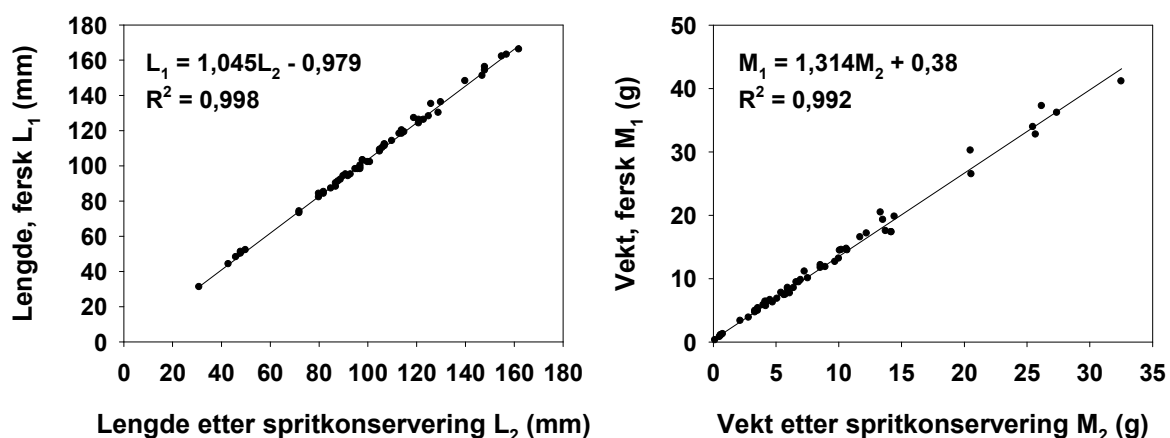
$$L_1 = 1,045L_2 - 0,979 \quad (\text{likning 1})$$

For å beregne fersk kroppsvekt (M_1) på grunnlag av vekt etter konservering på sprit (M_2) kan følgende formel benyttes (**figur 5.15**):

$$M_1 = 1,314M_2 + 0,38 \quad (\text{likning 2})$$

Estimert fersk kroppslengde ved bruk av ligning 1 avvek fra den observerte med gjennomsnittlig 1,1 % (range 0,02-3,6 %). Andel avvik var ikke korrelert med kroppslengde (Pearson $r = -0,085$, $P = 0.53$).

Estimert fersk kroppsvekt ved bruk av ligning 2 avvek fra den observerte med gjennomsnittlig 8,5 % (range 0-136 %). Andel avvik var nær signifikant korrelert med økende kroppsvekt (Pearson $r = -0,26$, $P = 0,057$). Det var imidlertid de fem minste fiskene med ferskvekt 0,25-1,04 gram som bidro til denne sammenhengen (Pearson $r = -0,039$, $P = 0,79$ når disse fem ble ekskludert). Når de fem minste fiskene ble ekskludert bestod materialet av fisk større enn 1,2 gram. Estimert fersk kroppsvekt ved bruk av ligning 2 avvek da fra den observerte med gjennomsnittlig 4,7 % (range 0-15 %). Vi anbefaler derfor ikke å benytte korreksjonslikningen for vekt for de aller minste fiskene.



Figur 5.15. Forholdet mellom kroppslengde og vekt i fersk tilstand og etter spritkonservering av småblank ($n = 56$). Linjene representerer signifikante lineære sammenhenger mellom fersk og konservert total lengde og vekt ($P < 0,001$).

5.8.2 Frysing

Småblank krymper gjennomsnittlig 2,1 % i total lengde (variasjon fra 1,0 % økning i lengde til 7,1 % krymping i lengde, $SD = 1,3$) og 7,0 % i vekt (variasjon fra 23 % økning i vekt til 31 % krymping i vekt, $SD = 10,4$) etter frysing ($n = 160$). For å beregne fersk kroppslengde (L_1) på grunnlag av lengde etter frysing (L_2) kan følgende formel benyttes (**figur 5.16**):

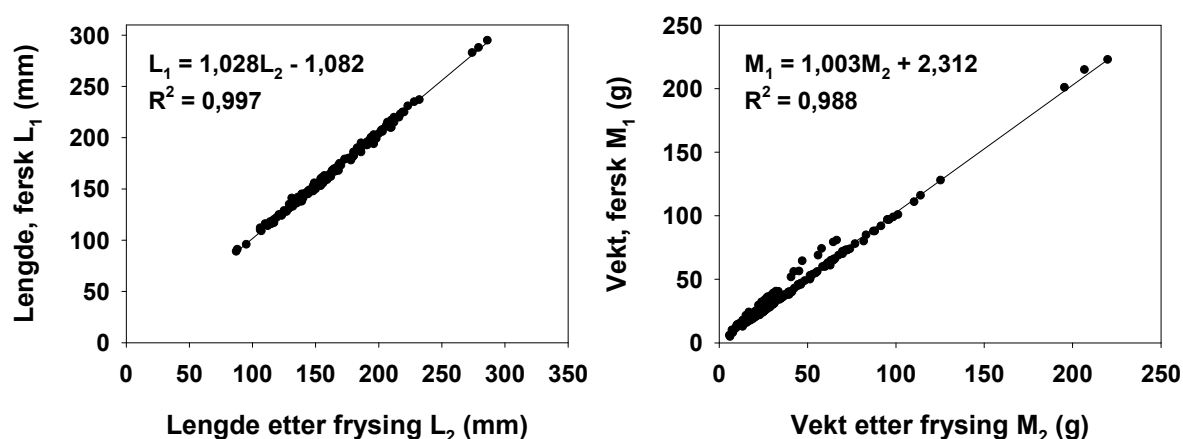
$$L_1 = 1,028L_2 - 1,082 \quad (\text{ligning 3})$$

For å beregne fersk kroppsvekt (M_1) på grunnlag av vekt etter frysing (M_2) kan følgende formel benyttes (**figur 5.16**):

$$M_1 = 1,003M_2 + 2,312 \quad (\text{ligning 4})$$

Estimert fersk kroppslengde ved bruk av ligning 3 avvek fra den observerte med gjennomsnittlig 1,0 % (range 0,03-5,3 %). Andel avvik var nær signifikant korrelert med økende kroppslengde (Pearson $r = -0,153$, $P = 0.053$).

Estimert fersk kroppsvekt ved bruk av ligning 4 avvek fra den observerte med gjennomsnittlig 8,4 % (range 0,1-70 %). Andel avvik var signifikant korrelert med økende kroppsvekt (Pearson $r = -0,390$, $P < 0,001$).



Figur 5.16. Forholdet mellom kroppslengde og vekt i fersk tilstand og etter frysing av småblank ($n = 160$). Linjene representerer signifikante lineære sammenhenger mellom fersk og konservertotal lengde og vekt ($P < 0,001$).

5.9 Genetisk beskrivelse av bestanden

Materialet tillater genetisk analyse av småblankbestanden både i rom og tid. Videre er det mulig å sammenlikne småblanken genetisk med laksen i den anadrome delen av Namsen. I den romlige delen av analysen legger vi vekt på variasjon mellom de sju (2005-2008) stikkprøvene av småblank som er angitt med fete typer i **tabell 4.4** (med forkortelsene Mel, BjøMel, tNskBjø, tKje, Tro, Åsm og Aun) og som kan avgrenses geografisk ved en terskel eller naturlig foss i Namsenvassdraget.

5.9.1 Romlig variasjon hos småblank fra Aunfoss til Mellingselva

Analysen av genetisk likevekt innenfor en stikkprøve kan antyde noe om hvorvidt prøven representerer en bestand i genetisk forstand. I stikkprøven fra Mellingselva var to av fem variable mikrosatellitter ikke i genetisk likevekt (såkalt Hardy-Weinberg-likevekt, $P < 0,05$ i begge), og en kombinert analyse av alle fem testene indikerte at bestanden ikke er i HW-likevekt (Fishers kombinerte sannsynlighet; $P = 0,002$). Avvikene fra HW-likevekt skyldtes i begge tilfeller et underskudd av heterozygoter. En mulig tolkning er at stikkprøven fra Mellingselva består av to eller flere genetisk ulike bestander, men siden prøvestørrelsen er liten kan resultatet også skyldes tilfeldigheter, som for eksempel en overrepresentasjon av én familie. Med ett unntak (Ssa408 i Trongfossen) var ingen av mikrosatellittene ute av HW-likevekt i de andre stikkprøvene (alle $P > 0,05$), og kombinerte sannsynligheter viste at det er usannsynlig at disse stikkprøvene representerer mer enn én småblankbestand hver.

En test av om *alle* de sju geografisk atskilte stikkprøvene av småblank (dvs. Mel, BjøMel, tNskBjø, tKje, Tro, Åsm og Aun fra årene 2005-2008) kan representere én og samme bestand, viste at de var høyt signifikant genetisk forskjellige ($P < 0,0001$). For å finne ut mer om hvor mange ulike bestander det kan være i de delene av Namsen som har småblank, ble det gjort parvise sammenlikninger mellom de sju stikkprøvene.

De sju stikkprøvene viste følgende resultat med hensyn til innbyrdes genetiske forskjeller:

- De to øverstliggende stikkprøvene fra Mellingselva (Mel) og Namsen ovenfor Bjørnstadfossen (BjøMel) var ikke genetisk forskjellige.

- Stikkprøven fra området mellom terskel Namsskogan og Bjørnstadfossen (tNskBjø) var signifikant genetisk forskjellig fra begge ovenforliggende stikkprøver.
- Stikkprøvene fra Aunfoss (Aun), Åsmulfoss (Åsm), Trongfoss (Tro) og terskel Kjelmyrfoss (tKje) er forholdsvis like genetisk, samtidig som de er signifikant genetisk forskjellige fra stikkprøven i området mellom terskel Namsskogan og Bjørnstadfossen, og høyt signifikant forskjellige fra de ovenforliggende stikkprøvene.
- Trongfossen ser ikke ut til å være et skille mellom bestander av småblank i dette materialet.

Siden noen av stikkprøvene består av et forholdsvis begrenset antall individer, kan det være en fare for at biologisk signifikante genetiske forskjeller "skjules" av liten teststyrke. Nye tester ble derfor utført ved å slå sammen stikkprøvene fra nedenfor Trongfossen (Aun og Åsm) og teste disse mot stikkprøvene nærmest Trongfossen på oversiden (Tro og tKje). Disse var ikke signifikant genetisk forskjellige ($P = 0,15$) mens begge gruppene av stikkprøver var høyt signifikant forskjellig fra stikkprøven i området terskel Namsskogan til Bjørnstadfossen (tNskBjø), og videre høyt signifikant forskjellige fra stikkprøvene ovenfor Bjørnstadfossen (BjøMel og Mel).

5.9.2 Variasjon over tid hos småblank

For Mellingselva og to områder i Namsen ble det undersøkt om den genetiske sammensetningen i småblanken hadde endret seg over tid.

Fra Mellingselva forelå det materiale fra 1956 og 1978. Ingen av disse stikkprøvene skilte seg signifikant fra stikkprøven fra 2008. De skilte seg heller ikke fra hverandre, så prøvene fra 1956 og 1978 er slått sammen i den videre analysen.

Fra Bjørnstadhølen forelå det materiale fra 1955 og 1978. Stikkprøven fra 1955 skilte seg ut fra 1978 i to mikrosatellitter, noe som sannsynligvis har lab-tekniske årsaker. Kun et fåtall individer i det eldste materialet var tolkbare for disse to mikrosatellittene, mens de mikrosatellittene som var tolkbare for alle individene, ikke viste noe skille mellom 1955 og 1978. Stikkprøven fra 1978 skilte seg heller ikke fra det nye materialet (2005-2008). I den videre analysen er prøvene fra 1955 og 1978 slått sammen. På strekningen fra Namsskogan til Bjørnstad var det også mulig å teste hvorvidt materialene fra 2005 og 2008 skilte seg fra hverandre, noe de ikke gjorde.

Fra Aunfoss forelå det et materiale fra 1979, som ikke skilte seg genetisk fra 2008-stikkprøven. Det generelle bildet er da at det kun har skjedd en begrenset genetisk endring over tid på de lokalitetene som er representert med prøver fra 1950- og 1970-tallet.

Vi testet også om det var romlig genetisk variasjon mellom stikkprøvene i det gamle skjellmaterialet. Vi fant at Aunfoss-79 var høyt signifikant forskjellig fra Bjørnstad-78 og Mellingselva-78 ($P < 0,0001$ for begge sammenlikninger). Mellom Bjørnstad og Mellingselva fant vi signifikant genetisk forskjell i 1978 ($P < 0,05$) og høyt signifikant genetisk forskjell i 1955-56 ($P < 0,001$).

5.9.3 Genetisk sammenlikning av småblank med anadrom laks i Namsen

Tidligere undersøkelser av laks med enzyમેlektroforese har vist stor forskjell mellom anadrom laks og ferskvannsstasjonær laks. Spesielt er det vist at småblank, byglandsbleke og andre ferskvannsstasjonære bestander har liten genetisk variasjon (lav heterozygositet) i forhold til anadrom laks (Ståhl 1987, Ståhl & Hindar 1988, Vuorinen & Berg 1989). Det samme bildet fremkommer ved analyse av mikrosatellitter i småblankbestander og i laks fra den anadrome delen av Namsen.

Tabell 5.8. Beregnet nivå for genetisk variasjon innenfor stikkprøver av småblank (Små...) og anadrom laks (NamA) fra ulike deler av Namsen. Forkortelsene av stedsnavn refererer til **tabell 4.4**. H_{obs} = observert heterozygositet; H_{exp} = forventet heterozygositet; A_r = allel-rikhet (antall alleler i åtte mikrosatellitter blant fem individer).

	H_{obs}	H_{exp}	A_r
NamA78	0,720	0,735	39,3
Små08-Aun	0,304	0,375	18,8
Små08-Åsm	0,358	0,371	18,0
Små08-Tro	0,393	0,433	19,2
Små08-tKje	0,431	0,409	20,2
Små08-tNskBjø	0,426	0,383	19,6
Små08-BjøMel	0,375	0,368	20,8
Små08-Mel	0,315	0,323	18,6
Små79-Aun	0,294	0,309	17,6
Små55/78-Bjø	0,369	0,337	20,7
Små56/78-Mel	0,301	0,338	19,2

Mens den observerte heterozygositeten hos anadrom laks i Namsen er 0,72 i de mikrosatellitene vi har studert (dvs. at i gjennomsnitt nær tre fjerdedeler av individene er heterozygote), er den observerte heterozygositeten i stikkprøvene av småblank i området 0,29 til 0,43 (**tabell 5.8**). Dette er en reduksjon av den genetiske variasjonen på ca 50 % i småblankbestandene i forhold til den nærmeste anadrome laksebestanden, og er sannsynligvis et resultat av at småblankbestandene har vært isolert fra anadrom laks i om lag 2000 generasjoner (om vi antar en generasjonstid på 4-5 år i de 9500 årene småblanken har vært atskilt fra sjøvandrende laks).

I de småblankbestandene som er representert med stikkprøver fra ulike tidsperioder, var heterozygositeten like høy eller høyere i 2005-2008 enn i stikkprøvene fra 1950- og 1970-tallet (**tabell 5.8**). Vi kan altså ikke påvise noe tap av genetisk variasjon i løpet av de siste 6-10 småblankgenerasjonene.

Et alternativt mål for genetisk variasjon innad i en bestand er antall ulike alleler. Når dette tallet er justert for antall individer i stikkprøven, kalles det "allel-rikhet". I vårt materiale sammenliknet vi alle bestandene i forhold til hvor mange ulike alleler vi forventer å finne hos fem individer i de åtte studerte mikrosatellitene. Også for dette målet ser det ut til at småblanken har en ca. 50 % reduksjon genetisk variasjon i forhold til anadrom laks (**tabell 5.8**).

En nærmere inspeksjon av allelfrekvensene i de ulike mikrosatellitene viser noen interessante forskjeller og likheter mellom anadrom laks og småblank i Namsen. I mikrosatellitene Ssa14 og μ 20.19, der det er få alleler hos anadrom laks, er det kun ett allel hos småblanken. Dette er som forventet det allelet som forekommer vanligst hos anadrom laks, siden det i en isolert bestand er størst sannsynlighet for at det vanligste allelet fikses (dvs. at frekvensen er 1).

I mikrosatellitten Ssa289 (**tabell 5.9**) er imidlertid bildet et annet. Der har det vanligste allelet (allel nr 4) hos anadrom laks frekvensen 0 i de fleste småblankbestandene, mens et annet vanlig allel (nr 3) er blitt vanlig i alle småblankbestandene. Videre fins det to alleler hos småblanken som ikke fantes i stikkprøven av anadrom laks, og tre alleler hos anadrom

laks som nesten ikke fins hos småblank. Et liknende bilde finner vi i andre mikrosatellitter (ikke vist her), om enn ikke i like ekstrem grad som i mikrosatellitten Ssa289.

Ut fra allelfrekvensene i alle de studerte mikrosatellittene, er det mulig å lage et slektskapstre for de ulike stikkprøvene av småblank og anadrom laks (**figur 5.17**). I dette slektskapstreet, som er en såkalt prinsipalkomponentanalyse, er stikkprøvene sortert i figuren i forhold til sine innbyrdes genetiske forskjeller. Slektskapstreet viser at alle småblankbestandene er høyst forskjellig fra anadrom laks – og også at de er innbyrdes forskjellige (særlig er det stikkprøvene fra de øverste lokalitetene som skiller seg ut). Forskjellene mellom småblankbestander er langs en annen akse enn forskjellene mellom småblank og den anadrome laksebestanden.

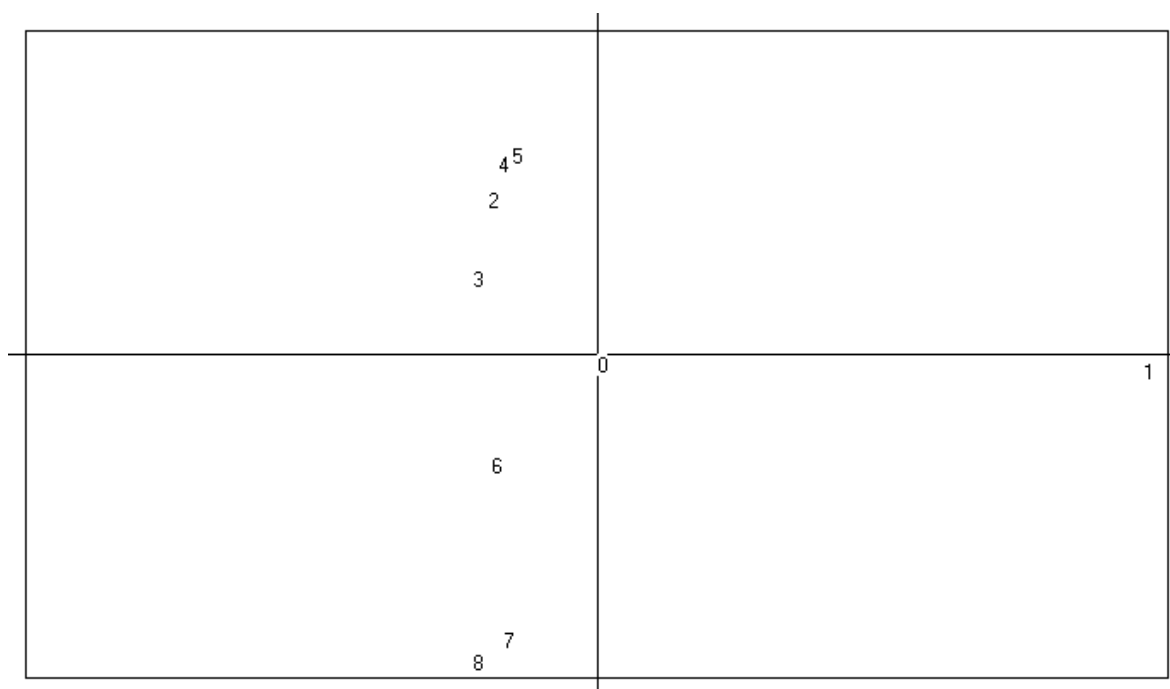
Tabell 5.9. Allelfrekvenser i mikrosatellitten Ssa289 fra stikkprøver av småblank og anadrom laks fra Namsenvassdraget. $2n$ = stikkprøvestørrelse i antall gener (siden hvert individ har to kopier av genet).

Stikkprøve	Allel nr						2n
	1	2	3	4	5	6	
NamA78	0,000	0,000	0,157	0,500	0,129	0,214	70
Små08-Aun	0,000	0,321	0,679	0,000	0,000	0,000	28
Små08-Åsm	0,000	0,281	0,719	0,000	0,000	0,000	32
Små08-Tro	0,000	0,365	0,635	0,000	0,000	0,000	104
Små08-tKje	0,000	0,294	0,706	0,000	0,000	0,000	34
Små08-tNskBjø	0,058	0,250	0,692	0,000	0,000	0,000	52
Små08-BjøMel	0,107	0,054	0,839	0,000	0,000	0,000	56
Små08-Mel	0,043	0,109	0,826	0,022	0,000	0,000	46
Små79-Aun	0,000	0,365	0,596	0,000	0,019	0,019	52
Små55/78-Bjø	0,033	0,122	0,844	0,000	0,000	0,000	90
Små56/78-Mel	0,034	0,086	0,879	0,000	0,000	0,000	58

5.9.4 Korrelasjon mellom genetisk avstand og geografisk avstand

Den innbyrdes genetiske avstanden mellom anadrom laks og småblanken kan beregnes til $F_{st} = 0,24$. Dette betyr at 24 % av den totale genetiske variansen i stikkprøvene av småblank og anadrom laks skyldes genetiske forskjeller mellom bestandene. Tallet er meget høyt, og nesten like høyt som mellom laks fra Europa og østkysten av Nord-Amerika (Ståhl 1987, King mfl. 2007).

En F_{st} på 0,24 kan med den såkalte "øy-modellen" til populasjonsgenetikeren Sewall Wright omregnes til å utgjøre en genflyt mellom de to bestandene på 0,8 "genetisk effektive migranter" per laksegenerasjon, eller rundt 0,1-0,2 individer per år om vi regner med at en laksegenerasjon er 4-8 år. Øy-modellen gjelder for en idealistisk situasjon der bestandene (på hver sin øy) sender et antall migranter (utvandrere) til en felles samling av individer, og deretter trekker tilfeldig det samme antallet fra denne samlingen. Ved likevekt, når de homogeniserende kreftene som virker på bestandene (her: genflyten mellom dem) er i balanse med de differensierende kreftene (her: tilfeldige endringer i reproduksjonen, såkalt genetisk drift, i de to bestandene), er F_{st} lik $1/(4N_e m + 1)$. Produktet $N_e m$ er den genetisk effektive migrasjonen, som for laksens vedkommende blir 0,8 individer per generasjon. Nå tilsvarer neppe fiskebestandene i Namsen en idealistisk situasjon, som vi skal diskutere senere.



Figur 5.17. Prinsipalkomponentanalyse av allelfrekvenser i åtte mikrosatellitter i sju stikkprøver av småblank (2-8) og en stikkprøve av anadrom laks (1) fra Namsenvassdraget. Småblankprøvene er fra 2 = Aunfoss, 3 = Åsmulfoss, 4 = Trongfoss, 5 = terskel Kjelmryfoss til Bjørhusdal, 6 = terskel Namsskogan til Bjørnstadfossen, 7 = oppstrøms Bjørnstadfossen og 8 = Mellingselva.

Blant småblankbestandene er den høyeste F_{st} mellom to geografisk atskilte stikkprøver i overkant av 0,10, som tilsvarer en genflyt mellom dem på ca 2 individer per småblankgenerasjon (4-5 år), eller ca 0,4-0,5 individer per år. Dette er også meget lavt og betydelig lavere enn mellom de fleste anadrome laksebestander i Norge.

En kan spørre seg om det er geografisk avstand, eller også avstand i høyde over havet (ved fosser eller stryk), som er viktigste faktor i å isolere bestander av småblank. Dette er det mulig å teste ved en såkalt Mantel-test, som analyserer korrelasjonen mellom verdiene i to trekant-matriser av innbyrdes forskjeller. Basert på de parvise F_{st} , og de parvise avstandene i elvelengde eller høyde over havet som en kan lese ut av **tabell 4.4**, har vi gjort slike tester med og uten anadrom laks. Testene sier at det er signifikant korrelasjon mellom genetisk avstand og avstand i km elvelengde og meter høydeforskjell, men signifikansnivåene er så like (både med og uten anadrom laks) at det ikke kan sies hvorvidt geografisk avstand eller høydeforskjell er best korrelert med genetisk forskjell.

5.9.5 Er det spor av utsettinger av anadrom laks, eller nedvandring av småblank?

Genetiske analyser kan antyde sannsynligheter for tilhørighet av enkeltindivider til en eller flere referansebestander. Vi har gjort en begrenset analyse av dette, først og fremst med tanke på å undersøke om vi finner (genetiske) spor av utsettingene av anadrom laks på 1950- til 1970-tallet, eller også spor av nedvandrende småblank.

Alle de anadrome individene hadde desidert størst sannsynlighet (> 99,9 % score) for å tilhøre den anadrome namsenlaksen, og altså nær 0 sannsynlighet for å tilhøre en av småblankbestandene. Vi kan derfor fastslå at nedvandrende småblank ikke er representert i vårt materiale av anadrom laks fra Namsen.

For individer av småblanken var bildet litt annerledes, siden de individene som har et begrenset utvalg av alleler som også fins hos den anadrome laksen, kan ha en liten sannsynlighet for å komme fra den anadrome bestanden. I nær alle tilfellene var imidlertid sannsynligheten størst for at individer av småblank kom fra den delen av elva der de var fanget, eller fra et tilgrensende småblankområde. Vi fant ett individ fra Aunfoss 1979 som hadde større sannsynlighet for tilhørighet til anadrom laks (42,4 % score) enn til bestanden der de var fanget (35,4 %). Dette tolker vi som et mulig spor av utsetting av anadrom laks, men flere analyser må gjøres for å bekrefte eller avkrefte dette, spesielt ved å inkludere flere mikrosatellitter.

5.9.6 Effektiv bestandsstørrelse

Vi beregnet den effektive bestandsstørrelsen til småblank i to av lokalitetene som vi har stikkprøver av fra ulike tidsperioder. Metoden til Wang & Whitlock (2003) beregner den mest sannsynlige kombinasjonen av effektiv bestandsstørrelse N_e og genflyt m under forutsetning av at den genetiske variasjonen mellom tidsmessig atskilte stikkprøver skyldes en kombinasjon av tilfeldig tap av genetisk variasjon over tid innen bestanden og utveksling av gener med en (uendelig stor) omkringliggende bestand.

For Aunfoss har vi én stikkprøve fra 1979 og den neste fra 2005-08. Om vi regner med en generasjonstid på 4 år, er de 7 generasjoner fra hverandre i tid. Alle ovenforliggende bestander kan bidra til genflyt inn i bestanden ved Aunfoss, og er kombinert i én stor omkringliggende bestand i analysen. Det såkalte 'maximum likelihood'-estimatet av den effektive bestandsstørrelsen ved Aunfoss er da $N_e = 285$ per generasjon, og tilsvarende estimat av genflyten er $m = 0,011$.

For Bjørnstad har vi én forholdsvis god stikkprøve fra 1978 og en mindre god stikkprøve fra 1955. Disse er slått sammen og vi har regnet med at de er atskilt fra stikkprøven fra 2005-08 med mellom 7 og 10 generasjoner. Videre har vi regnet med at kun de ovenforliggende bestandene kan påvirke bestanden ved Bjørnstad via genflyt. For bestanden ved Bjørnstad får vi et 'maximum likelihood'-estimat av den effektive bestandsstørrelsen på $N_e = 144$ per generasjon (over 7 generasjoner), og et estimat av genflyten på $m = 0,075$. Om vi regner med 10 generasjoners atskillelse, får vi henholdsvis $N_e = 189$ og $m = 0,056$.

Disse beregningene er beheftet med stor usikkerhet og må kun tas som en indikasjon på hva den effektive bestandsstørrelse i ulike bestander av småblank har vært i løpet av den tidsperioden vi har undersøkt.

Det er også mulig å gjøre grove beregninger av den langsiktige effektive bestandsstørrelsen til småblanken ved å se på forholdet mellom genetisk variasjon hos anadrom laks og genetisk variasjon hos småblank i Namsen.

I en ideell, stabil bestand tapes genetisk variasjon over tid (t , i antall generasjoner) i følge formelen

$$H_t = H_0 * e^{(-t/2N_e)}, \quad (\text{likning 5})$$

der N_e er effektiv bestandstørrelse, t er antall generasjoner og H er den forventede heterozygositeten ved tid 0 og tid t .

Vi antar nå at småblanken opprinnelig hadde samme genetiske variasjon som den anadrome laksen i Namsen har i dag, og har tapt genetisk variasjon som følge av en begrenset effektiv bestandstørrelse over de 1900-2375 generasjoner som har gått siden atskillelsen for 9500 år siden (ved en generasjonstid for småblank på mellom 4 og 5 år). I stikkprøven av sjøvandrende laks fra Namsen (NamsA) er den forventede heterozygositeten

ten hos anadrom laks 0,735, mens de ferskvannsstasjonære bestandene ligger mellom 0,31 og 0,43 (**tabell 5.8**).

Forskjellen i heterozygositet mellom anadrom laks og småblank tilsvare ifølge ligning 5 en effektiv bestandsstørrelse på mellom $N_e = 1100$ og $N_e = 2200$ småblank per generasjon, avhengig av om vi bruker 1900 eller 2375 generasjoner som tiden de har vært isolert, og om vi bruker 0,31 eller 0,43 som dagens heterozygositet hos småblank. Denne metoden for å beregne effektiv bestandsstørrelse hos småblank er mer usikker enn Wang & Whitlock (2003) sin metode som er benyttet ovenfor, siden vi vet lite om isolasjon og genutveksling over så lange tidsrom som fra istiden til i dag.



Gode lokaliteter for småblank i Namsenvassdraget. Ved Bjørnstadfossen til venstre og Mellingselva til høyre. Foto Odd Terje Sandlund.

6 DISKUSJON

6.1 Overvåking av bestanden ved el-fiske og garnfiske

Undersøkelsene som ble gjennomført i 2007 og 2008 var et minimums overvåkingsprogram av småblank. Undersøkelsene framskaffet likevel et bedre grunnlagsmateriale om småblankbestanden enn det som har eksistert tidligere.

Basert på el-fiske, synes bestanden av småblank å være tettere på de undersøkte stasjonene i sideelvene Mellingselva, Tunnsjøelva og Frøyningselva enn i hovedelva Namsen. At Mellingselva er en av de beste lokalitetene for småblank, er også kjent fra tidligere undersøkelser (Berg 1953, Berg 1981, Rikstad 2004). Småblank ble imidlertid påvist på alle garn- og el-fiskstasjoner i hovedelva, med unntak av en el-fiskstasjon ved Kjelmoen. Dette var imidlertid ikke en godt egnet stasjon for el-fiske, og garnfiske viste at det også fantes småblank i dette området.

Tettheten av småblank i fangstene i hovedelva Namsen var generelt lave i forhold til tettheten av aure. Småblank utgjorde i gjennomsnitt en tredel av fangstene på garn og en femdel av fangstene ved el-fiske. Andel og antall småblank varierte imidlertid mellom stasjoner. De antallsmessig største fangstene av småblank på garn var ved og ovenfor Bjørnstad Bru, mens de andelsmessig største fangstene av småblank på garn var ovenfor Trongfossen og ved Bjørnstad Bru. Tettheter av småblank basert på el-fiske var generelt svært lave på alle stasjoner i hovedelva.

De laveste andelene småblank i garnfangstene ble registrert i terskelbasseng med stillestående vann. På disse stasjonene var det antallsmessig svært store fangster av aure (jfr. Ugedal mfl. 2005), og stillestående terskelbasseng ser ut til å være en type leveområde som i betydelig grad favoriserer aure framfor småblank. Fangstene av småblank på garn var antallsmessig og andelsmessig størst i områder med strømmende vann. At stillestående terskelbasseng favoriserer aure og at forekomsten av småblank er størst i strømmende vann, er i samsvar med tidligere undersøkelser (se **tabell 2.1** og kapittel 2.4). Det er også et generelt trekk at ungfisk av sjøvandrende laks i større grad enn aure utnytter områder med høy strømhastighet (Heggberget 1991, Greenberg mfl. 1996, Heggnes mfl. 1999).

På noen stasjoner ble garna satt på svært grunt vann (10-50 cm vanddyb på den grunne stasjonen), mens de sto på dypere vann blant annet i terskelbassengene. Fangster per 100 m² garnareal ble derfor korrigert for disse til dels svært ulike vanddybene, og dermed forskjellige effektive garnarealer mellom stasjoner. En sammenstilling av disse resultatene viser at de to stasjonene ovenfor Trongfossen, som var innenfor området som kan bli oppdemt ved en eventuell kraftutbygging i Trongfossen, var preget av høye fangster av småblank. Dette gjaldt særlig i forhold til de stillestående terskelbassengene, men også i forhold til gjennomsnittet for de øvrige undersøkte stasjonene i hovedelva. Stasjonen nærmest Trongfossen hadde også lave fangster av aure sammenlignet med de øvrige stasjonene. Beregningen av fangster per garnareal bekreftet at de stillestående terskelbassengene hadde store tettheter av aure sammenlignet med stasjoner med strømmende vann. Resultatene viser også at det var lave tettheter av småblank i de stillestående terskelbassengene sammenlignet med stasjoner med strømmende vann.

Resultatene fra overvåkingen i 2007 og 2008 kan ikke direkte sammenlignes med tidligere undersøkelser av småblank. De relativt få undersøkelsene som ble gjort før 2000 hadde andre formål enn en generell overvåking av småblankbestanden og kartlegging av bestandssituasjonen. Det er også benyttet ulike metoder i ulike undersøkelser. Tidligere undersøkelser er også foretatt på et begrenset antall lokaliteter. Metoden som ble benyttet i

denne undersøkelsen med å sette garn på grunne og rasktflytende områder viste seg å være effektiv for å fange småblank, men er trolig ikke tidligere benyttet her i landet. Det finnes derfor ikke data verken av småblank eller andre laks- og aurebestander vi direkte kan sammenligne med. Det er dermed vanskelig å bedømme om tettheten av småblank har endret seg over tid på de undersøkte stasjonene. Vi vet heller ikke om småblank og aure kan ha ulike atferdsmønster som medfører at de har ulik sjanse for å bli fanget på garn.

I Bjørnstadhølen, som tidligere har vist seg å være en god lokalitet for småblank (Berg 1981), ble det foretatt garnfiske med sammenlignbar metode ei natt både i 1984 og i 2006. Et større antall småblank ble fanget i 2006 enn i 1984, men andelen småblank i forhold til fangsten av aure var noe redusert. Bjørnstadhølen synes fortsatt å være en god lokalitet for småblank. Bjørnstadhølen ligger i nærheten av stasjonene ved Bjørnstad Bru, som var av de beste lokalitetene for småblank ved overvåkingen i 2007 og 2008. Dette er strekninger av Namsen hvor leveområdene ikke er endret i form av terskelbygging eller kraftverksdammer, men vannføringen er regulert.

Etter 2000 er det foretatt et omfattende el-fiske etter småblank (Rikstad 2004, Thorstad mfl. 2006b, denne undersøkelsen). Fangstene har vært lave på de fleste undersøkte stasjoner. Dette kan enten bety at bestanden av småblank er svært tynn, eller at fangstene ikke reflekterer bestandssituasjonen på en god måte. Siden fangstene av småblank på garn var større enn ved el-fiske på stasjoner der begge metodene ble benyttet, behøver de lave fangstene ved el-fiske ikke nødvendigvis å bety en tynn bestand av småblank. Det synes snarere som om el-fiske ikke er en effektiv fangstmetode for småblank på mange av stasjonene i øvre Namsen. Denne metoden fungerer imidlertid godt til å fange aure og sjøvandrende laks på områder med relativt grunt og strømmende vann i andre vassdrag (se f.eks. Hvidsten mfl. 2004, Ugedal mfl. 2007). Det ble også gjort store fangster av aure på mange av el-fiskestasjonene i denne undersøkelsen.

Det kan være flere årsaker til at el-fiske, som er en tradisjonell og mye benyttet overvåking metode for laks, generelt synes lite effektiv til å fange småblank. Det kan hende at småblank benytter dypere og mer strømssterke områder enn aure og sjøvandrende laksunger, og de kan være mer sky slik at de raskere rømmer unna et område som el-fiskes. En relativt lav ledningsevne i Namsen kan også bidra til at el-fiske gir lavere fangsteffektivitet enn i mange andre vassdrag.

En viktig forklaring på at el-fiske ikke synes å være effektiv for småblank kan også være at bestandsdynamikk og habitatbruk hos småblank er forskjellig fra sjøvandrende laksebestander (se kapittel 6.2 nedenfor). De større og voksne individene av småblank forblir i elva hele livet, og kan dermed påvirke atferd og habitatbruk hos de mindre individene på en måte vi ikke ser hos sjøvandrende laks, der individer over smoltstørrelse normalt vil vandre til havet. For å kunne se resultatene fra fangster av småblank i sammenheng med fangster av sjøvandrende laks, ville det være interessant å benytte den samme garnfiske metoden i andre vassdrag med sjøvandrende laks og sammenligne med el-fiske på de samme lokalitetene.

På bakgrunn av foreliggende resultater fra garnfiske og el-fiske er det ikke mulig å beregne bestandsstørrelse for småblank, verken totalt i Namsenvassdraget eller på enkeltstasjoner. For å beregne bestandsstørrelse på enkelte områder kan undersøkelser basert på merking av fisk og senere gjenfangst, benyttes. For å kunne gjennomføre slike undersøkelser vil det imidlertid være nødvendig med metodeutprøving for å være i stand til å levendefange et stort nok antall småblank for merking.

6.2 Sammenligning av bestandsstruktur mellom småblank og sjøvandrende laksunger

Bestanden av småblank omfatter flere lengdegrupper av fisk enn den elvelevende delen av en anadrom laksebestand. Sammenligningen av el-fiskefangstene av småblank med el-fisket laks i Saltdalselva og den nedre delen av Namsen viser dette tydelig. Vi vet at lav ledningsevne i vannet påvirker fangstene ved el-fisket. De tre områdene vi her har sammenlignet, Saltdalselva, og nedre og øvre del av Namsen har imidlertid lav ledningsevne.

Den store andelen av småblank større enn vanlig smoltstørrelse (ca 13 cm) kan tyde på at yngel og små parr av småblank må leve med en større predasjonsrisiko enn laksungene i en anadrom bestand. I småblank-området vil både aure og stor småblank være potensielle predatorer. Hos fiskespisende aure og røye er det vanlig at byttefiskens maksimale lengde er mellom 20 og 40 % av predatorens lengde (Damsgård 1995, Sandlund mfl. 1997, Jonsen mfl. 1999, Finstad mfl. 2006). Det er rimelig å tro at fiskespisende laks har lignende muligheter og begrensninger når det gjelder tilgang på bytte som aure. Dette betyr at dersom en småblank på 15 cm er fiskespisende vil den kunne ta byttefisk på mellom 3 og 6 cm. Dermed vil de yngre årsklassene av småblank oppleve et betydelig sterkere predatorpress enn sine sjøvandrende slektninger. Det synes rimelig at dette kan påvirke atferden til ung småblank, for eksempel ved at de er mer avhengig av godt skjul i substratet enn laksunger i sjøvandrende bestander. Både bestandsstruktur og atferd vil ha følger for hvilke metoder som egner seg til overvåking og kartlegging av utbredelse.

6.3 Habitatkartlegging

Habitatkartlegging av hovedelva Namsen basert på flyfoto på strekningen Oddoenget (ca 2.5 km nord for utløpet av Mellingselva) til Nedre Fiskumfoss viste at nesten 60 % av arealet kunne klassifiseres som sakteflytende områder, med vannhastighet under 0,2 m/s. For en mer nøyaktig klassifisering er befaring langs elva nødvendig, og dette er et arbeid som er påbegynt og vil fortsette i 2009/2010 i forbindelse med en mastergradsoppgave ved NTNU. Det er gjennomført fysisk habitatkartlegging av flere norske vassdrag de senere år (f.eks. Berger mfl. 2005, 2007a, b, Ugedal mfl. 2004). Metodikk for habitatkartlegging av vassdrag er foreløpig ikke standardisert og er under stadig utvikling.

De foreløpige resultatene fra øvre Namsen viser at selv om detaljer kommer til å bli korrigert etter befaring langs elva, så gir habitatkartleggingen etter en subjektiv vurdering av flyfoto et godt bilde av omfanget av sakteflytende og rasktflytende områder (Ine C.J. Norum, upubliserte resultater). Typiske korrigeringer er for eksempel at områder som ble klassifisert som moderate stryk egentlig er sakteflytende områder, men at området trolig var vindpåvirket på flyfotoene og derfor vanskelig å klassifisere. Dette gjelder for eksempel oppstrøms terskel ved Kjellmyrfoss.

6.4 Forslag til overvåkingsprogram

Utvikling av metoder for overvåking av småblank har vist seg krevende. Både el-fiske og garnfiske ble gjennomført nær minstevannføring, som er 12 m³/s ved Bjørnstad. Det er ikke tilrådelig å benytte noen av disse metodene i hovedelva Namsen i perioder med særlig høyere vannføringer. Det er også gunstigst å gjennomføre feltarbeidet ved synkende enn ved stigende vannføring. Dette medfører at feltarbeid med slike metoder er begrenset til korte perioder av året. Forhold med slike lave vannføringer i øvre del av Namsenvassdraget inntreffer oftest under lengre nedbørsfattige perioder i løpet av juli eller august.



Stasjon med gode fangster av småblank ved Flåttådal. Foto Eva B. Thorstad.

El-fiske har vist seg godt egnet til å kartlegge utbredelsen av småblank i vassdraget (Rikstad 2004, Thorstad mfl. 2006, denne undersøkelsen). Fangstene av småblank ved el-fiske var imidlertid for lave til at metoden kan benyttes i forbindelse med overvåking av småblankbestanden i hovedelva Namsen. Fangstene var antallsmessig så lave at det vil være vanskelig å påvise endringer i tetthet av bestanden over tid. Fangstene var også for lave til at tettheter kunne beregnes ved bruk av Zippins metode basert på tre omganger med el-fiske på hver stasjon (Zippin 1958, Bohlin 1984, Bohlin mfl. 1989). Det ble derfor bare fisket én omgang på hver stasjon. El-fiske er heller ikke egnet til å overvåke småblankbestanden i sideelver med lave fangster. Derimot kan metoden være bedre egnet i Mellingselva, Tunnsjøelva og Frøyningselva, der det ble gjort større fangster.

Større fangster av småblank ved el-fiske ble gjort av SWECO Norge AS ved undersøkelser i Namsen ved Trongfossen 11.-12. august 2008 (Lars Størset og Hans Mack Berger upubliserte data). Imidlertid ble dette fisket utført ved lavere vannføring enn minstevannføring (6-7 m³/s ved Bjørnstad, beregnet til rundt 10 m³/s ved Trongfossen der fisket pågikk, med tillatelse fra Norges vassdrags- og energidirektorat, NVE). På det tidspunktet var døgnmiddelvannføringen ved Bjørnstad redusert fra 16,4 til 6,7 m³/s i løpet av fire døgn (basert på timeverdier ble vannføringen redusert fra 23,4 m³/s til 7,0 m³/s i løpet av 27 timer, fra 7. til 8. august). Slike reduksjoner i vannføringen kan medføre at laksefisk blir stående på grunnere vann og nærmere land enn vanlig. Fangstene ved el-fiske kan dermed bli større enn under normale forhold (se f.eks. Ugedal mfl. 2002). En vannføring på 6-7 m³/s ved Bjørnstad i forhold til normal minstevannføring på 12 m³/s vil også medføre en større tetthet av fisk per vannvolum, noe som også normalt vil øke el-fiskefangstene. Det er imidlertid ikke tilrådelig å legge opp til et overvåkingsprogram som er basert på en slik lav og redusert vannføring. For det første kjenner vi ikke eventuelle negative effekter av slike vannføringsreduksjoner på fiskebestandene, og dessuten bør et overvåkingsprogram kunne gjennomføres innenfor de vannføringsregimer som normalt gjelder, uten å måtte søke om spesielle vannføringsforhold.

En annen ulempe med bruk av el-fiske for å overvåke småblankbestanden er at det er relativt små arealer i hovedelva Namsen hvor metoden kan benyttes. Dette kommer av at store arealer har for dypt og stillestående vann til at de er egnet for el-fiske. Våre resultater fra garnfisket viste at vi også finner småblank i områder som ikke er egnet for el-fiske. Ved el-fiske fanges dessuten hovedsakelig de minste og yngste individene, og metoden egner seg derfor ikke godt til overvåking av den voksne delen av småblankbestanden.

Garnfiske viste seg bedre egnet enn el-fiske til å kartlegge bestanden av småblank i hovedelva Namsen, og til å overvåke bestanden på en slik måte at eventuelle endringer i tettheter over tid kan avdekkes. Garnfiske er vanligvis regnet for å være en uegnet metode på

grunt og strømmende vann. Imidlertid var fangstene av småblank gode med de metoder som ble utviklet under denne undersøkelsen, med fiske på til dels svært grunt og sterkt strømmende vann. Garnfiske etter småblank kan derfor benyttes til overvåking i de fleste typer leveområder for småblank. Imidlertid dekket ikke denne metoden fangsten av de minste individene, siden det var svært få individer med totallengde mindre enn 100 mm som ble fanget. Det er mulig å bruke garn med 10 mm maskevidde (den minste maskevidden i denne undersøkelsen var 12,5 mm), men det er stor fare for at garnene blir ødelagt i strømmende vann. Fangsteffektiviteten avtar også sterkt med minkende maskevidder. Generelt må det påregnes stor slitasje på garna i en slik undersøkelse som denne.

Resultatene fra garnfisket i denne undersøkelsen kan benyttes som sammenligningsgrunnlag i et overvåkingsprogram. Imidlertid vil fangsteffektiviteten trolig variere med tid på sesongen, vannføring og andre faktorer, og et slikt garnfiske vil trolig heller ikke kunne avdekke små endringer i tettheter.

Ved garnfiske avlives fisken, og metoden er derfor ikke godt egnet til å overvåke en truet art. Det anbefales derfor ikke å gjennomføre overvåking av småblankbestanden med garn på ulike strekninger hyppigere enn for eksempel med fem til ti års mellomrom. Garnfiske kan derfor bare benyttes til en grov og langsiktig overvåking av bestanden, men vi mangler fremdeles mer skånsomme overvåkingsmetoder. Vi anbefaler derfor at det gjennomføres metodeutprøving med sikte på å utvikle mer skånsomme metoder for overvåking av småblank.

Aktuelle metoder som bør utprøves med sikte på å utvikle skånsom overvåkingsmetodikk for småblank er de basert på video og observasjon ved snorkling og dykking. Særlig bør video ha et potensial for å kunne brukes til både overvåking og atferdsstudier. Snorkling er utprøvd i Mellingselva i forbindelse med en mastergradsoppgave ved NTNU, og det ble observert et stort antall småblank og aure (Ine C.J. Norum mfl., upubliserte data). Ved snorkling og dykking i hovedelva Namsen ble kun et fåtall småblank observert, til tross for at arbeidet ble utført blant annet på stasjoner med gode fangster av småblank på garn. Vi vet ikke årsaken til at småblank ikke ble observert under snorkling og dykking i Namsen. Undersøkelser av småblankens atferd og habitatbruk gjennom døgnet kan eventuelt bidra til å forbedre en slik metode. Det bør også gjennomføres forsøk med ulike typer ruser for å fastslå om dette kan være aktuell redskap for overvåking av småblankbestanden.

Småblankens status er fremdeles ukjent i deler av hovedelva Namsen og for de fleste sidevassdrag (**vedlegg 1**). Det foreligger derfor ikke noe sammenligningsgrunnlag for en overvåking på disse strekningene. For hovedelva Namsen gjelder dette særlig den øverste delen av utbredelsesområdet for småblank, fra utløpet av Mellingselva og videre oppover til utløpet av Storelva. Vi anbefaler derfor at det gjennomføres et garnfiske med samme metoder som i denne undersøkelsen på utvalgte stasjoner på denne strekningen. Når det gjelder Mellingselva, så er bestanden relativt godt kartlagt ved el-fiske og snorkling. Garnfiske har derfor foreløpig ikke blitt prioritert. Når det gjelder Frøyningselva og Tunnsjøelva, som også synes å ha relativt gode bestander av småblank, så bør disse undersøkes på flere stasjoner for å bekrefte om dette er et generelt bilde eller om den gode bestanden bare finnes på de få undersøkte stasjonene. For øvrige sidevassdrag bør garnfiske gjennomføres for å kartlegge de viktigste for småblank, og for å innhente et sammenligningsgrunnlag for en framtidig overvåking.

Den nederste strekningen med småblank i Namsen, fra Nedre Fiskumfoss til Aunfoss, er åpnet for oppvandring av sjøvandrende laks ved at fisketrapper har blitt bygd. De siste fem årene har i gjennomsnitt ca 1500 laks og sjøaure per år passert trappa i Nedre Fiskumfoss og vandret opp på denne strekningen (Thorstad mfl. 2006a, Rikstad 2008a, b). Dette er en ti kilometer lang strekning av hovedelva pluss sidevassdrag. Det er ikke kjent hvordan dette eventuelt påvirker småblankbestanden, og om dette har medført kryssninger mellom

småblank og sjøvandrende laks. Slike kryssninger kan for eksempel medføre at avkommet smoltifiserer og vandrer ut til sjøen, og at småblankbestanden dermed reduseres. Oppvandring av sjøvandrende laks kan også medføre konkurranse mellom småblank og laksunger av sjøvandrende laks. Det er dermed usikkert hvor stor betydning denne strekning-en nå har for småblankbestanden, og om oppvandring av sjøvandrende laks har hatt negative effekter. Det bør i det minste gjennomføres en genetisk undersøkelse og eventuelt overvåking av denne delen av småblankbestanden for å undersøke om det forekommer kryssninger mellom sjøvandrende laks og småblank.



Småblank. Foto Eva B. Thorstad

6.5 Genetisk vurdering av bestanden

De genetiske analysene vi har utført kan slå fast at småblanken består av flere, genetisk ulike bestander. Den mest sannsynlige avgrensningen av disse bestandene er:

- Fra Aunfoss til og med terskel Kjølmyrfoss
- Fra terskel Namsskogan til Bjørnstadfossen
- Fra Bjørnstadfossen til samløp Mellingselva, og Mellingselva

Denne avgrensningen finner både støtte i genetiske analyser av materiale fra 2005 til 2008, og i materialene fra 1950- og 1970-tallet, som også viste geografisk atskilte bestander av småblank. I tidligere analyser av småblank med enzyમેlektroforese, fant Vuorinen & Berg (1989) to genetisk forskjellige grupper blant stikkprøver fra fem lokaliteter i øvre Namsen. I samsvar med våre resultater fant de at småblank fra Aunfoss og Breifossmoen ikke skilte seg genetisk fra hverandre. Videre fant de at stikkprøver fra Bjørnstad (nedenfor Bjørnstadfossen) og to lokaliteter i Mellingselva tilhørte en annen gruppe, som var genetisk forskjellig fra stikkprøvene fra Aunfoss og Breifossmoen. Dette er noe ulikt våre resultater, siden vi finner at Bjørnstadfossen kan utgjøre et skille mellom bestander nedenfor (terskel Namsskogan til Bjørnstadhølen) og ovenfor fossen (Bjørnstadfossen til Mellingselva). Vuorinen & Berg (1989) hadde imidlertid begrenset teststyrke med sine metoder, så dette resultatet er ikke overraskende.

Siden vi ikke har analysert prøver fra terskel Bjørhusdal til terskel Namsskogan, kan vi ikke si om det går et presist skille mellom den nederste (Aun, Åsm, Tro og tKje) og den midterste småblankbestanden (tNskBjø). Det er også en mulighet for at geografisk avstand (i elvelengde) mellom gode leveområder bidrar til genetisk differensiering, i og med at testene våre viste signifikant differensiering både for avstand og høydeforskjell.

I tillegg til de bestandene vi her har avdekket, bør det også undersøkes om hovedelva ovenfor samløpet med Mellingselva, og sideelvene nedstrøms Mellingselva, kan ha sine egne bestander av småblank.

Småblanken har betydelig lavere genetisk variasjon enn anadrom laks i Namsen, både i mikrosatellitter (denne rapporten) og i enzymkodende gener (Vuorinen & Berg 1989). Både målt som heterozygositet og som allel-rikhet ser det ut til at småblanken kun har halvparten av den genetiske variasjonen man finner i en sjøvandrende laksebestand.

Lavere genetisk variasjon gjør småblanken mer sårbar ovenfor miljøendringer enn det en sjøvandrende laksebestand er. Dette må sies på et generelt grunnlag, siden miljøutfordringene kan være forskjellige i ulike bestander av småblank og sjøvandrende laks. Det er imidlertid vist både i teoretiske studier (Lande & Shannon 1996) og i studier av laksefisk at redusert genetisk variasjon og økt innavl (som er en konsekvens av redusert bestandstørrelse) kan være forbundet med en reduksjon i levedyktighet og tilpasningsevne (Wang mfl. 2002a, 2002b).

Den genetiske variasjonen hos småblank ser ikke ut til å være nevneverdig endret i de tidsperiodene vi har materiale fra. Prøvene fra 1950- og 1970-tallet liknet i stor grad de nyere prøvene (2005-2008), og var ikke mer genetisk variabel. Det er imidlertid ikke lett å vise et generelt tap av genetisk variasjon over så få generasjoner, med mindre det har skjedd en sterk bestandsreduksjon i samme tidsrom.

Beregning av effektiv bestandsstørrelse i løpet av de siste 7-10 generasjonene ga verdier på nær 300 per generasjon ved Aunfoss og 150-200 per generasjon ved Bjørnstad. Disse effektive bestandsstørrelsene ligger over det som anbefales ved kortsiktige bevaringstiltak (50 per generasjon), men under det som anbefales for langsiktig bevaring for en isolert bestand (anbefalinger fra minimum 500 til minimum 5000 per generasjon). Vår vurdering er derfor at hver av bestandene av småblank er sårbare på lang sikt, særlig overfor bestandsreduksjoner. Det er sannsynligvis en styrke for småblanken at den består av flere, delvis isolerte bestander. Samlet sett kan bestander som i liten grad utveksler gener ta vare på mer genetisk variasjon enn én stor bestand med samme antall individer (Tufto & Hindar 2003). Miljøendringer som endrer genflyten mellom bestandene kan derfor også påvirke hvor mye genetisk variasjon småblanken totalt sett kan ta vare på.

Forskjellen i genetisk variasjon (heterozygositet) mellom småblank og anadrom laks er først og fremst et resultat av at småblanken har vært atskilt fra andre laksebestander i lang tid, om lag 2000 laksegenerasjoner. Vi beregnet at den reduserte genetiske variasjonen hos småblank kunne forklares ved en effektiv bestandsstørrelse på mellom 1100 og 2200 per generasjon gjennom hele dette tidsrommet. Imidlertid kan det også hende at det største tapet skjedde i de første få generasjonene når det var få ferskvannsstasjonære hunnfisk til stede. Beregningene våre tyder på at den effektive bestandsstørrelsen over småblankens levetid etter istiden stort sett har vært høyere enn den har vært i løpet av de siste generasjonene. Usikkerheten i beregningene er imidlertid så stor at vi ikke ville lagt vesentlig vekt på dette resultatet.

6.6 Trusler mot bestanden

Terskel- og dambygging har medført en betydelig reduksjon av elvestrekninger med velregnede småblankområder ved at strykområder er gjort om til terskelmagasiner med relativt stillestående vann. I tillegg er vannføringen i området generelt redusert på grunn av kraftregulering. Ytterligere reduksjon av velegnede leveområder, eller forringelse av leveområder, kan medføre ytterligere reduksjoner av småblankbestanden i vassdraget.

Ørekyt er introdusert til øvre deler av vassdraget (Thorstad mfl. 2006b, 2007). Ørekyta er i ferd med å spre seg nedover Namsen fra Namsvatnet, og den finnes også i Tunnsjøflyan, med fare for spredning nedover Tunnsjøelva. En redusert bestand av småblank kan medføre at de er mer sårbare for konkurranse fra ørekyt hvis denne sprer seg nedover til småblankens utbredelsesområde. Terskelbassengene med relativt stillestående vann be-

tyr også gunstigere leveområder for ørekyt hvis, eller sannsynligvis når, de sprer seg til denne delen av elva. Spredning av ørekyt til småblankens leveområder i framtida kan dermed ha negative effekter på småbankbestanden. Imidlertid finnes det generelt lite kunnskap om potensielle effekter av ørekyt på laks. Det antas at ørekyt ikke vil kunne utkonkurrere laks på rasktflytende elvestrekninger, men at ørekyt kan ha større suksess i forhold til laks i stilleflytende deler av elva (Museth mfl. 2007). Det er derfor større risiko for negative effekter av ørekyt på småblank i stilleflytende terskelbasseng enn i deler av elva med større strømhastighet.

En av de potensielt mest alvorlige truslene mot både småblankbestanden og den sjøvandrende laksen i Namsen, er spredning av parasitten *Gyrodactylus salaris*. Parasitten medfører nær 100 % dødelighet hos laksunger. Parasitten finnes i nærliggende vassdrag både i sør (Figga og Steinkjervassdraget innerst i Trondheimsfjorden) og nord (Vefsna, ca en times bilkjøring nord for småblankens utbredelsesområde). Overføring av parasitten mellom norske vassdrag forårsaket av for eksempel fiskere, padlere eller turister er ikke dokumentert, men det kan ikke utelukkes at det kan forekomme. Kjemisk utryddelse av parasitten, for eksempel med rotenon eller aluminium, har vist seg vanskelig. Steinkjervassdraget har blitt behandlet en rekke ganger med både rotenon og aluminium, senest høsten 2008. Tidligere behandlinger har ikke vært vellykkede, og det gjenstår å se om den siste behandlingen har vært vellykket. Hvis parasitten skulle spres til Namsenvassdraget, kan dette være et vassdrag som ikke er mulig å behandle med kjemiske metoder på grunn av vassdragets størrelse og kompleksitet.



Ørekyt kan forekomme i svært tette bestander i områder med stillestående vann. Bildet til venstre er fra en lokalitet i Os i Hedmark, for å illustrere dette. Bildet til høyre er fra Tunnsjøflyan i Namsenvassdraget, hvor ørekytbestanden overvåkes med ruser, og hvor ørekyt ser ut til å opptre i økende tettheter år for år. Foto: Eva B. Thorstad

Andre parasitter og sykdommer enn *G. salaris* kan også være trusler mot småblankbestanden. Generelt finnes lite kunnskap om forekomst av sykdommer og potensielle smitteveier for villaks. Et eksempel på sykdommer som kan ramme ville laksebestander er proliferativ nyresyke (PKD - Proliferativ Kidney Disease), som blant annet ble påvist i Åbjøravassdraget i 2006 (Forseth mfl. 2007). Regulære PKD utbrudd i Åbjøravassdraget, slik det trolig var i perioden 2002-06, ble anslått til å kunne redusere smoltproduksjonen med mellom 50 og 75 %. En annen sykdom som kan ramme villaksbestander er bakteriesykdommen furunkulose. I 2008 var det et utbrudd blant sjøvandrende laks i Sanddøla og Namsen. Totalt ble ca 600 døde laks (ca 3000 kg) samlet opp fra vassdraget, de fleste i Sanddøla (Rikstad 2008b). Vi vet ikke hvor sårbar småblank er for utbrudd av ulike sykdommer og parasitter, men den kan mest sannsynlig rammes av de samme sykdommer og parasitter som sjøvandrende laks. For flere sykdommer synes risikoen for utbrudd generelt større

ved økte vanntemperaturer, og reguleringer som medfører økt vanntemperatur og den generelle klimautviklingen kan føre til større risiko for utbrudd.

6.7 Bestandsbevarende tiltak

Det har skjedd en reduksjon av småblankens leveområder siden 1940- og 1970-årene, samtidig som bestanden er utsatt for flere vedvarende og nye trusler. Et overvåkings- og tiltaksprogram bør derfor settes i verk for å sikre en levedyktig bestand av småblank. Som beskrevet ovenfor er de største truslene mot bestanden en videre negativ utvikling som følge av habitatendringer og redusert vannføring, spredning av ørekyt, eventuelt negative effekter av klimaendringer, og ikke minst faren for smitte av *Gyrodactylus salaris*. Alle tiltak som reduserer disse truslene vil være bestandsbevarende for småblank.

En fullstendig og detaljert analyse av kostnadseffektive tiltak som kan bevare eller styrke bestanden av småblank, er ikke mulig i dette prosjektet. Dette vil blant annet kreve detaljert hydraulisk modellering av elvestrekninger i tillegg til biologisk kompetanse. Vår kunnskap om småblankens krav til leveområder og forflytninger gjennom året, samt krav til vannføring, vannhastighet og gyteområder, er dessuten per i dag for mangelfull til at effekter av ulike bestandsbevarende tiltak kan kvantifiseres. De følgende forslagene til tiltak må derfor betraktes som foreløpige, basert på dagens begrensede kunnskap om småblanken, og effekten av tiltakene er usikre.

Resultater fra denne og tidligere undersøkelser tyder på at leveområder med strømmende vann og gode skjulmuligheter i substratet har størst tettheter av småblank, og at stillestående terskelbasseng favoriserer aure framfor småblank (se kapittel 2.4 og 6.1). Et mulig tiltak for å styrke småblankbestanden vil derfor være å fjerne terskler som har demt ned strykstrekninger. Dette vil kunne gjenskape småblankhabitater som nå er tapt. På den annen side vil dette redusere vanddekt areal. Ettersom vannføringen i øvre del av Namsen er redusert på grunn av kraftreguleringen, må det gjøres en nærmere vurdering i hvert enkelt tilfelle av om nettoeffekten av fjerning av terskler vil bidra til å øke eller redusere arealet av gunstigere leveområder for småblank.

Terskelbassengene tjener imidlertid mange bruksformål i vassdraget, slik at en samlet vurdering kan utelukke slike drastiske tiltak som å fjerne terskler. Det bør imidlertid vurderes å bygge om tersklene slik at egnede leveområder for småblank i størst mulig grad kan gjenskapes nedstrøms tersklene. Alle terskler som er støpt i betong bør erstattes eller suppleres av konstruksjoner i grov naturstein formet slik at overløpet i størst mulig grad ligner et naturlig stryk med skjul i substratet.

Tilsvarende kan det være mulig å skape gode småblankhabitater på andre elvestrekninger. Det kan gjøres pilotforsøk ved å skape et lite antall habitater med grovt substrat og sterk strøm på andre strekninger der habitatforholdene i dag er saktestrømmende med mer finkornet substrat, og derfor ikke synes gunstige for småblank. Dersom forsøkene blir vellykkede ved at tettheten av småblank på disse konstruerte habitatene øker, kan dette gjennomføres i større omfang basert på en nærmere vurdering av habitatforhold på strekningene med lav strømhastighet (se **vedlegg 3**). Utfordringer med dette er å fysisk sett skape mer gunstige leveområder av varig karakter, med et habitat som er stabilt og som ikke degraderes over tid. Det er også viktig å vurdere slike habitater i forhold til ulike vannføringer gjennom året, slik at gunstige habitater for småblank for eksempel ikke bunnfryser om vinteren. Det må også utvikles overvåkingsmetodikk som gjør oss i stand til å evaluere effekten av habitatendringer på slike områder på en bedre måte enn vi er i stand til i dag (se kapittel 6.4). Det er viktig å påpeke at vi med dagens kunnskap ikke kan forutsi effekten av tiltak i form av slike habitatendringer. For å kunne vurdere om slike tiltak har en positiv effekt, og i så fall hvor stor denne effekten er, er det derfor nødvendig med gjennomføring av pilotforsøk.

Vinter og tidlig vår kan være en periode med høy dødelighet hos laksunger (Finstad mfl. 2004a). Både i Orkla og Altaelva er det vist at størrelsen på smoltproduksjonen eller tettheten av laksunger har en sammenheng med minste vannføring gjennom vinteren, og at økt vintervannføring har medført økt lakseproduksjon (Hvidsten mfl. 2004, Ugedal mfl. 2002). Gjennomsnittlig vintervannføring i øvre del av Namsen (desember-april) synes ikke forskjellig i dag i forhold til uregulerte forhold, men det er ikke foretatt en mer detaljert analyse av de fysiske forholdene om vinteren. Hvis vintervannføringen er en begrensende faktor på produksjonen av småblank, kan økt vintervannføring være et tiltak som styrker bestanden, som vist for smolt og laksunger i Orkla og Altaelva. Om dette er tilfelle, vet vi imidlertid ikke.

Vannføringen i øvre Namsen er store deler av året betydelig redusert mellom utløpet av Namsvatnet utløpet av Tunnsjøelva på grunn av kraftreguleringen (se kapittel 3.4). Vannføringen er karakterisert av relativt raske og store variasjoner gjennom hele året. En medvirkende årsak til variasjonen i vannføring i øvre del av Namsen er trolig at den mer stabile innlandsdelen av nedbørfeltet er ført bort, og at det er den gjenværende kystpregede delen av nedbørfeltet som nå dominerer vannføringen i dette området. Lignende variasjoner i vannføringen som ved Bjørnstad forekommer i en rekke kystnære vassdrag i Trøndelag (Arnt Eivind Bjøru, pers. medd.). Tappingen av vann fra Namsvatnet er i henhold til minstevannføringsbestemmelser, og bidrar normalt ikke til de større variasjonene i vannføring ved Bjørnstad (Arnt Eivind Bjøru, pers. medd.). Selv om de store variasjonene i vannføring som forekommer i dag ikke er naturlige for øvre deler av Namsen, så er denne typen svingninger altså naturlig for andre vassdrag. Vanligvis er det plutselige og store reduksjoner i vannslipp gjennom kraftverk og fra dammer som medfører så raske reduksjoner i vannstanden at de forårsaker store strandingsepisoder av fisk (se f.eks. Hvidsten 1985, Saltveit mfl. 2001, Forseth mfl. 2009), mens svingninger forårsaket av nedbør og avrenning vanligvis ikke foregår så raskt. Det er derfor ikke sannsynlig at variasjonene i vannføring medfører strandingsepisoder av småblank i øvre Namsen, men dette kan undersøkes og bekreftes ved en gjennomgang av vannstandsendringer i Namsen basert på verdier målt hver time. Halleraker mfl. (2003) anbefalte at tørreleggingsrater bør være mindre enn 10 cm i timen. En redusert og variabel vannføring kan likevel ha andre negative effekter på småblankbestanden, og økt minstevannføring i området er et tiltak som generelt kan ha en positiv effekt på bestanden. Effekten av et slikt tiltak er imidlertid vanskelig å kvantifisere.

I laksebestander som er tilpasset forhold med islegging om vinteren, kan fravær av isdekke medføre økt metabolisme, redusert spising og energiavhengig dødelighet om vinteren (Finstad mfl. 2004a, b, Finstad & Forseth 2006). Hvis raske endringer i vannføringen medfører større fravær av isdekke enn tidligere, kan dette også ha negative konsekvenser for småblankbestanden. Om dette er tilfelle, vet vi imidlertid ikke.

Strekningen av Namsen fra Mellingselva og videre oppover kan være viktige områder for småblank fordi den ikke er påvirket av terskelbygging, og fordi store deler av strekningen har jevnt fall og relativt høy strømhastighet. Vi vet at det finnes småblank på denne strekningen (Rikstad 2004), men den er ikke godt undersøkt. Årlig middelvannføring øverst på strekningen er 11 m³/s lavere enn ved Bjørnstad. Kravet til minstevannføring om sommeren gjelder ved Bjørnstad og ikke ut fra Namsvatn. Mengden vann som slippes fra Namsvatn er avhengig av hvor mye vann som tilføres fra sidevassdrag mellom Namsvatn og Bjørnstad. Teoretisk sett kan det derfor forekomme perioder om sommeren med svært liten vannføring i Namsen oppstrøms samløpet med Mellingselva. Beregninger av vannføringen på denne strekningen (se kapittel 3.4) viser at den har vært helt nede i 1,2 m³/s om sommeren, men at laveste vannføring har vært høyere enn 4,8 m³/s i alle somre etter 1985. For å sikre bestanden av småblank på denne strekningen, ville en bestemmelse om minstevannføring om sommeren være et tiltak som sikrer mot ekstremt lave sommervannføringer i framtida. Det er umulig å foreslå en bestemt minstevannføring med en faglig be-

grunnelse på bakgrunn av dagens kunnskap. En minste vannføring om sommeren på 3-5 m³/s er imidlertid gradvis bedre enn ingen minste vannføring. En høyere vannføring ville trolig vært enda gunstigere for småblankbestanden.

Ikke bare vannføring, men også vanntemperatur gjennom året kan være viktig for mange livsstadier hos laks. Så vidt vi vet finnes ikke systematiske registreringer av vanntemperatur gjennom året i Namsen på strekningen med redusert vannføring oppstrøms utløpet av Tunnsjøelva. For å kunne gjøre en vurdering av potensielle tiltak knyttet til vanntemperatur, anbefaler vi at det legges ut en permanent vanntemperaturlogger i øvre Namsen, for eksempel ved Bjørnstad.

Småblanken bør ikke beskattes. Størrelsesfordelingen i fangstene under overvåkings- og prøvefiske tyder på at et effektivt håndhevet generelt minstemål på 25 cm ved stangfiske vil beskytte småblanken mot beskatning. Småblankens habitatbruk er ellers slik at stangfiske er den eneste beskatningmetoden for allmennheten.

Når det gjelder parasitten *G. salaris*, så er det svært viktig å redusere faren for spredning fra andre vassdrag. Informasjon om faren for spredning fra andre vassdrag til fiskere, turister og andre brukere av vassdraget, samt tiltak som sikrer desinfeksjon av fiskeutstyr og båter som er benyttet i andre vassdrag, vil bidra til å redusere smitterisikoen. Bekjempelse av parasitten i nærliggende vassdrag vil være det beste tiltaket for å redusere faren for smitte til Namsen.

Når det gjelder spredning av ørekyt, så kan det gjennomføres ulike tiltak for å redusere hastigheten på spredning nedover vassdraget både fra Namsvatnet og Tunnsjøflyan. Tapping fra Namsvassdammen bør foregå gjennom nederste tappeluken heller enn fra tappeluken nærmere overflata, siden tapping nær overflata øker faren for spredning av ørekyt. Vannslipp over Namsvassdammen og Grøndalsdammen bør også unngås. Spredning kan også forsinkes ved lokal kjemisk behandling (Thorstad mfl. 2007). Spredning av ørekyt kan skje ved at den brukes ulovlig som levende agn, eller ved at levende individ spres av mennesker av andre årsaker. Faren for spredning ved hjelp av mennesker kan reduseres ved å informere om negative effekter og holdningsskapende arbeid. Selv om spredning av ørekyt nedover i vassdraget kan forsinkes, så vil det likevel trolig skje i løpet av noen år eller tiår, siden arten allerede finnes i øvre deler av vassdraget (Thorstad mfl. 2006). Tiltak som reduserer arealer med stillestående vann vil ikke bare generelt favorisere småblank, men vil også bidra til reduksjon av arealer som er gunstige for utvikling av store tettheter av ørekyt (Museth mfl. 2007). Småblank klarer seg trolig bedre i konkurranse med ørekyt i strømmende vann enn i stillestående områder, men generelt finnes begrenset kunnskap om konkurranseforhold mellom ørekyt og laks (Museth mfl. 2007). Det er imidlertid vist at ørekyt har negative effekter på aurebestander i innsjøer (Museth mfl. 2007).

Produksjon av småblank i klekkeri med sikte på støtteutsettinger anbefales ikke på bakgrunn av dagens kunnskap. Vi har ikke kunnskap som tilsier at begrensende faktorer for småblank er knyttet til gyteplasser og de første ungfiskstadiene, som er de faser som først og fremst kan kompenseres ved klekkeriproduksjon. Produksjon av småblank i klekkeri kan ikke kompensere for mangel på gunstige habitater for bestanden i vassdraget.

Direktoratet for naturforvaltning har en betydelig bevaringsbiologisk aktivitet gjennom Levende genbank for laks. Småblank ble tidlig prioritert på grunn av den unike stillingen til denne laksestammen. Det ble derfor lagt inn fire familier av småblank allerede i 1990, og dette materialet ble forsterket med ytterligere 21 familier i 1995. Materialet er i dag gammelt og forventes å dø naturlig i løpet av de nærmeste årene. Direktoratet for naturforvaltning har derfor prioritert ny innsamling av småblank (planlagt 2010) for å kunne videreføre stammen i levende genbank. At stammen nå er rødlistet er naturligvis av betydning for at småblanken prioriteres i en så vidt ressurskrevende oppstalling som levende genbank.



Småblank fanget på el-fiske ved Snåsamoen til venstre. Namsen ved Nyheim Camping like oppstrøms terskel ved Namsskogan sentrum til høyre. Foto Odd Terje Sandlund.

6.8 Oppsummering av bestandsstatus

Småblanken er en sårbar bestand av relikts laks fordi den finnes kun øverst i Namsenvassdraget. Bestanden er derfor sårbar for negative endringer av levevilkårene i dette området, og for utbrudd av sykdommer eller parasitter. De største truslene mot bestanden er en videre negativ utvikling som følge av habitatendringer og redusert vannføring, spredning av ørekytt, eventuelt negative effekter av klimaendringer, og ikke minst faren for smitte av *G. salaris* og andre sykdomsutbrudd. En bestand som har et begrenset utbredelsesområde, som småblanken, vil også være sårbar for ulykker som for eksempel kan medføre forurensing i store deler av leveområdet.

Vi vet at det forekommer småblank langs hele strekningen av Namsen fra Nedre Fiskumfoss til Namskroken (det vil si på de aller fleste stasjoner undersøkt av Heggberget mfl. 1999, Rikstad 2004, Thorstad mfl. 2006, samt denne undersøkelsen), og i flere sidevassdrag. Basert på dagens kunnskap er Mellingselva det beste leveområdet for småblank. Arealmessig utgjør imidlertid hovedelva Namsen større områder for småblanken enn sidevassdragene.

Vi kjenner ikke den totale størrelsen av småblankbestanden, og kan ikke kvantifisere eventuelle endringer i tettheter over tid. Imidlertid er gunstige leveområder for småblank i hovedelva Namsen halvert ved at strykområder er gjort om til stillestående områder ved terskel- og dambygging, samtidig som vannføringen er betydelig redusert i øvre del av vassdraget i store deler av året. Det er sannsynlig at denne reduksjonen av gunstige leveområder har medført en betydelig reduksjon av den totale småblankbestanden i vassdraget.

Basert på fangster i denne undersøkelsen ser småblankbestanden ut til å være langt mindre tallrik enn bestanden av aure i området. Særlig i noen av de stillestående terskelbasengene ser det ut til å være svært tette bestander av aure, mens det ble fanget få småblank. De beste fangstene av småblank ble gjort på strekninger som ikke er berørt av terskel- eller dambygging, det vil si i områder med strømmende vann.

Begrensninger i denne vurderingen av småblankbestanden ligger i at det er samlet inn et relativt sparsomt materiale. Det foreligger også lite historisk materiale, i tillegg til at det mangler undersøkelser i deler av vassdraget. Vi har særlig lite kunnskap om småblankbestanden på strekningen av Namsen oppstrøms utløpet av Mellingselva og i de fleste sidevassdrag. Status for bestanden på strekninger der småblank og sjøvandrende laks nå forekommer sammen, mellom Nedre Fiskumfoss og Aunfossen, er også lite kjent.

Basert på de genetiske analysene kan vi slå fast at småblanken består av flere, genetisk ulike bestander. I det undersøkte materialet fra hovedelva fra Aunfossen til samløpet med Mellingselva, samt fra Mellingselva, kan småblanken deles inn i minst tre bestander. Småblanken har betydelig lavere genetisk variasjon enn anadrom laks i Namsen. Både målt som heterozygositet og som allel-rikhet ser det ut til at småblanken kun har halvparten av den genetiske variasjonen man finner i en sjøvandrende laksebestand. Lavere genetisk variasjon gjør småblanken mer sårbar ovenfor miljøendringer enn det en sjøvandrende laksebestand er. Dette må sies på et generelt grunnlag, siden miljøutfordringene kan være forskjellige i ulike bestander av småblank og sjøvandrende laks.

Den genetiske variasjonen hos småblank ser ikke ut til å være nevneverdig endret i de tidsperiodene og på de tre områdene vi har sammenlignbart materiale fra (Mellingselva, Bjørnstad og Aunfoss-Åsmulfoss). Prøvene fra 1950- og 1970-tallet liknet i stor grad de nyere prøvene (2005-2008), og var ikke mer genetisk variable. Dette utelukker ikke at det har skjedd endringer i bestandsstørrelsen hos småblank i perioden, men det kan tyde på at det i alle fall ikke har skjedd en dramatisk reduksjon i bestandsstørrelsen på disse tre områdene. De må understrekes at fisk som inngår i denne sammenligningen stort sett er samlet inn på stasjoner med strømmende vann.

Sammen med overvåkingsprogram og foreløpige tiltak som foreslått ovenfor, bør det gjennomføres forsøk og undersøkelser med sikte på å identifisere effektive tiltak for bevaring og styrking av bestanden av småblank. Det finnes lite kunnskap blant annet om småblankens habitatbruk, habitatkrav (krav til vannføring, vannhastighet, substrat etc.), krav til gyteområder, gytevandring og konkurranseforhold til aure og ørekyt. Slik kunnskap er helt nødvendig for å kunne utarbeide mer målrettede og konkrete tiltaksplaner for bevaring av bestanden av småblank.

7 REFERANSER

7.1 Referanser som omfatter småblank

- Berg, M. 1953. A relict salmon, *Salmo salar* L., called "småblank" from the River Namsen, North-Trøndelag. Acta Borealia A. Scientia 6, 17 s.
- Berg, O.K. 1981. Sammenligning mellom utbredelse, bestands- og vekstforhold hos småblank (*Salmo salar* L.) og aure (*Salmo trutta* L.) ovenfor Øvre Fiskumfoss, Namsen, Nord-Trøndelag. Hovedoppgave i zoologi, Universitetet i Trondheim, 117 s.
- Berg, O.K. 1984a. Comparison between the distributions of land-locked Atlantic salmon *Salmo salar* L. and three-spined stickleback *Gasterosteus aculeatus* L. in the river Namsen, Norway. Fauna norv. Ser. A 5: 37-41.
- Berg, O.K. 1984b. Utvandring av reliktlaks, småblank, fra øvre Namsen, Nord-Trøndelag. Rapp. RU - DVF 15, 64 s.
- Berg, O.K. 1985a. The formation of non-anadromous populations of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in Europe. Journal of Fish Biology 27: 805-815.
- Berg, O.K. 1985b. Rapport fra prøvefiske i terskelområde, Bjørhusdal, sommeren 1984. Rapport til NTE. Universitetet i Trondheim, 10 s.
- Berg, O.K. 1988. The formation of landlocked Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). Dr. scient. Thesis, Universitetet i Trondheim.
- Berg, O.K. 1991. Småblank - reliktlaks i øvre Namsen. S. 110-117 i J. Smines (red.) Laksefisket i Namdalen. Namdal laksestyre, Namsos.
- Berg, O.K. 1995. Småblank - reliktlaks i Øvre Namsen. I A. Rikstad (red.) Rapport fra NAMSEN-seminaret på Grong 7.-8. februar 1995. Lakseutvalget for Namsenvassdraget.
- Berg, O.K. 2000. Småblanken, en raring blant de merkelige. S. 41-45 i O. Hjulstad (red.) Namsen i våre minner. Eget forlag, Haran.
- Berg, O.K. & Gausen, D. 1988. Life history of a riverine, resident Atlantic salmon *Salmo salar* L. Fauna Norvegica, Series A. 9: 63-68.
- Berg, O.K. & Moen, V. 1999. Inter- and intrapopulation variation in temperature sum requirements and hatching in Norwegian Atlantic salmon. Journal of Fish Biology 54: 636-647.
- Heggberget, T.G., Rikstad, A., Thorstad, E.B. & Fiske, P. 1999. Effekter av kultiveringstiltak for laks i Øvre Namsen. NINA Oppdragsmelding 589: 1-20.
- Jensen, K.W. 1968. Reliktlaks. S. 1125-1129 i Jensen, K.W. (red.) Sportsfiskerens Leksikon. Gyldendal Norsk Forlag.
- Kazakov, R.V. 1992. Distribution of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in freshwater bodies of Europe. Aquaculture and Fisheries Management 23: 461-475.
- Langeland, A. 1979. Fisket i Tunnsjøelva 15 år etter reguleringen. Det Kgl. norske videnskabers selskab, Museet. Zoologisk serie; 1979-7, 16 s.
- Nedreaas, K., Hesthagen, T., Borgstrøm, R., Brabrand, Å., Byrkjedal, I., Christiansen, J.S., Gjøsæter, J., Langhelle, E., Pethon, P., Uiblein, F. & Vøllestad, A. 2006. Fisker. I Kålås, J.A., Viken, Å. & Bakken, T. (red.) Norsk Rødliste 2006. Artsdatabanken, Norge.
- Pettersen, C. & Hjelset, E. 1999. Prøvefiske i Namsen på småblank. Kandidatoppgave, 3-årig studium i miljø- og ressursfag, Høgskolen i Nord-Trøndelag, 22 s.
- Rikstad, A. 2004. Overvåking av Namsblank, dvergglaksen fra Øvre Namsen. Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, rapport nr. 1-2004.
- Ståhl, G. & Hindar, K. 1988. Genetisk struktur hos norsk laks: status og perspektiver. Fiskeforskningen, Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim, Rep. 1-1988: 1-57.
- Thorstad, E.B., Rikstad, A. & Sandlund, O.T. 2006a. Kunnskapsstatus for laks og vannmiljø i Namsenvassdraget. Kunnskapssenter for Laks og Vannmiljø, Namsos.
- Thorstad, E.B., Sandlund, O.T., Heggberget, T.G., Finstad, A., Museth, J., Berger, H.M., Hesthagen, T. & Berg, O.K. 2006b. Ørekyt i Namsenvassdraget: Utbredelse, spredningsrisiko og tiltak. NINA Rapport 155: 1-69.
- Vuorinen, J. & Berg, O.K. 1989. Genetic divergence of anadromous and nonanadromous Atlantic salmon (*Salmo salar*) in the River Namsen, Norway. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 46: 406-409.

7.2 Øvrige referanser benyttet i rapporten

- Appelberg, M., Berger, H.M., Hesthagen, T., Kleiven, E., Kurkilahti, M., Raitaniemi, J. & Rask, M. 1995. Development and intercalibration of methods in Nordic freshwater fish monitoring. *Water, Air and Soil Pollution* 85: 401-406.
- Barlaup, B.T., Kleiven, E., Christensen, H., Kile, N.B., Marinsen, B.O. & Vetthe, A. 2005. Bleka i Byglandsfjorden - bestandsstatus og tiltak for økt naturlig rekruttering. DN-utredning 2005-3: 1-72.
- Berger, H.M., Rikstad, A. & Julien, K. 2005. Bonitering av Eida og Saksa i Fosnes kommune i Nord-Trøndelag 2005. Berger FeltBIO Rapport Nr. 7 - 2005, 22s + 27 vedleggskart.
- Berger, H.M., Lehn, L.O., Bergan, M.A., Skjøstad, M.B. & Julien, K. 2007a. Bonitering og egnethet for fiske i Verdalselva i Nord-Trøndelag 2006. Berger feltBIO Rapport Nr. 8 -2007, 52 s.
- Berger, H.M., Arnekleiv, J.V., Lehn, L.O., Bergan, M.A., Rønning, L. & Korsen, I. 2007b. Bonitering av fysiske forhold og egnethet for fiske i Stjørdalselva, Nord-Trøndelag 2006. NTNU Vitenskapsmuseet Rapport Zoologisk Serie 2007-4, 47 s.
- Bohlin, T. 1984. Kvantitativt elfiske etter lax och öring - synspunkter och rekommendationer. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm 4: 1-33.
- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T.G., Rassmussen, G. & Saltveit, S.J. 1989. Electrofishing - Theory and practice with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologia* 173: 9-43.
- Cornuet, J.-M., Piry, S., Luikart, G., Estoup, A. & Solignac, M. 1999. New methods employing multi-locus genotypes to select or exclude populations as origins of individuals. *Genetics* 153: 1989-2000.
- Dahl, K. 1917. Studier og forsøk over aure og aurevand. Centraltrykkeriet, Kristiania.
- Dahl, K. 1927. Byglandsfjordens "Blege" eller Dverglaks. En relikt laks fra Byglandsfjorden i Setesdal. - Fiskeri-inspektørens innberetning om ferskvannsfiskeriene for året 1926. Landbruksdepartementet. Centraltrykkeriet. Oslo. s. 45-57.
- Dahl, K. 1928. The "blege" or dwarf-salmon. A landlocked salmon from lake Byglandsfjord in Setesdal. *Skr. Norske Vidensk.- Akad. Oslo, Mat. Naturvit. Kl. 9* 1927: 1-28
- Dahl, K. 1929. Fiskeri-inspektørens innberetning om ferskvannsfiskeriene for året 1928. Landbruksdepartementet. Centraltrykkeriet. Oslo. s. 13.
- Damsgård, B. 1995. Arctic char, *Salvelinus alpinus* (L.), as prey for piscivorous fish - a model to predict prey vulnerabilities and prey size refuges. *Nordic Journal of Freshwater Research* 71: 190-196.
- Finstad, A.G. & Forseth, T. 2006. Adaptation to ice-cover conditions in Atlantic salmon *Salmo salar* L. *Evolutionary Ecology Research* 8: 1249-1262.
- Finstad, A.G., Ugedal, O. & Berg, O.K. 2006. Growing large in a low grade environment: Size dependent foraging gain and niche shifts to cannibalism in Arctic char. *Oikos* 112: 73-82
- Finstad, A.G., Ugedal, O., Forseth, T. & Næsje, T.F. 2004a. Energy-related juvenile winter mortality in a northern population of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 61: 2358-2368.
- Finstad, A.G., Forseth, T., Næsje T.F. & Ugedal, O. 2004b. The importance of ice cover for energy turnover in juvenile Atlantic salmon. *Journal of Animal Ecology* 73: 959-966.
- Forseth, T., Jørgensen, A. & Mo, T.A. 2007. Pilotkartlegging av PKD i norske vassdrag. NINA Rapport 259: 1-12.
- Forseth, T., Stickler, M., Ugedal, O., Sundt, H., Bremset, G., Linnansaari, T., Hvidsten, N.A., Harby, A., Bongard, T. & Alfredsen, K. 2009. Utfall av Trollheim kraftverk i juli 2008. Effekter på fiskebestandene i Surna. NINA Rapport 435: 1-35.
- Greenberg, L.A. & Svendsen, P. & Harby, A. 1996. Availability of microhabitats and their use by brown trout (*Salmo trutta*) and grayling (*Thymallus thymallus*) in the River Vojmån, Sweden. *Regulated Rivers: Research & Management*.
- Halleraker, J.H., Saltveit, S.J., Harby, A., Arnekleiv, J.V., Fjeldstad, H.P. & Kohler, B. 2003. Factors influencing stranding of wild juvenile brown trout (*Salmo trutta*) during rapid and frequent flow decreases in an artificial stream. *River Research and Applications* 19: 589-603.
- Heggberget, T.G. 1991. Some environmental requirements of Atlantic salmon. *American Fisheries Society Symposium* 10: 132-135.
- Heggenes, J., Bagliniere, J.L. & Cunjak, R.A. 1999. Spatial niche variability for young Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*S. trutta*) in heterogeneous streams. *Ecology of Freshwater Fish* 8: 1-21.

- Hindar, K., Diserud, O., Fiske, P., Forseth, T., Jensen, A. J., Ugedal, O., Jonsson, N., Storeid, S.-E., Arnekleiv, J. V., Saltveit, S. J., Sægrov, H. & Sættem, L. M. 2007. Gytebestandsmål for laksebestander i Norge. NINA Rapport 226: 1-78.
- Hjulstad, O. (red.) 1993. Spenningens landskap. Kraftproduksjon i Namsen gjennom 50 år. Nord-Trøndelag Elektrisitetsverk, 294 s.
- Hvidsten, N.A. 1985. Mortality of pre-smolt Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and brown trout, *Salmo trutta* L., caused by fluctuating water levels in the regulated River Nidelva, central Norway. *Journal of Fish Biology* 27: 711-718.
- Hvidsten, N.A., Johnsen, B.O., Jensen, A.J., Fiske, P., Ugedal, O., Thorstad, E.B., Jensås, J.G., Bakke, Ø. & Forseth, T. 2004. Orkla - et nasjonalt referansevassdrag for studier av bestandsregulerende faktorer av laks. Samlerapport for perioden 1979-2002. NINA Fagrapport 079: 1-96.
- King, T.L., Verspoor, E., Spidle, A.P., Gross, R., Phillips, R.B., Koljonen, M.-L., Sanchez, J.A. & Morrison, C. 2007. Biodiversity and population structure. Side 117-166 i E. Verspoor, L. Stradmeyer & J. L. Nielsen (red.) *The Atlantic Salmon: Genetics, Conservation and Management*. Blackwell, Oxford.
- Kleiven, E. 1995. Brevveksling frå 1879 om den relikte dvergaksen "bleke" i Nelaup, Aust-Agder. *Fauna* 48 (4): 177-181.
- Klemetsen, A., Amundsen, P.-A., Dempson, J.B., Jonsson, B., Jonsson, N., O'Connell, M.F. & Mortensen, E. 2003. Atlantic salmon *Salmo salar* L., brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.): a review of aspects of their life histories. *Ecology of Freshwater Fish* 12: 1-59.
- Lande, R. & Shannon, S. 1996. The role of genetic variation in adaptation and population persistence in a changing environment. *Evolution* 50: 434-437.
- Lien, L., Brittain, J.E., Gulbrandsen, T.R., Johansson, C., Løvik, J.E., Mjelde, M. & Sahlqvist, E.-Ø. 1983. Namsenvassdraget. Basisundersøkelser 1981-1982. NIVA, Overvåkingsrapport 113/83. 151 s.
- Lynch, M. & Lande, R. 1998. The critical effective size for a genetically secure population. *Animal Conservation* 1: 70-72.
- Museth, J., Hesthagen, T., Sandlund, O.T., Thorstad, E.B. & Ugedal, O. 2007. The history of the minnow *Phoxinus phoxinus* (L.) in Norway: from harmless species to pest. *Journal of Fish Biology* 71 (Supplement D): 184-195.
- Paulsen, L.I., Rikstad, A. & Einvik, K. 1991. Lakseundersøkelser i Namsenvassdraget i perioden 1987-90. Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, rapport nr. 5-1991.
- Raymond, M. & Rousset, F. 1995. GENEPOP Version 1.2: Population genetics software for exact test and ecumenism. *Journal of Heredity* 86: 248-249.
- Rikstad, A. 2008a. Namslaksen 2007. Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, miljøvernavdelingen, Rapport Nr 2 - 2008, 22 s.
- Rikstad, A. 2008b. Namslaksen 2008. Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, miljøvernavdelingen, Rapport Nr 7 - 2008, 24 s.
- Rosseland, B.O., Balstad, P., Mohn, E., Muniz, I.P., Sevaldrud, I.H. & Svalastog, D. 1979. Bestandsundersøkelser. DATAFISK-SNSF-77. Presentasjon av utvalgskriterier, innsamlingsmetodikk og anvendelse av programmet ved SNSF-prosjektets prøvefiske i perioden 1976-1979. SNSF-prosjektet, TN 45/79. 63 s.
- Saltveit, S.J., Halleraker, J.H., Arnekleiv, J.V. & Harby, A. 2001. Field experiments on stranding in juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) during rapid flow decreases caused by hydropeaking. *Regulated Rivers: Research & Management* 17: 609-622.
- Ståhl, G. 1987. Genetic population structure of Atlantic salmon. Side 121-140 i N. Ryman & F. Utter (red.) *Population Genetics and Fishery Management*. University of Washington Press, Seattle, WA.
- Sømme, I. 1941. Øretboka. Øretfiske, ferskvannsfiske, Fiskekultur. Jacob Dybwads Forlag. Oslo.
- Thorstad, E.B., Hesthagen, T. & Heggberget, T.G. 2007. Overvåking og spredning av ørekyl i øvre deler av Namsenvassdraget i 2006. NINA Minirapport 186: 1-18.
- Tufto, J. & K. Hindar. 2003. Effective size in management and conservation of subdivided populations. *J. Theor. Biol.* 222: 273-281.
- Ugedal, O., Forseth, T. & Hesthagen, T. 2005. Garnfangst og størrelse på gytefisk som hjelpemiddel i karakterisering av aurebestander. NINA Rapport 73: 1-52.
- Ugedal, O., Berger, H.M., Larsen, B.M. & Hoem, S.A. 2004. En vurdering av produksjonspotensialet for anadrom fisk i Kvina. INA Oppdragsmelding 822: 1-33.

- Ugedal, O., Forseth, T., Jensen, A.J., Koksvik, J.I., Næsje, T.F., Reinertsen, H., Saksgård, L. & Thorstad, E.B. 2002. Effekter av kraftutbyggingen på laksebestanden i Altaelva: undersøkelser i perioden 1981-2001. Statkraft Grøner, Altaelva-rapport 22: 1-166.
- Ugedal, O., Thorstad, E.B., Finstad, A.G., Fiske, P., Forseth, T., Hvidsten, N.A., Jensen, A.J., Koksvik, J.I., Reinertsen, H., Saksgård, L. & Næsje, T.F. 2007. Biologiske undersøkelser i Altaelva 1981-2006. Oppsummering av kraftreguleringens konsekvenser for laksebestanden. NINA Rapport 281: 1-106.
- Verspoor, E. & Cole, L.J. 2005. Genetic evidence for lacustrine spawning of the non-anadromous Atlantic salmon population of Little Gull Lake, Newfoundland. *Journal of Fish Biology* 67 (Supplement A): 200-205.
- Wang, J.L. & Whitlock, M.C. 2003. Estimating effective population size and migration rates from genetic samples over space and time. *Genetics* 163: 429-446.
- Wang, S., Hard, J.J., & Utter, F. 2002a. Salmonid inbreeding: a review. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 11: 301-319.
- Wang, S., Hard, J.J., & Utter, F. 2002b. Genetic variation and fitness in salmonids. *Conservation Genetics* 3: 321-333.
- Wathne, M. 1999. Effekten av regulering på flomdempning i Namsen. Datarapport. SINTEF Rapport STF22 A99415, 19 s.
- Webb, J., Verspoor, E., Aubin-Horth, N., Romakkaniemi, A. & Amiro, P. 2007. The Atlantic salmon. In: Verspoor, E., Stradmeyer, L. & Nielsen, J. (eds.), *The Atlantic salmon: genetics, conservation and management*, Blackwell Publishing Ltd, 500 pp.
- Zippin, C. 1958. The removal method of population estimation. *Journal of Wildlife Management* 22: 82-90.

VEDLEGG

Vedlegg 1. Kjent kunnskap om småblankbestanden i ulike sideelver og -bekker til Namsen. Kartet over antatt utbredelse for 2004 er kopiert med tillatelse fra Rikstad (2004).

Fiskemelva: Antatt utbredelse for småblank er opp til Sagfossen, ca 500 m oppstrøms fra Namsen (Berg 1981). Status for bestanden er ukjent. Sjøvandrende laks kan også gå opp på denne strekningen (Thorstad mfl. 2006a).

Neselva: Antatt utbredelse for småblank er opp til Iskvernfossen (Berg 1981), ca 4 km oppstrøms fra Namsen. Status for bestanden er ukjent. Sjøvandrende laks kan også gå opp på denne strekningen (Thorstad mfl. 2006a).

Fjerdingselva: Antatt utbredelse for småblank er opp til Svartmyrfossen, ca 3 km oppstrøms fra Namsen (Berg 1981). Småblank ble ikke påvist ved overvåkingsfiske (Rikstad 2004). Status for bestanden er ukjent.

Vestre Folmerelva: Antatt utbredelse for småblank er opp til en foss, ca 400 m oppstrøms fra Namsen (Berg 1981). Status for bestanden er ukjent. I følge eldre lokalbefolkning har det aldri vært fast stamme av småblank i Vestre Folmerelva. Småblank ble heller ikke påvist ved overvåkingsfiske (Rikstad 2004).

Østre Folmerelva: Antatt utbredelse for småblank er opp til et lite fall, ca 1 km oppstrøms fra Namsen (Berg 1981). Status for bestanden er ukjent. I følge eldre lokalbefolkning har det aldri vært fast stamme av småblank i Vestre Folmerelva. Småblank ble heller ikke påvist ved overvåkingsfiske (Rikstad 2004).

Grøndalselva: Elva har tidligere vært sterkt tungmetallforurenset fra gruvevirksomhet i Skorovass, og småblank har ikke blitt funnet i elva (Berg 1981, Rikstad 2004). I følge eldre lokalbefolkning har det aldri vært fast stamme av småblank i Grøndalselva.

Tunnsjøelva: Antatt utbredelse for småblank er opp til Sæterfossen, ca 5 km oppstrøms fra Namsen (Berg 1981). Vitenskapsmuseet foretok fiskeundersøkelser i Tunnsjøelva i 1978 (Langeland 1979). Under prøvefiske med garn ble det fanget småblank i Litjsela (18 stk) og Storsela (6 stk). Småblanken utgjorde 23 % av totalfangsten på disse stedene. Noen lokaliteter i Tunnsjøelva synes å ha en relativt tett småblankbestand, men elva har sterkt redusert vannføring oppstrøms utløpet fra Tunnsjødal kraftverk (Rikstad 2004). Gyting av småblank er påvist i Tunnsjøelva (Rikstad pers. medd.).

Lindsetelva: Antatt utbredelse for småblank er opp en foss, ca 2 km oppstrøms fra Namsen (Berg 1981). I følge lokalbefolkning var det tidligere vanlig å få småblank i Lindseta, opp til Dansarhøla (der tømmeret "dansa" under fløyting). Imidlertid ble småblank ikke påvist ved overvåkingsfiske (Rikstad 2004). Status for bestanden er ukjent.

Tromselva: En foss helt nederst i Tromselva ved utløpet Namsen medfører trolig at småblank ikke forekommer i Tromselva, annet enn helt nederst ved utløpet til Namsen (100 m strekning, Berg 1981, Rikstad 2004). Småblank ble påvist ved overvåkingsfiske (Rikstad 2004), men status for bestanden er ukjent.

Lille Flåttådalselva: Antatt utbredelse for småblank er opp til 1 km oppstrøms fra Namsen (Rikstad 2004). Elva er svært stri, bortsett fra den siste kilometeren før den når Namsen (Berg 1981). Småblank ble ikke påvist ved overvåkingsfiske (Rikstad 2004), og status for bestanden er ukjent.

Flåttådalselva/Neselva: Den nederste delen av elva kalles Flåttådalselva, lenger opp kalles den Neselva. Antatt utbredelse for småblank er opp til et langt parti med fall og stryk, ca 6 km oppstrøms fra Namsen (Berg 1981). Småblank ble påvist ved overvåkingsfiske (Rikstad 2004), men status for bestanden er ukjent.

Brekkvasselve: Elva faller ned i Namsen i stryk og fall gjennom et skar. Småblank forekommer kun på de 100 nederste meterne av elva, i følge Berg (1981). Senere overvåkingsfiske har imidlertid påvist småblank lengre opp i Brekkvasselve (Rikstad 2004). Status for bestanden er ukjent.

Lille Bjørhusdalselve: Antatt utbredelse for småblank er opp til de første fossene, ca 9 km oppstrøms fra Namsen (Berg 1981). Småblank er kun påvist nederst i elva gjennom tidligere overvåkingsfiske (Rikstad 2004), mens én småblank ble påvist 3,5 km fra samløpet med Namsen i 2008 (denne undersøkelsen). I dette området er imidlertid elva stilleflytende, med substrat av relativt små stein og grus. Vannføringen var dessuten svært lav sommeren 2008. Selv om forekomst av småblank er påvist, er småblankbestanden i dette området trolig svært tynn.

Store Bjørhusdalselve: Antatt utbredelse for småblank er opp til den første fossen, ca 6 km oppstrøms fra Namsen (Berg 1981). Småblank er imidlertid kun påvist nederst i elva gjennom overvåkingsfiske (Rikstad 2004). Status for bestanden er ukjent.

Frøyningselve: Antatt utbredelse for småblank er opp til 5 km fra Namsen (Rikstad 2004), og småblank forekommer trolig ikke i Frøyningsvatnet eller i elver som renner ut i Frøyningsvatnet. Frøyningselve har redusert vassføring som følge av vasskraftutbygging (overføring av vann fra Namsenvassdraget til Åbjøra gjennom Åbjørautbyggingen). Småblank ble påvist ved tidligere overvåkingsfiske (Rikstad 2004). Resultater fra overvåkingen i 2007 (denne undersøkelsen) tyder på at Frøyningselve kan ha en relativt tett bestand av småblank, men dette er basert på el-fiske på kun én lokalitet. For å bekrefte bestandsstatus bør undersøkelser gjennomføres på flere lokaliteter.

Sandåa: Antatt utbredelse for småblank i Store Sandåa er opp til foss ca 4 km oppstrøms Namsen (dvs ca 300 m oppstrøms samløpet med Kjeråa, Berg 1981, Rikstad 2004). I Kjeråa er antatt utbredelse for småblank 200-300 m oppstrøms samløpet med Store Sandåa. I Lille Sandåa er antatt utbredelse til foss ca 500 m fra samløpet med Store Sandåa. Småblank ble ikke påvist gjennom overvåkingsfiske verken i Store eller Lille Sandåa, til tross for en stor innsats med elektrisk fiskeapparat (Rikstad 2004, denne rapporten). Ole K. Berg har imidlertid fanget småblank i Sandåa ved flere anledninger. Status for bestanden er ukjent.

Store Steinåa: Antatt utbredelse for småblank er opp til den første av en hel serie fall, ca 1,5 km oppstrøms fra Namsen (Berg 1981). Småblank ble påvist ved overvåkingsfiske (Rikstad 2004), men status for bestanden er ukjent.

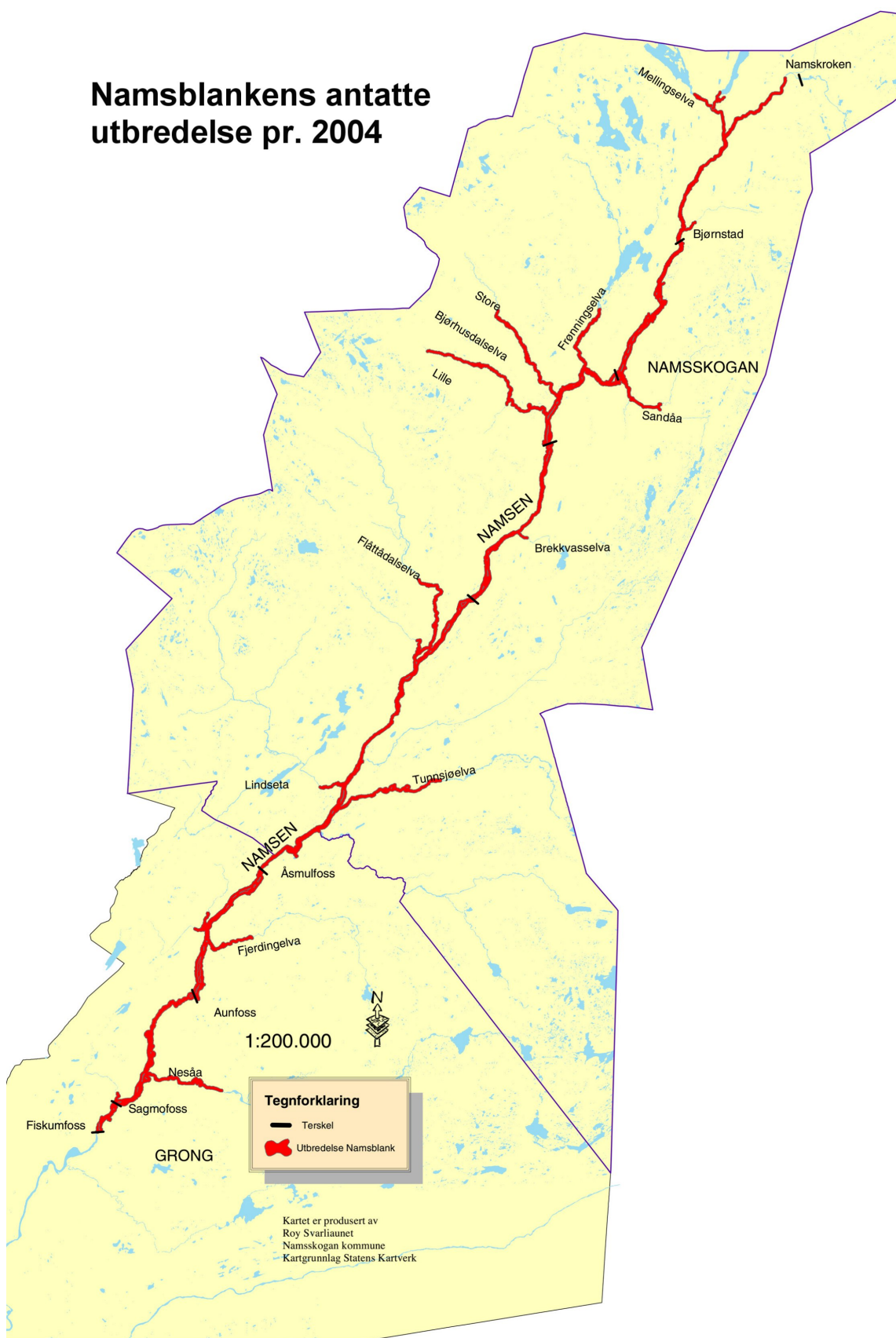
Snåsamobekken: Fisk kan gå ca 200 m opp bekken fra Namsen (Berg 1981). Berg (1981) fant ingen småblank i bekken, men ett individ ble fanget under senere overvåkingsfiske (Rikstad 2004).

Mellingselve: Småblank finnes i hele Mellingselve opp til osen i Mellingsvatnet (strekning på ca 4 km, Berg 1981, Rikstad 2004). Småblank forekommer normalt ikke i selve Mellingsvatnet, men enkeltfisk skal ha vært fanget der (Rikstad 2004). Det er heller ikke funnet småblank i elver som renner ut i Mellingsvatnet. Mellingselve kan karakteriseres som ei stri elv, og faller ca 40 m fra Mellingsvatnet og ned til Namsen. Oterfossen er en 5-6 m neste loddrett foss ca 1 km nedstrøms utløpet av Smalvasselve. Det er vist ved Carlin-merking at småblank kan vandre opp denne fossen (Berg 1981). Mellingselve synes å være en av lokalitetene i Namsenvassdraget med tette bestand av småblank (Berg 1981, Rikstad 2004, denne rapporten). Gyting av småblank er påvist i Mellingselve (Rikstad 2004).

Smalvasselve (også kalt Litjelva): Smalvasselve er ei lita elv som renner ut i Mellingselve. Småblank finnes i hele Smalvasselve opp til Smalvatnet (strekning på ca 1 km, Berg 1981, Rikstad 2004). Småblank forekommer normalt ikke i Smalvatnet, men enkeltfisk skal ha vært fanget der (Rikstad 2004). Småblank har ikke blitt registrert i elver som renner ut i Smalvatnet. Tettheten av småblank i elva er ikke like stor som i Mellingselve (Berg 1981, Rikstad 2004, denne rapporten).

Lille Steinåa: Elva renner ned ei bratt åsside før den renner ut i Namsen, og småblank kommer ikke opp i elva fra Namsen (Berg 1981).

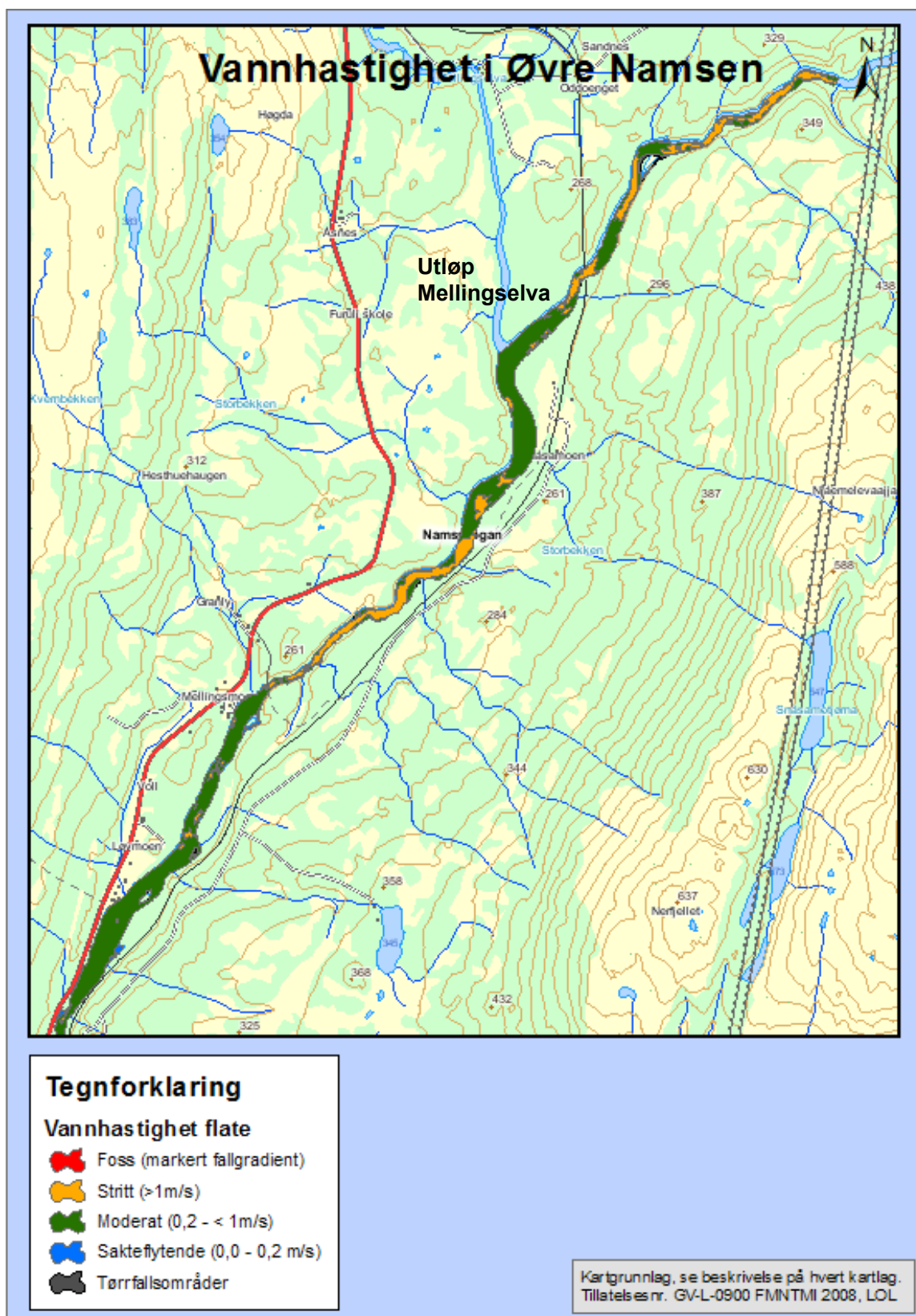
Storelva: Elva kommer ned fra Børgefjell og er svært næringsfattig. Småblank har ikke blitt registrert i elva (Berg 1981).



Vedlegg 2. Analyser av vannprøver fra Namsenvassdraget i august 2007. Vannprøvene ble analysert ved Trondheim kommune, Analysesenteret.

Sted	Dato	Alkalitet ($\mu\text{ekv/L}$)	Farge- tall, 410 nm	Fosfor, totalt ($\mu\text{g P/l}$)	Konduk- tivitet ($\mu\text{S/m}$)	Nitrogen, total ($\mu\text{g N/l}$)	pH	Turbiditet (FTU)
Namsen, Bjørnstad Bru	7.8.07	80	8	4,6	1,6	180	6,91	0,46
Namsen, Kjelmoen	8.8.07	90	6	2,9	1,6	120	6,91	0,26
Mellingselva	9.8.07	90	6	2,3	2,1	84	6,96	0,38
Smalvasselva	9.8.07	330	30	5,4	5,4	160	7,29	0,29
Sandåa	9.8.07	150	21	3,3	2,5	130	7,15	0,42
Frøyningselva	7.8.07	30	9	2,8	1,2	97	6,40	0,15
Brekkvasselva	8.8.07	270	21	3,4	4,3	220	7,38	0,40
Tunnsjøelva	8.8.07	100	33	22,6	2,1	205	7,00	0,36

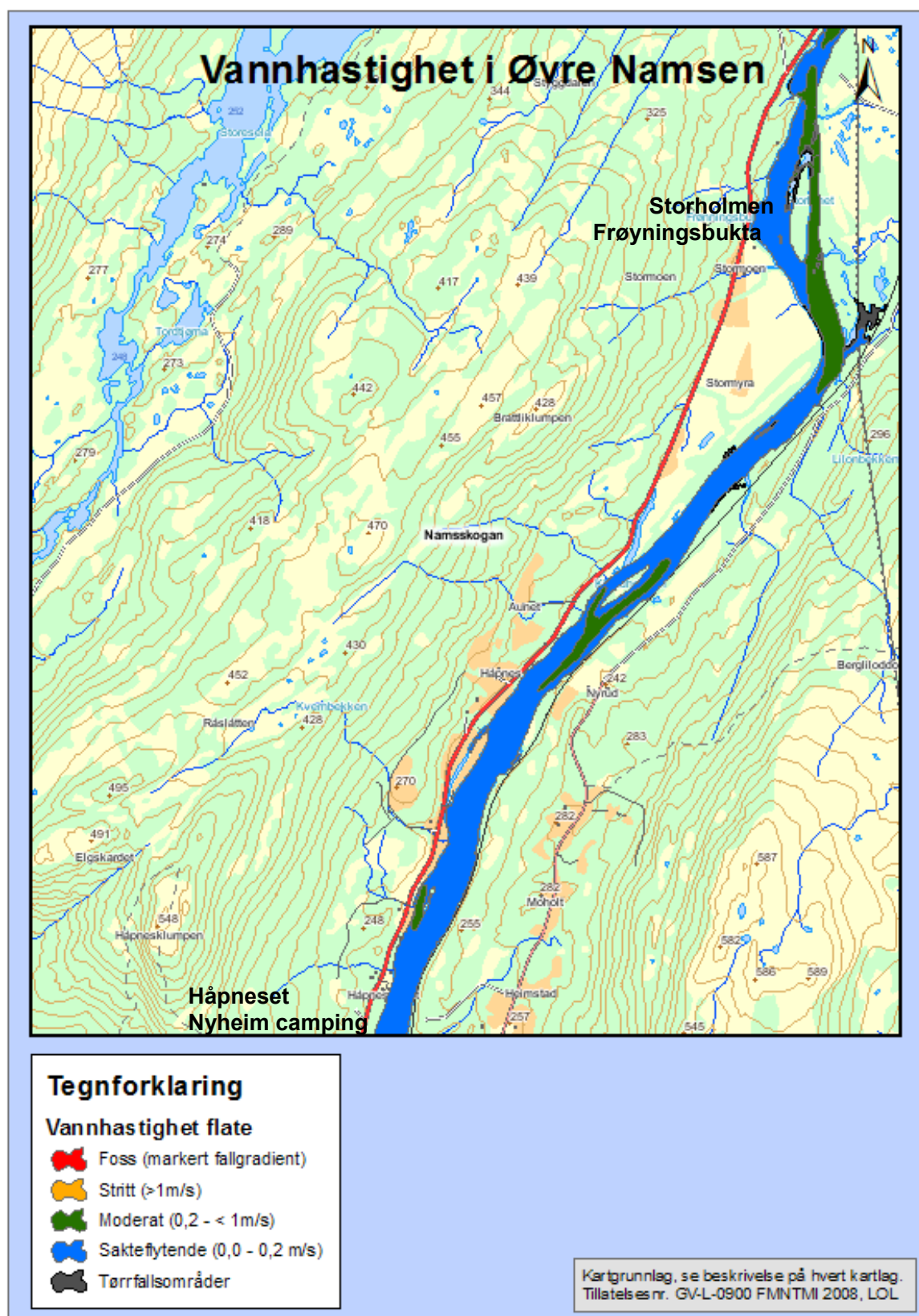
Vedlegg 3. Habitatklassifisering av elvestrekninger i øvre Namsen fra Oddoenget i nord (2,5 km nord for utløpet av Mellingselva) til Nedre Fiskumfoss i sør, digitalisert etter flyfoto av Lars Ove Lehn. Strekingen er fordelt på 13 ulike kart som presenteres fortløpende fra nord til sør på de påfølgende sider. Målestokk 1:24 000. Kartet på denne siden omfatter strekingen fra Oddoenget til Bjørnstad.



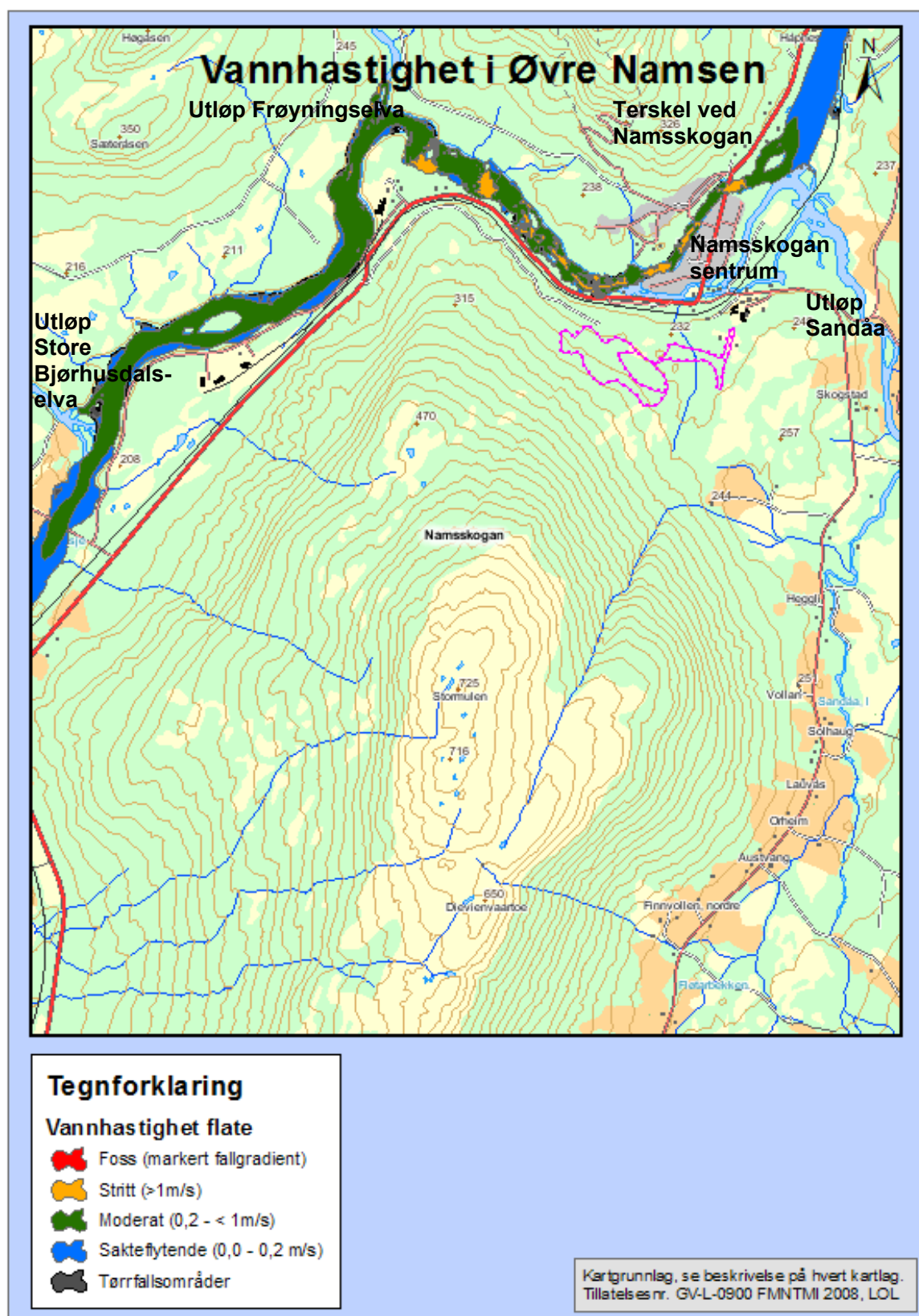
Vedlegg 3 fortsetter. Kartet på denne siden omfatter strekningen fra Bjørnstad og nesten ned til Storholmen og Frøyningbukta.



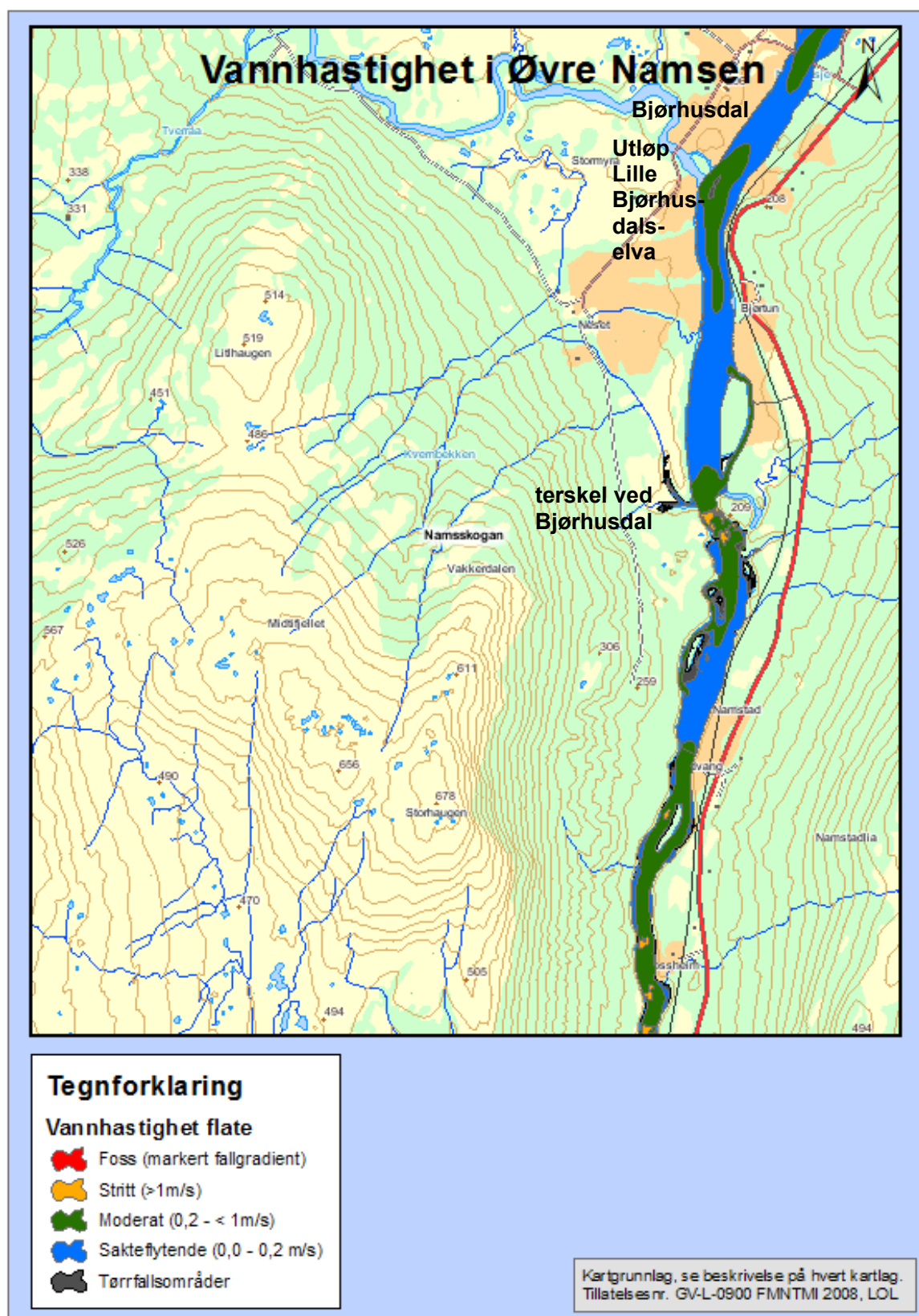
Vedlegg 3 fortsetter. Kartet på denne siden omfatter strekningen fra like oppstrøms Storholmen og Frøyningsbukta og ned til Håpneset (Nyheim camping) i Namsskogan.



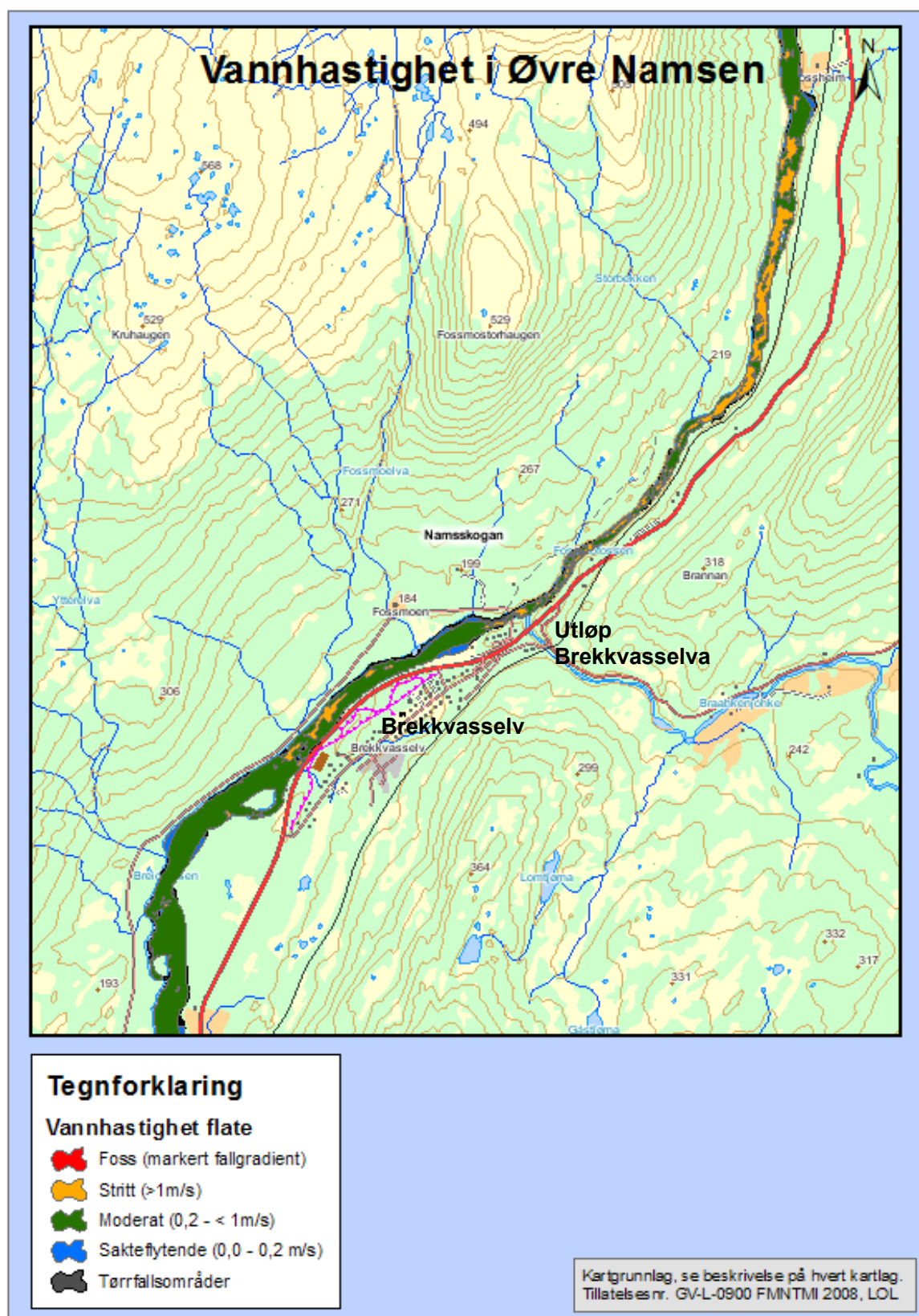
Vedlegg 3 fortsetter. Kartet på denne siden omfatter strekningen fra Håpnes Camping i Namsskogan til Bjørhusdal.



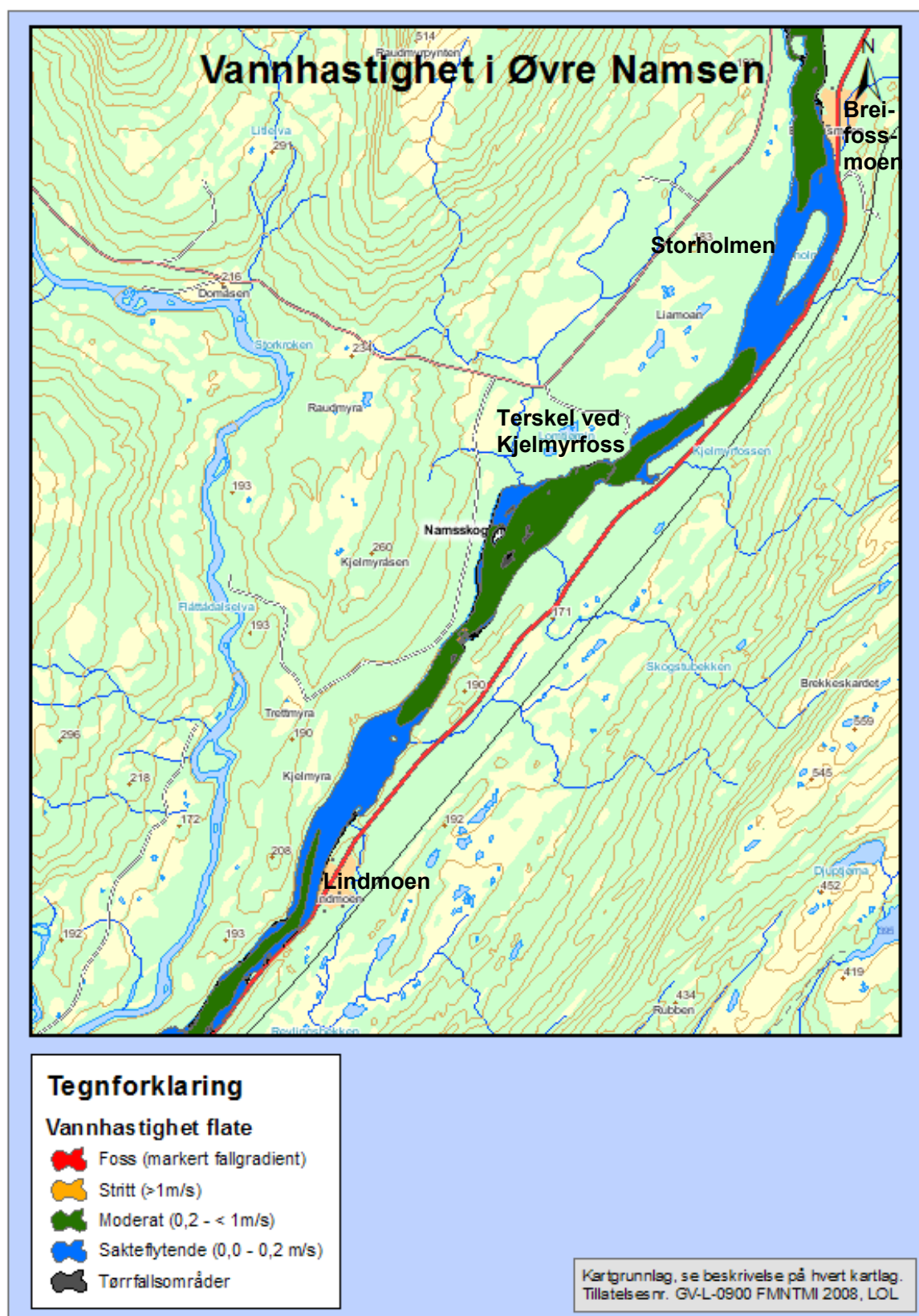
Vedlegg 3 fortsetter. Kartet på denne siden omfatter strekningen fra Bjørhusdal til Fossheim nord for Brekkvasselv.



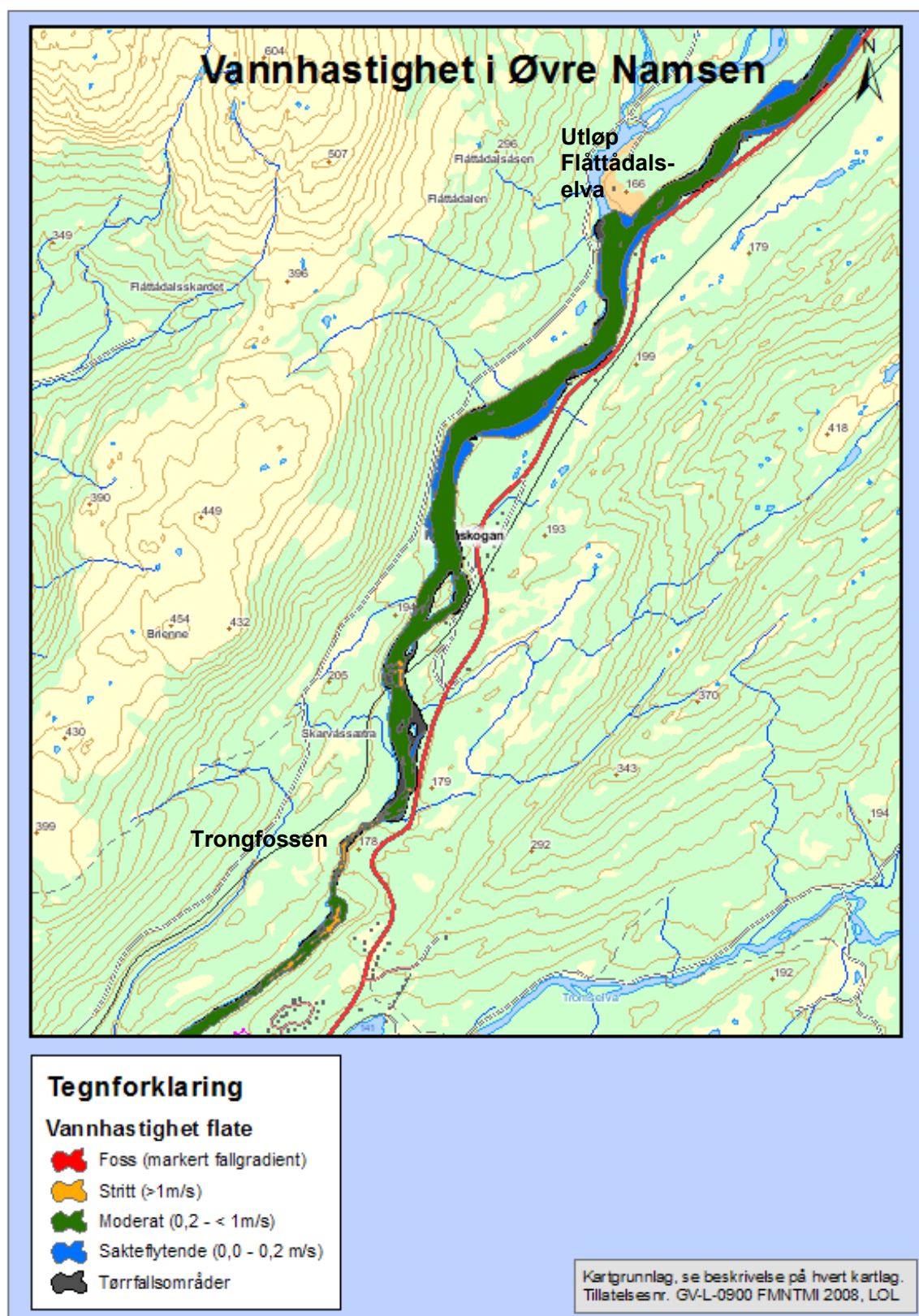
Vedlegg 3 fortsetter. Kartet på denne siden omfatter strekningen fra Fosshelm nord for Brekkvasselv til Breiffossmoen.



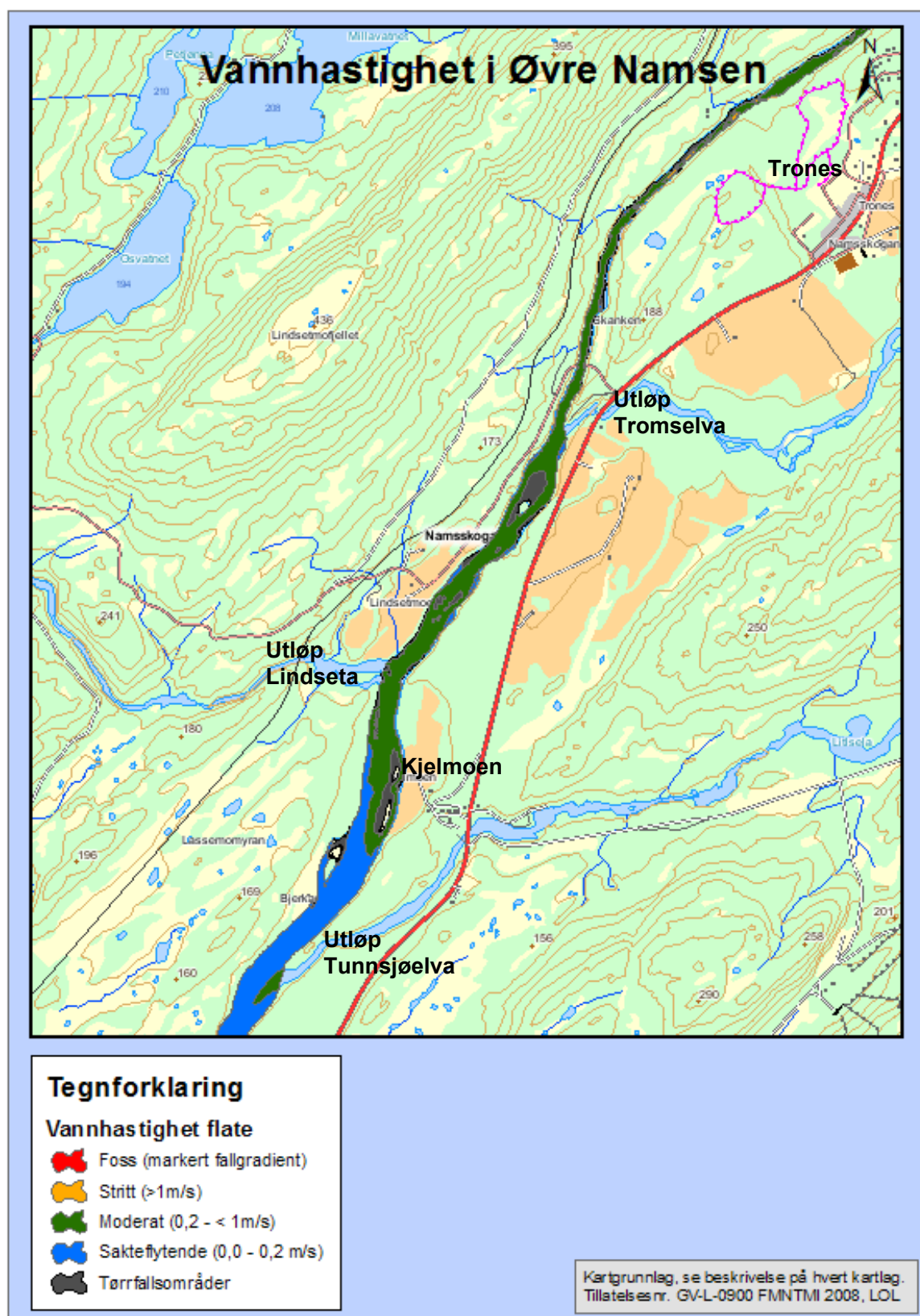
Vedlegg 3 fortsetter. Kartet på denne siden omfatter strekningen fra Breifossmoen til Lindmoen.



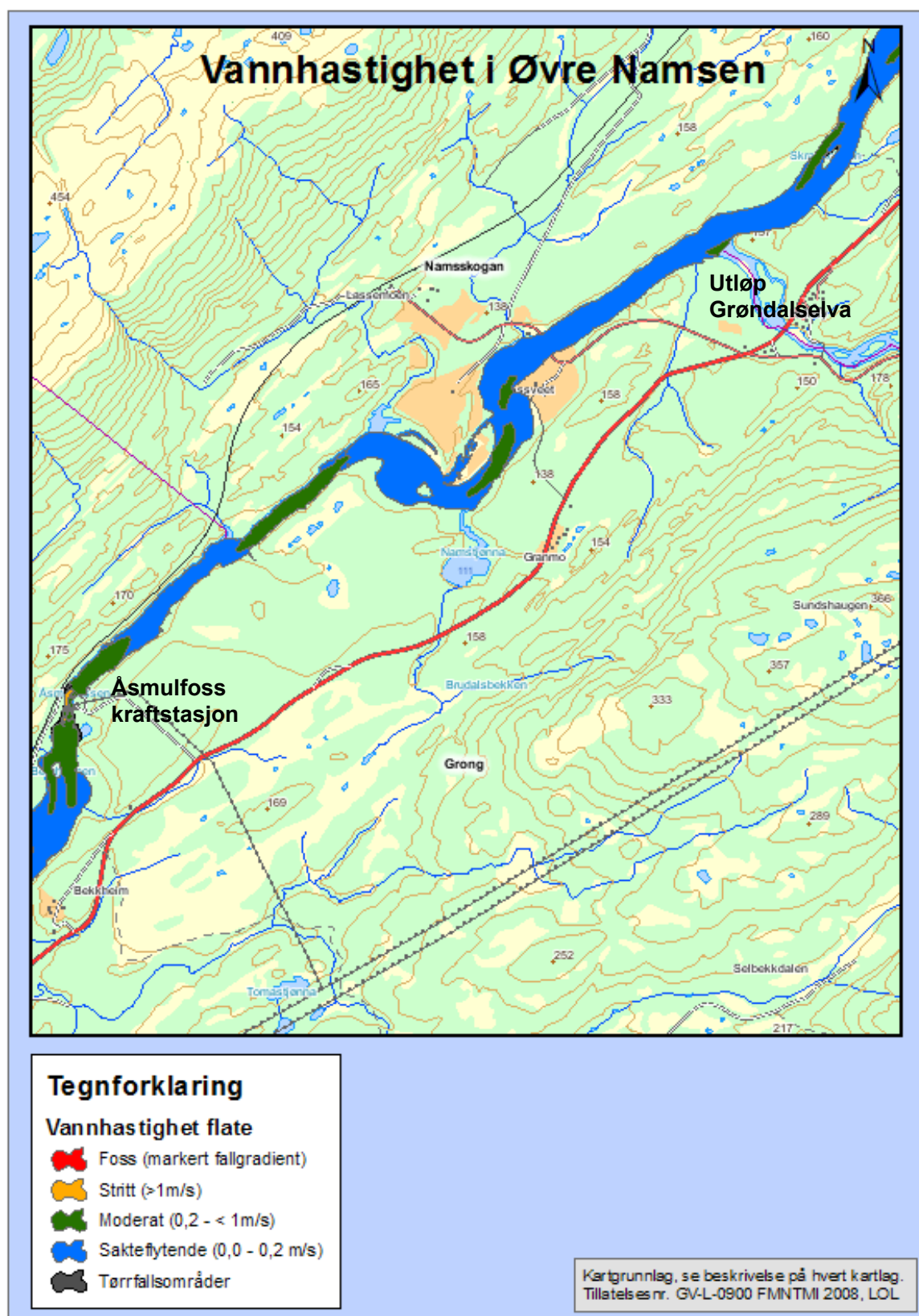
Vedlegg 3 fortsetter. Kartet på denne siden omfatter strekningen fra Lindmoen til Trones.



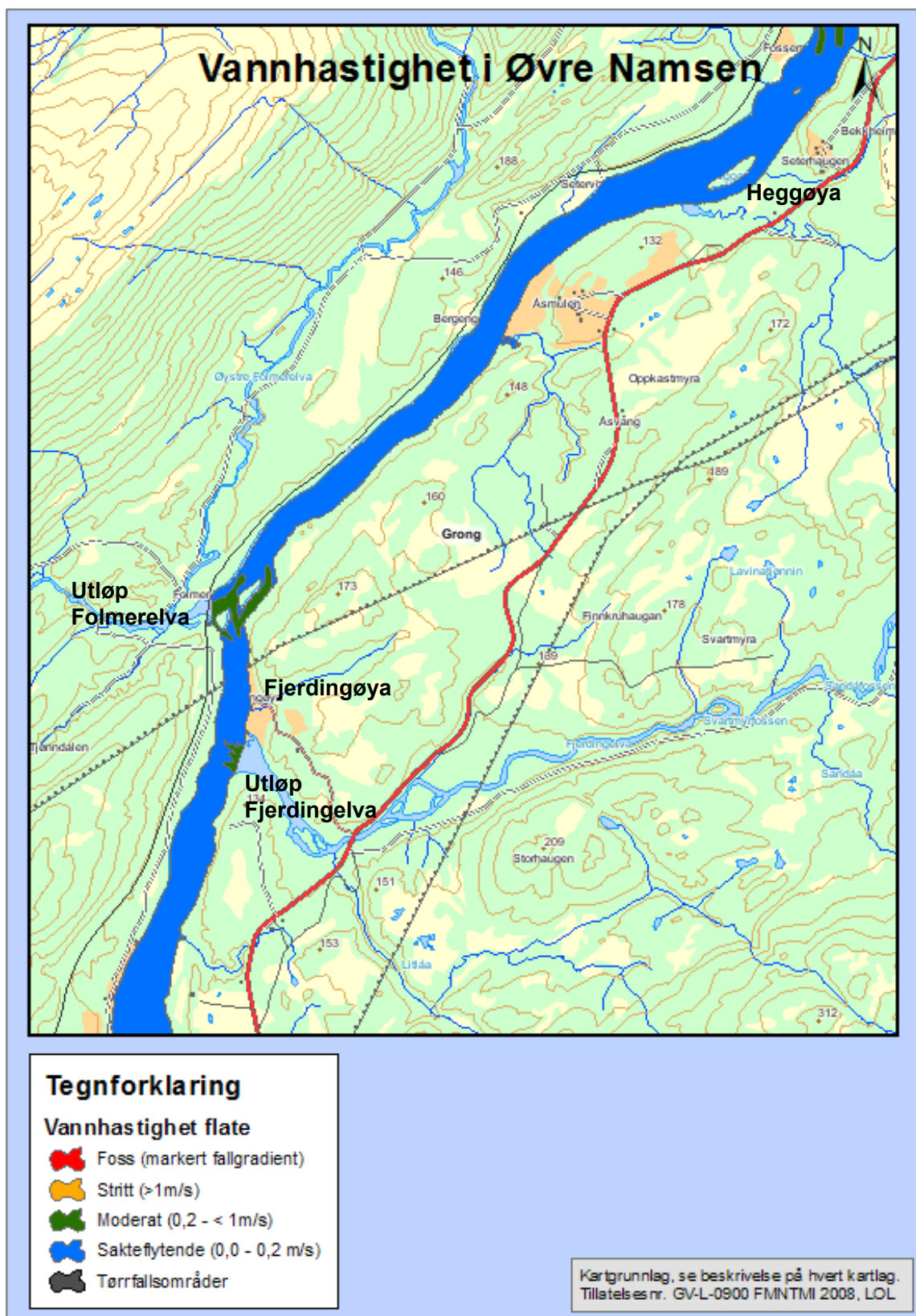
Vedlegg 3 fortsetter. Kartet på denne siden omfatter strekningen fra Trones til utløp Tunnsjøelva.



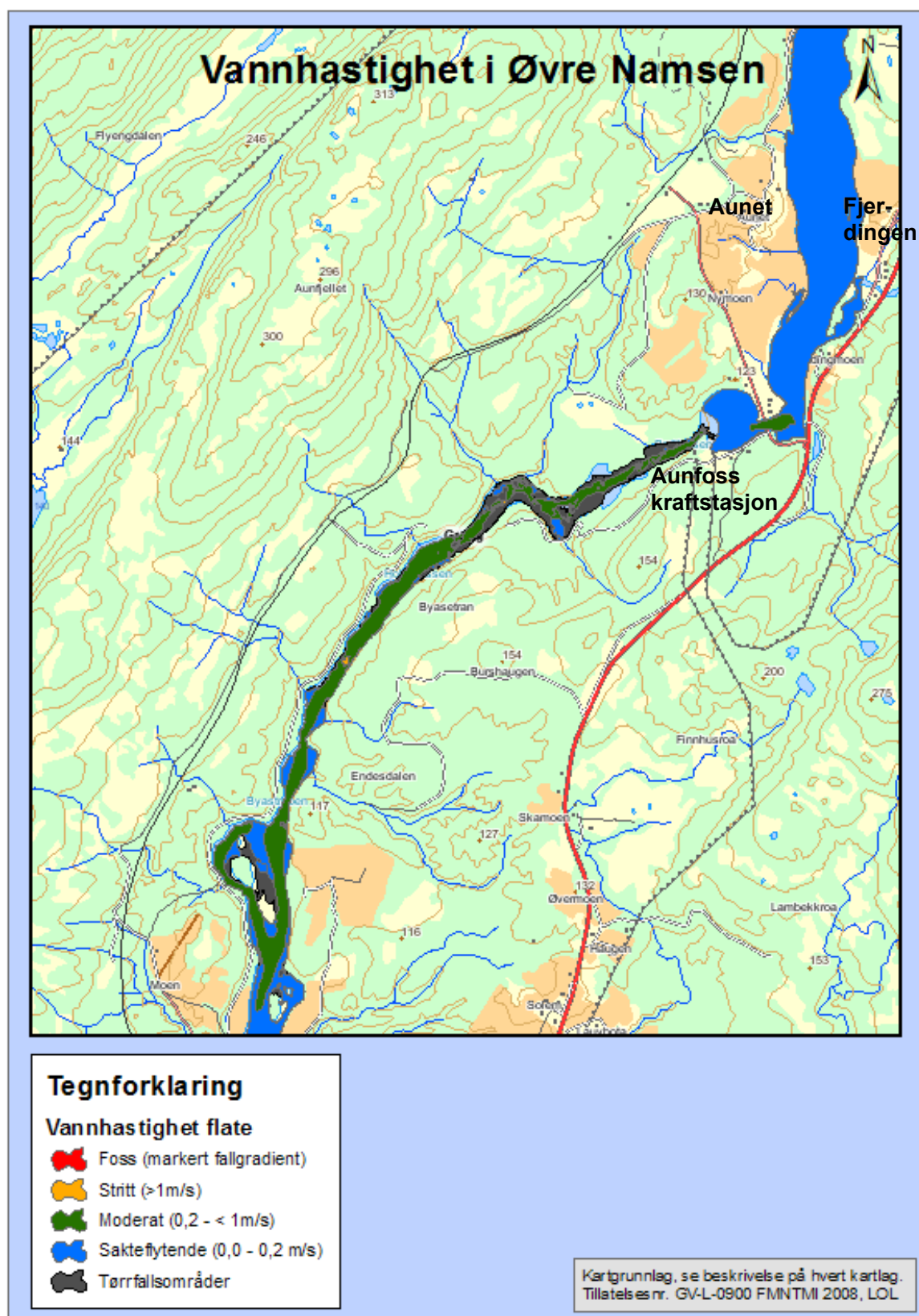
Vedlegg 3 fortsetter. Kartet på denne siden omfatter strekningen fra utløp Tunnsjøelva til Ospholmen nedstrøms Åsmulfoss.



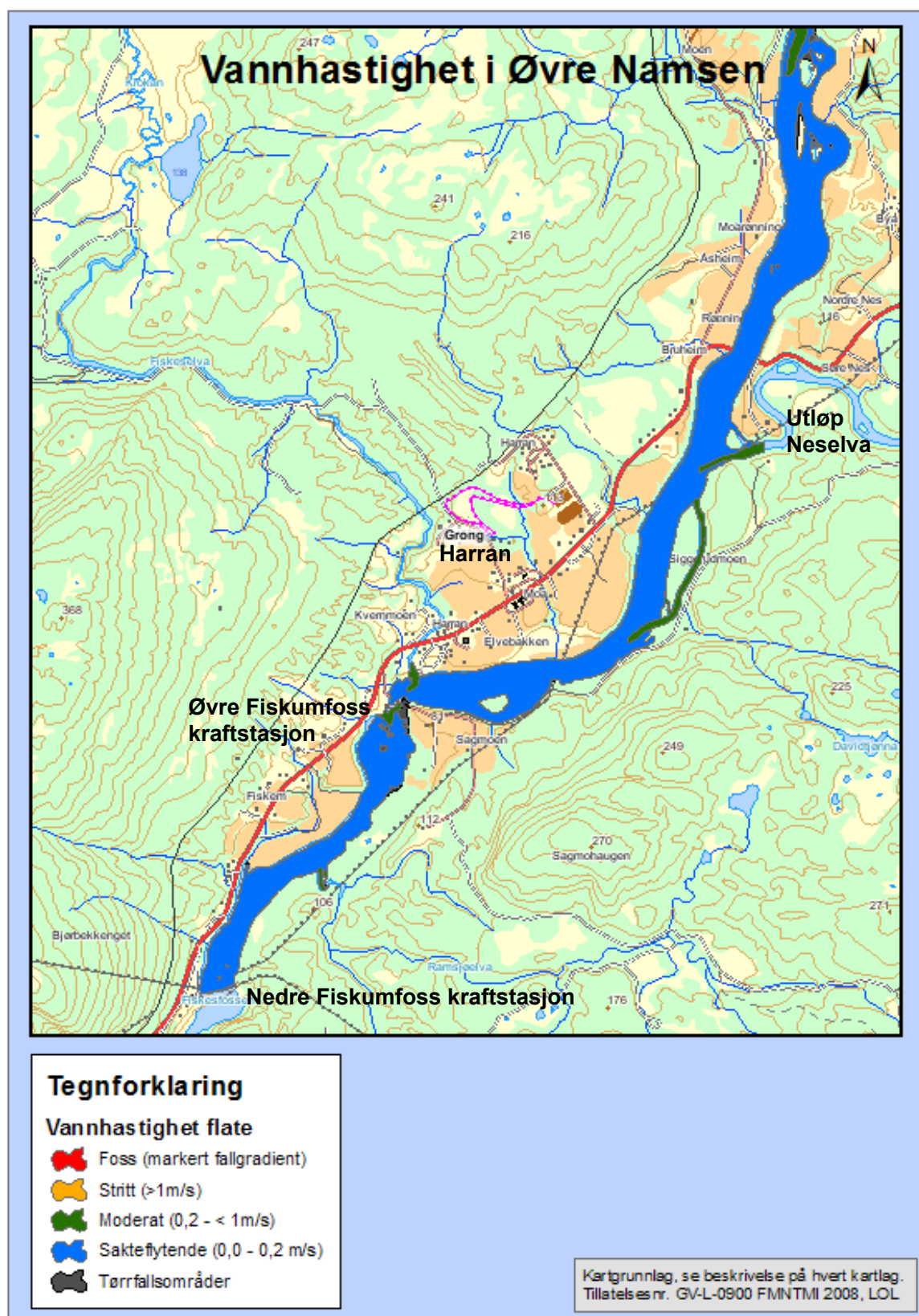
Vedlegg 3 fortsetter. Kartet på denne siden omfatter strekningen fra Ospholmen nedstrøms Åsmulfoss til like oppstrøms Fjerdingselva i Aunfossmagasinet.



Vedlegg 3 fortsetter. Kartet på denne siden omfatter strekningen fra like oppstrøms Fjerdingen i Aunfossmagasinet til Moen oppstrøms Harran.



Vedlegg 3 fortsetter. Kartet på denne siden omfatter strekningen fra Moen oppstrøms Harran til Nedre Fiskumfoss.



NINA Rapport 403

ISSN:1504-3312

ISBN: 978-82-426-1969-3



Norsk institutt for naturforskning

NINA hovedkontor

Postadresse: 7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Tungasletta 2, 7047 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 73 80 14 01

Organisasjonsnummer: NO 950 037 687 MVA

www.nina.no