



Jo Vegar Arnekleiv, Per Ivar Bergan, Line Elisabeth Sundt-Hansen,
Øystein Nordeide Kielland, Anders Foldvik, Jan Grimsrud Davidsen,
Markus Först og Kjetil Arne Vaskinn

Miljødesign i regulerte laksevassdrag: Stjørdalselva i Meråker kommune

**NTNU Vitenskapsmuseet
naturhistorisk rapport 2020-4**



NTNU

Vitenskapsmuseet

Jo Vegar Arnekleiv, Per Ivar Bergan,
Line Elisabeth Sundt-Hansen, Øystein Nordeide Kielland,
Anders Foldvik, Jan Grimsrud Davidsen, Markus Först og
Kjetil Arne Vaskinn

**Miljødesign i regulerte laksevasdrag:
Stjørdalselva i Meråker kommune**

NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport

Dette er en elektronisk serie fra 2013 som erstatter tidligere Rapport botanisk serie og Rapport zoologisk serie. Serien er ikke periodisk, og antall nummer varierer per år. Rapportserien benyttes ved endelig rapportering fra prosjekter eller utredninger, der det også forutsettes en mer grundig faglig bearbeidelse.

Tidligere utgivelser: <http://www.ntnu.no/vitenskapsmuseet/publikasjoner>

Referanse

Arnekleiv, J.V., Bergan, P.I., Sundt-Hansen, L.E., Kielland, Ø.N., Foldvik, A., Davidsen, J.G., Först, M. & Vaskinn, K.A. 2020. Miljødesign i regulerte laksevassdrag: Stjørdalselva i Meråker kommune – NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2020-4: 1-105.

Trondheim, desember 2020

Utgiver

NTNU Vitenskapsmuseet
Institutt for naturhistorie
7491 Trondheim
Telefon: 73 59 22 80
e-post: post@vm.ntnu.no

Ansvarlig signatur

Hans Stenøien (instituttleder)

Kvalitetssikret av

Gaute Kjærstad

Publiseringstype

Digitalt dokument (pdf)

Forsidefoto

Gytegroptelling nedstrøms Nustadfoss i Stjørdalselva. Foto: Rune Lilleløkken

www.ntnu.no/vitenskapsmuseet

ISBN 978-82-8322-229-6
ISSN 1894-0056

Sammendrag

Arnekleiv, J.V., Bergan, P.I., Sundt-Hansen, L.E., Kielland, Ø.N., Foldvik, A., Davidsen, J.G., Først, M. & Vaskinn, K.A. 2020 Miljødesign i regulerte laksevassdrag: Stjørdalselva i Meråker kommune – NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2020-4: 1- 105.

En viktig forutsetning for god forvaltning av våre laksebestander (*Salmo salar*) i regulerte vassdrag, er god kunnskap om laksens økologi og hvordan reguleringen påvirker elva. Med solid kunnskap i bunn og lange tidsserier er det dermed enklere å foreta vurderinger om hvilke tiltak som best vil gagne en bærekraftig fremtid for laksen og bedre miljøvennlig drift av vannkraftproduksjonen. I 1994 ble Kraftverkene i Meråker satt i drift og i denne forbindelsen har det blitt foretatt en rekke ferskvannsbiologiske undersøkelser i Stjørdalselva, både før og etter utbyggingen (1990-2016). I tillegg har det blitt gjennomført målinger på skjul, elveklasser, samt foretatt målinger med timesoppløsning på vannføring og temperatur. Samlet sett gir dette et godt bilde på nåværende status og de endringer vassdragsreguleringen har medført.

Miljødesign er et konsept som er utviklet for å kunne tilpasse regulerte elver slik at forholdene for elvas egenproduksjon av laks blir så optimal som mulig, på samme tid som at kraftverksproduksjonen ikke skal rammes for negativt av eventuelle tiltak. I en håndbok utarbeidet av en tverrfaglig faggruppe er det fremsatt en rekke verktøy og bruk av data, som forskere i samarbeid kraftprodusentene og forvaltning kan benytte i fellesskap. Disse verktøyene brukes for å diagnostisere hvor flaskehalsen for produksjon av laks ligger og for å kunne dokumentere reguleringsrelaterte endringer. I tillegg beskriver håndboka en rekke kjente problemstillinger fra regulerte elver og gir en liste med tiltak en historisk vet har fungert for å adressere disse.

Målsettingen for denne rapporten har vært å følge håndbok for miljødesign og benytte den i praksis for delen av Stjørdalselva i Meråker kommune, hvor mye av data allerede foreligger. Vi har kombinert data på hydrologi (vannføring og vannareal, sesongbasert variasjon i vannføring og temperatur) med data innen biologi (gyteområder, gytebestandsmål, evaluering av kultiveringsprogram, bestand og aldersstruktur, temperaturresponser) og hydromorfologi (substratstørrelser med tanke på muligheter for skjul og gyting, fordeling av elveklasser). Vi har også vurdert effekter av andre typer påvirkning, som ikke er nevnt spesifikt i miljødesign; eksempelvis kartlagt blottlagte leireflater, endrede isforhold, erosjonsprosesser og kanalisering av elveløpet.

Reguleringen har medført en utjevnet vannføring over året med økt vintervannføring, reduserte flomtopper og redusert sommervannføring. I sum vurderer vi at fraværet av de ekstreme minstevannføringene som positiv for ungfishbestanden. Fraværet av de større flommene har derimot innført noen nye problemer, spesifikt hindrer dette utvasking av de minste sedimentene og dette har tettet igjen mye av det originale substratet i elvebunnen. Slike hulrom er nødvendig for at ungfish skal kunne finne skjul og en høy grad av hulrom tilfører enkelt oksygen til rognkorn i gytegrusområder. Denne prosessen har trolig blitt forverret i forbindelse med utvasking av strandsonen i magasinene, hvor dette har gitt endret vannkvalitet i Stjørdalselva med økt innhold av humus. Raske vannstandsdropp på grunn av kraftverksdriften vurderes nå ikke å være et problem. Det bør vurderes nærmere om raske økninger i vannføring er et problem som har sin årsak i kraftverksdrifta.

Driften av kraftverkene har ført til økt vanntemperatur om høsten og vinteren og lavere temperatur på våren og sommeren. Den økte vintertemperaturen har riktignok ikke vesentlig forskjøvet tidspunktet for swim-up ifølge våre beregninger. Vi observerer en lengre vekstsesong, men i snitt tilsvarende døgnmiddel gjennom vekstsesongen (mai-oktober, dog uten ekstreme temperaturer), noe som har redusert smoltalderen i denne i denne delen av elva (Meråker) med en tredobling av individer som vandrer ut som smolt i en alder av 3 år. Lenger ned i elva, samt i uregulerte og sammenlignbare vassdrag har gjennomsnittlig temperatur også økt og har trolig en klimatisk bakgrunn. Bestandsstrukturen viser at de aller fleste el-fiskede stasjonene i Meråker domineres av årsyngel, og kun et fåtall stasjoner påviser relativt høye tettheter av eldre ungfish (parr).

Generelt gyter laksen over hele det kartlagte strekket hvor reguleringen er påvist å ha en effekt, og hydromorfologi tilsier at det er gode fysiske forhold for gyting med unntak av stryk eller områder hvor det historisk sett har vært tatt ut større mengder grus. Ellers samsvarer analysene av substratvariasjonen med bestandsanalysen, hvor det påvises en generell mangel på områder med større substrat som kreves for at de eldste årsklassene skal kunne ha optimale forhold for å trives. Skjultmengden ble vurdert til å være lav, til tross for at 15 seksjoner hadde større stein som dominerende substrat. Vi vurderer derfor flaskehalsen for produksjon av laksesmolt til å være på de eldste årsklassene. Totalt (gyteareal + skjul) anslår vi produktiviteten i den reguleringspåvirkede delen av Stjørdalselva til å være moderat (28 av 33 seksjoner), hvor det fins innslag av lavproduktive områder (5 av 33 seksjoner). Seksjonene med klassifisering «lite» og «moderat» produktivitet karakteriseres som en flaskehals og innehar en faktor som begrenser produksjon av smolt i området. Det foreligger derfor et potensial for økt produktivitet i disse områdene.

Vi har konkretisert hydrologiske tiltak som vil gagne elva som helhet, samt kartfestet et titalls steder hvor vi anslår at fysiske tiltak vil forbedre produktiviteten betraktelig. I første omgang har vi konkrete forslag som trolig vil forbedre habitatforhold med over 106 000 m² av elva, eller 18% av den totale reguleringspåvirkede strekningen i Meråker ved en vannføring på 30 m³/s. Tiltakene er rettet mot å bedre forholdene for eldre fisk (harving/spyling/tromling, åpning av sideløp, utlegg av steinrygger og større stein), samt restaurere et område med blottlagt leire som vil komme alle årsklasser til gode. Vi påpeker at hydrologiske tiltak som gjøres for å bedre overlevelsen hos ungfisk vil komme hele den regulerte delen av Stjørdalselva til gode og dermed ha stor effekt, både kort- og langsiktig, med tanke på å redusere vedlikeholdsarbeidet forbundet med oppfølging av habitattiltakene.

Avslutningsvis har vi vurdert de foreslåtte tiltakene opp mot kultiveringsprogrammet som har pågått siden 1992, og gjort noen anslag på hvilken effekt dette programmet har hatt og hva vi kan forvente at habitattiltak vil tilføre. Bakgrunnen for denne analysen baserer seg på kultiveringsanbefalinger gjort av Vitenskapelig råd for lakseforvaltning i samarbeid med Miljødirektoratet. Vi antar at andelen fisk med kultiveringsopphav trolig bidrar negativt på den effektive populasjonstørrelsen, og at gytebestandsmålene ville blitt oppnådd selv uten kultivering. I tråd med anbefalingene fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning anbefaler vi derfor at utsettingen av fisk i Stjørdalselva opphører. Vi anbefaler videre at effekten av de gjennomførte habitattiltakene og opphør av kultivering overvåkes og evalueres. Ved en oppgradering fra lav til høy produktivitet i de områdene som er foreslått viser forsiktige estimater (basert på tall fra områder med høye tettheter av eldre laksefisk i elva, samt erfaringer fra andre vassdrag) at man kan forvente å kunne erstatte kultiveringsprogrammet fullt ut med habitattiltak. I beste fall viser de høyeste estimatene at man oppnå en mangedobling av antallet smolt, egenprodusert av elva, sett i forhold til kultivert smolt.

Nøkkelord: vassdragsregulering – bestandsflaskehals – temperaturendringer – regulerings effekter – mesohabitat – vannbruk – smoltproduksjon – lakseproduksjon – produktivitet – miljøvennlig vannkraft

Jo Vegar Arnekleiv, Jan Grimsrud Davidsen & Øystein Nordeide Kielland, NTNU Vitenskapsmuseet, Institutt for naturhistorie, 7491 Trondheim

Line Elisabeth Sundt-Hansen & Anders Foldvik, Norsk institutt for naturforskning, Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

Per Ivar Bergan, Markus Först & Kjetil Arne Vaskinn, Sweco Norge AS, Sluppenvegen 19, 7037 Trondheim

Summary

Arnekleiv, J.V., Bergan, P.I., Sundt-Hansen, L.E., Kielland, Ø.N., Foldvik, A., Davidsen, J.G., Först, M. & Vaskinn, K.A. 2020. Miljødesign i regulerte laksevassdrag: Stjørdalselva i Meråker kommune – NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2019-4: 1- 105.

An important prerequisite for good management of our Atlantic salmon (*Salmo salar*) populations in regulated watercourses is good knowledge of the salmon's ecology and how the regulation affects the river. With solid fundamental knowledge and long time series, it is therefore easier to make assessments about which measures will best benefit a sustainable future for the salmon and ensure hydro producers an environmentally friendly operation. In 1994, the Meråker power plants were put into operation, and since then a number of freshwater biological studies have been carried out in the river Stjørdalselva- both before and after the initiation (1990-2016). In addition, measurements have been carried out to measure shelter availability, mesohabitats (river classifications), as well as discharge and temperature measurements with an hourly resolution. Overall, this gives a good picture of the current status and the changes that have occurred due to regulation of the watercourse.

Environmental design ("Miljødesign") is a concept that has been developed to be able to adapt regulated rivers so that the conditions for the river's own production of salmon are as optimal as possible, at the same time ensuring that the power plant production is not adversely affected by any measures done to adapt the river morphology and/or hydrology. In a handbook prepared on a national level by a multidisciplinary team, various tools to collect data on certain parameters have been presented, for researchers to use in collaboration with power producers and management. These tools are used to diagnose the bottleneck for salmon production and to document changes due to water catchment regulation. In addition, the handbook describes a number of well-known issues from regulated rivers and provides a list of measures that has historically been applied to mitigate any suboptimal effects.

The aim of this report has been to follow the environmental design handbook and use it in practice for Stjørdalselva, where there already exists a lot of data. Effects of the hydropower regulation has been shown to be present in the upper part of the regulated river (the segment that lies within Meråker county), and thus the presently study focuses on this particular segment of the river. We have combined data on hydrology (discharge and river surface area, seasonal variation in discharge and temperature) with data in biology (spawning areas, spawning stock targets, fish cultivation program evaluation, historical development in salmon abundance and age structure, temperature responses) and hydro morphology (substrate sizes for hiding and spawning opportunities, distribution of river classes). We have also assessed effects of other types of impact, which are not specifically mentioned in the handbook for environmental design; for example, exposed clay surfaces, altered ice conditions, erosion processes and channel flow effects.

The regulation has resulted in a more evenly distributed discharge throughout the year, with increased winter discharges, reduced peaks in discharge and reduced summer discharge. Summarized, we consider the absence of the extreme minimum water flows as positive for the juvenile fish population. The absence of the larger floods, on the other hand, has introduced some new problems, specifically this prevents flushing the smallest sediments out of the system and this has "cemented" much of the original substrate in the riverbed. Cavities in the substrate that are clogged by the smallest sediments are necessary for juveniles to find shelter and a high amount of such cavities easily supplies oxygen to roe grains in spawning grounds. This process has probably been exacerbated in connection with increased influx of finer sediments from the littoral zones of the reservoirs, where this has resulted in altered water quality in Stjørdalselva with increased humus content. Incidents where the water level has decreased too rapidly no longer seems to be an issue caused by operation of the power plant. However, whether operation of the hydro power plant causes rapid water discharge needs further investigation.

The operation of the power plants has led to increased water temperature in the autumn and winter and lower temperatures in the spring and summer, where a large fraction of the water originates from the deep water of the reservoirs. The increased winter temperature has not, however, significantly altered the time of swim-up according to our models. However, we observe an extended growing season with less extreme day mean temperatures throughout the growing season. Further down the river, an observed increase in mean temperature is likely to be climatic, as a similar or higher increase is observed in unregulated rivers of the same region. Nevertheless, in sum this temperature regime change has likely reduced the smolt age in this part of the river by a tripling of individuals migrating out as smolt at the age of 3 years. The stock structure shows that the vast majority of electro-fished stations are dominated by young-of-years, and only a few stations show relatively high densities of older juveniles (parr).

In general, salmon spawn throughout the entirety of the surveyed area where the regulation has been shown to have an effect. Additionally, the hydromorphology analysis indicates that the physical conditions for spawning are generally good, exceptions being areas of rapids or areas where larger quantities of gravel have historically been removed. Otherwise, the analysis of the substrate variation corresponds to the juvenile stock analysis, where a general lack of areas with larger substrate sizes is required to optimally accommodate the oldest year classes. The number of shelters was considered to be low, despite the fact that 15 sections had larger stones as the dominant substrate. We therefore consider the bottleneck for salmon smolt production to be among the oldest year classes. Overall (spawning + shelter areas) we estimate productivity in the regulated part of the Stjørdalselva to be moderate (28 out of 33 sections), where there are elements of low-productivity areas (5 out of 33 sections). The "low" and "moderate" productivity sections are characterized as bottlenecks and contain a factor that limits smolt production in the area. Therefore, there is a potential for increased productivity in these areas.

We have specified several hydrological measures that will benefit the entire river, as well as mapped a dozen of locations where we estimate that physical measures will significantly improve productivity. Initially, we have specific proposals of measures that are likely to improve habitat conditions over a total of 106 000 m² of river surface, or 18% of the total areas affected by hydropower regulation at a discharge of 30 m³. The measures aim to improve conditions for older fish (harrowing / flushing / drumming, opening of faster flowing river runs, creation of rock ridges and depositing larger stones to the river substrate), as well as restoring an area with exposed clay that will benefit all age classes. We point out that hydrological measures taken to improve the survival of juveniles will benefit the entire regulated parts of the river and thus have a great short- and long-term effect, with hopes to reduce the maintenance work associated with the follow-up procedure of the habitat mitigations.

In concluding remarks, we have evaluated the proposed measures versus the current cultivation program that has been running since 1992. Furthermore, we have made some estimates of the contributions of this program and what we can expect to achieve from our suggested habitat mitigations. The background for this analysis is based on cultivation recommendations made by the Scientific Council for Salmon Management in collaboration with the Norwegian Environment Agency. We estimate that the cultivated proportion of the spawning fish likely has a significant negative effect on the effective population size. In line with the recommendations of the Scientific Council for Salmon Management, we recommend ceasing the practice of fish stocking in Stjørdalselva. We further recommend that the implemented habitat measures and termination of fish cultivation should be evaluated. When upgrading from low to high productivity in the proposed areas, cautious estimates (based on figures from areas with high densities of older salmonids in the river, as well as experience from other watercourses) show that one can expect to be able to fully replace cultivation programs with habitat restoration/improvement. At best, the highest estimates show that there is a possibility of multiplying by manifold the number of smolt, self-produced by the river, as compared to cultivated smolt.

Keywords: watercourse regulation - bottleneck - temperature changes - regulatory effects - meso habitat - water use - smolt production - salmon production - productivity - environmentally friendly hydropower

Jo Vegar Arnekleiv, Jan Grimsrud Davidsen & Øystein Nordeide Kielland, Norwegian University of Science and Technology, NTNU University Museum, NO-7491 Trondheim

Line Elisabeth Sundt-Hansen & Anders Foldvik, Norwegian Institute of Nature Research, Høgskoleringen 9, NO-7034 Trondheim

Per Ivar Bergan, Markus Först & Kjetil Arne Vaskinn, Sweco Norway AS, Sluppenvegen 19, NO-7037 Trondheim

Innhold

Sammendrag	3
Summary	5
Forord	9
1 Innledning	10
2 Stjørdalsvassdraget	12
2.1 Områdebeskrivelse	12
2.2 Vassdragsreguleringer	13
2.3 Manøvreringsreglement og vannføring	14
2.4 Vanntemperatur og isforhold	15
3 Metoder og datagrunnlag	16
3.1 Hydraulisk kartlegging og modellering	16
3.1.1 Hydraulisk modell	16
3.1.2 Terrengmodell	16
3.1.3 Grid og grensebetingelser	18
3.1.4 Kalibrering og usikkerhet	18
3.2 Kartlegging av elveklasser, substrat og skjul	19
3.2.1 Elveklasser	19
3.2.2 Substrat	19
3.2.3 Skjul	20
3.3 Kartlegging av forekomst og spredning av gytehabitat	21
3.3.1 Metode	21
3.3.2 Kartlagte gytegroper 2006-2016, fordeling og beregning av gyteareal	21
3.4 Hydrologisk variasjonsanalyse og temperaturdata	22
3.4.1 Sammenheng mellom vanndekt areal og vannføring	22
3.4.2 Hydrologisk variasjonsanalyse	23
3.4.3 Evaluering av vannføring- raske vannstandsvariasjoner	30
3.4.4 Temperaturdata	31
3.5 Biologiske temperaturresponser	34
3.5.1 Modellering av eggutvikling og swim-up	34
3.5.2 Modellering av vekst hos ungfisk av laks	36
3.6 Bestandsdata ungfisk	40
3.6.1 Tetthet av ungfisk av laks og ørret 2010-2016 – metode og datagrunnlag	40
3.6.2 Fordeling av aldersgrupper (tetthet) på ulike strekninger	40
3.7 GIS analyser av fordeling av gytehabitat og skjul	40
4 Diagnose - analyse av ulike påvirkningsfaktorer	45
4.1 Habitatflaskehalser	45
4.1.1 Skjul	45
4.1.2 Gytehabitat	46
4.1.3 Stadium for bestandsregulering og klassifisering av produktivitet	46
4.2 Hydrologiske flaskehalser	48
4.2.1 Vannføring, vanndekt areal og vannføring gjennom året	48
4.2.2 Vannstandsreduksjon mot gytehabitat, gytevannstand og vinteroverlevelse	48
4.2.3 Raske vannføringsvariasjoner på grunn av kraftverksdrift	50
4.2.4 Vannføring ved smoltutvandring	50
4.3 Andre påvirkningsfaktorer	52

4.3.1	Kanalisering, forbygning og grusgraving.....	52
4.3.2	Endret dynamikk i erosjon/sedimentasjon.....	53
4.3.3	Betydning av endrede isforhold og klimaendringer.....	54
4.3.4	Gruveforurensning og vannkvalitet	54
4.4	Samlet diagnose.....	56
5	Tiltaksplan og designløsninger.....	60
5.1	Vurdering av mulige hydromorfologiske tiltak	60
5.1.1	Habitattiltak	60
5.1.2	Hydrologiske tiltak	61
5.2	Konkrete forslag til habitattiltak	62
5.2.1	Harving, tromling og spyling	64
5.2.2	Etablering av steingrupper og langsgående steinrygger	67
5.2.3	Restaurere flomløp/sideløp	70
5.2.4	Tildekking av blottlagte leirflater og sedimentforvaltning	73
5.3	Konkrete forslag til hydrologiske tiltak.....	74
5.4	Prioritering av tiltak- tiltaksplan	74
6	Vurdering av dagens utsettingspålegg, jamfør fiskeundersøkelser og tiltaksanalysen.....	77
6.1	Gjennomføring av utsettingspålegget.....	77
6.2	Gjenfangster, smoltundersøkelser og bestandsvurderinger	77
6.2.1	Gjenfangster	77
6.2.2	Smoltundersøkelser.....	80
6.2.3	Bestandsvurderinger og tiltaksanalyser	81
6.2.4	Potensielle genetiske effekter forårsaket av kultivering	82
6.3	Anbefalinger	84
7	Referanser	86
	Vedlegg.....	92
	Vedlegg 1.....	92
	Vedlegg 2.....	95
	Vedlegg 3.....	101

Forord

Nord-Trøndelag Elektrisitetsverk (NTE) fikk ved kongelig resolusjon 14. juli 1989 tillatelse til regulering av øvre del av Stjørdalsvassdraget og bygging av Kraftverkene i Meråker. Kraftverkene ble satt i drift våren 1994, og det har i perioden 1990-2016 vært gjennomført konsesjonsbetingede fiskebiologiske undersøkelser i Stjørdalsvassdraget. I april 2016 fikk NTNU Vitenskapsmuseet, Norsk institutt for naturforskning og Sweco Norge AS i fellesskap oppdraget med å gjennomføre undersøkelser etter miljødesignkonseptet i den regulerte delen av Stjørdalselva som befinner seg i Meråker kommune.

Hensikten med undersøkelsene er å identifisere påvirkningsfaktorer for lakseproduksjonen på strekningen og eventuelle flaskehalser for ungfiskproduksjonen. Dette benyttes til å fremme en tiltaksplan med oversikt over mulige habitattiltak (skjul- og gytehabitat) og vannbrukstiltak (vannføring og vanntemperatur) som kan avbøte eventuelle negative forhold.

Det rettes en takk til Marc Daverdin som har laget kart, bla. gytegruppkartene, og til Lars Rønning for analyse av ungfiskdata.

Vi takker for godt samarbeid med NTE Energi AS v/ Bjørn Høgaas.

Trondheim, desember 2020

Jo Vegar Arnekleiv, Jan Grimsrud Davidsen, Øystein Nordeide Kielland (NTNU), Line Elisabeth Sundt-Hansen, Anders Foldvik (NINA), Per Ivar Bergan, Markus Först og Kjetil Arne Vaskinn (Sweco)

1 Innledning

Vannkraftutbygging medfører ofte endringer i vannføringer og temperaturforhold i elver. Endringer i det fysiske miljøet, som vannføring, temperatur og erosjon/sedimentasjon, kan påvirke en rekke økologiske forhold som i sin tur kan påvirke habitat og produksjonsforholdene for fisk. I tillegg kan biologiske faktorer som næringstilgang, vekst og konkurranse også påvirke fiskeproduksjonen. Studier som har som mål å forstå slike økologiske sammenhenger, endringer over tid og finne årsaks-sammenhenger mellom ulike ledd kan kreve både lange tidsserier, kontrollerbare forsøk og tverrfaglighet.

I lakse- og sjørretbestander er tetthetsavhengig vekst og overlevelse tidlig i livet en viktig faktor for produksjonen av den marine og reproduserende bestanden. Konkurranse mellom arter og mellom aldersgrupper av samme art om tilgang på ressurser som habitat og næring er sentrale mekanismer i bestandsreguleringen (bestandsflaskehals). Riktignok er både fordeling av gytearealer og fordeling av gode oppveksthabitater viktige for den totale bæreevnen av fisk i et vassdrag og disse faktorene påvirkes av det fysiske miljøet. Geografisk spredning av gyteområder innen vassdraget betyr mye for den totale fiskeproduksjonen, ettersom yngelen det første året har liten evne til å spre seg. Dermed kan stor lokal konsentrasjon av gytegrøper i en begrenset del av elva gi en høy tetthetsavhengig dødelighet. I løpet av oppveksten øker mobiliteten, men også behovet for skjul (større substrat) og gode standplasser for å kunne redusere energiforbruket og unngå predasjon. Derfor er ikke bare mengde skjul, men også fordelingen av skjul, viktig for overlevelsen og bæreevnen for laks og ørret i et vassdrag. Mengde og fordeling av slike fysiske faktorer som gytearealer og skjul kan utgjøre habitatflaskehals for fiskeproduksjonen (jf. Forseth & Harby 2013). I tillegg kan et vassdrag ha hydrologiske forhold som reduserer den potensielle fiskeproduksjonen (hydrologiske flaskehals). Det kan eksempelvis være lavvannføringer sommer eller vinter som gir redusert vanndeckt areal, som indirekte representerer totalmengden av tilgjengelige habitat. En reduksjon av habitat gjennom redusert vannføring kan dermed påvirke fisketettheten og fungere som en flaskehals. Videre kan raske vannstandsendringer gjennom kraftverksdrift gi strandingsdødelighet hos ungfisk (jf. Puffer 2014). Imidlertid kan vassdragsreguleringer som gir økt vanndeckt areal i perioder det ellers vil være svært liten vannføring (eks. vinter) kunne gi økt overlevelse for disse periodene. I «Håndbok for miljødesign i regulerte laksevassdrag» (Forseth & Harby (red.) 2013) beskrives en metode for å systematisere, klassifisere og analysere data om habitatforhold, hydrologi, laksebestanden (ungfisk og gytebestand) og kraftverksystemet for å gi en diagnose over de viktigste påvirkningsfaktorene og flaskehalsene (habitatflaskehals og hydrologiske flaskehals) som begrenser lakseproduksjonen.

I Stjørdalselva er det gjennomført årlige fiskebiologiske undersøkelser 1990-2016. Det er foretatt årlige tetthetsregistreringer av laks- og ørretunger, alderssammensetning og vekst hos ungfisk, kvalitativ og kvantitativ sammensetning av bunndyr, ernæring hos laksunger, utvandring av smolt (saltvannsmigrerende individer) og estimering av smoltproduksjon. Årlige studier av voksen fisk har innbefattet livshistorie (smoltalder, sjøalder, vekst og kjønnsfordeling), fangster av voksen laks og sjørret, andel oppdrettslaks og laks fra kultivering i fangstene og gytegroppregistreringer. I perioden 1996 - 2000 ble undersøkelsene utvidet til studier av fysiologisk kondisjon (innhold av fett og proteiner) hos ungfisk gjennom året. Disse studiene ble relatert til kraftverksdrift og samstundes har det i andre perioder vært utført delundersøkelser på vannkvalitet og begroing, drivfauna og ernæring samt undersøkelser av laksens klekketidspunkt og varighet av plommesekestadiet, relatert til temperaturendringer som skyldes kraftutbyggingen. I tilknytning til langtidsstudiene har det vært gjennomført flere masteroppgaver i ferskvannsekologi ved NTNU, bl.a. om sjøtoleranse og vandringssatferd hos villaks og laks med kultiveringsbakgrunn. Resultater av disse undersøkelsene er beskrevet i en rekke rapporter og publikasjoner (bl.a. Arnekleiv 1985, 1986, Arnekleiv m.fl. 1995, 2000, 2002, 2006, Hembre m.fl. 2001, Berg m.fl. 2006, Urke m.fl. 2014a,b). I 2006 ble det gjennomført en egen kartfesting av fysisk fiskehabitat, fiskbarhet og gytegrøper (bonitering) i Stjørdalselva (Berger m.fl. 2007). I tillegg ble data fra Stjørdalselva benytta som ett av 9 eksempel vassdrag i vurderingen av sammenhengen mellom gytebestand og rekruttering i norske laksebestander (Hindar m.fl. 2007), og smoltdataene er benytta i en større studie på effekter av klimaendringer på smoltvandring (Otero m.fl. 2014).

Resultatene av de mangeårige konsesjonsbetinga undersøkelsene ble oppsummert i tre rapporter fra NTNU Vitenskapsmuseet i 2007, 2009 og 2014 (Arnekleiv m.fl. 2007a,b Arnekleiv m.fl. 2009 og Arnekleiv m.fl. 2014). I rapportene er det dokumentert og diskutert endringer i fysiske og ferskvannsbiologiske forhold som kan knyttes til direkte eller indirekte effekter av kraftutbyggingen, og det gis data som viser utvikling over tid (1990-2013) for en rekke biologiske forhold. Stjørdalselva er ei av de viktigere mellom- og storlakselvene i Trondheimsfjorden og fikk i 2003 status som nasjonalt laksevassdrag. Stjørdalselva er antatt å ha en god laksebestand som er moderat påvirket (Miljødirektoratet, Lakseregisteret), mens sjørreten har gått sterkt tilbake i likhet med situasjonen i mange midt-norske vassdrag.

NTNU Vitenskapsmuseet viderefører nå ungfisk- og bunndyrundersøkelsene fram til en slutt-rapport. Fortsatte undersøkelser på smolt ble utsatt i påvente av en kunnskapsoppsummering knyttet til smoltvandring og metoder for estimering av smoltproduksjonen. En slik oppsummering forelå i 2013 (Anon. 2014), og i 2013 kom også viktige resultater fra forskningen i CEDREN bl.a i form av «Håndbok for miljødesign i regulerte laksevassdrag», heretter kalt Miljødesignhåndboka (Forseth & Harby (red.) 2013). I Miljødirektoratets varsel om endring i pålegget (16.01.2014) gir Miljødirektoratet en vurdering av smoltundersøkelser kontra andre undersøkelser foreslått i Miljødesignhåndboka og konkluderer med at de årlige smoltundersøkelsene i 2012-2016 frafalles og erstattes av andre undersøkelser i tråd med retningslinjer gitt i «Håndbok for miljødesign i regulerte laksevassdrag». I brevet, under «Pålegg etter miljødesignkonseptet» skriver Miljødirektoratet:

«Resultater fra tidligere gjennomførte påleggsundersøkelser viser at det er klare tegn på at det er en reguleringseffekt på laks og bunndyr øverst i vassdraget (sone 3). Det vurderes dermed at dette er det området hvor behovet for eventuelle tiltak også vil være størst. Miljødirektoratet mener derfor at det i første rekke er denne strekningen som bør ha fokus med henblikk på den metodikken som er beskrevet i den nye miljødesignhåndboka. Dette innebærer at det på denne strekningen i utgangspunktet skal gjennomføres en tilstrekkelig kartlegging av elveklasser, substrat, skjulforhold for fiskeunger, forekomst og spredning av gytehabitat, sammenheng mellom vanndekt areal og vannføring, hydrologisk variasjonsanalyse, vanntemperatur, bestandsdata (for ungfisk), kraftproduksjons-systemet og reguleringseffekter (jfr. Metodehandboka). Med utgangspunkt i dette grunnlaget stilles «diagnosen» der potensielle flaskehalsar for fiskeproduksjonen identifiseres og deretter fremmes en plan for mulige habitat - (skjul og gytehabitat) og vannbruks- (vanntemperatur og vannføring) tiltak. I løpet av påleggsperioden må det også vurderes om andre deler av vassdraget også bør inngå i analysen.»

NTNU Vitenskapsmuseet, Norsk institutt for naturforskning og Sweco Norge AS har sammen gjennomført undersøkelsen og sammenstilt resultater iht. den overnevnte instruksjonen. Rapporten tar utgangspunkt i metodikken beskrevet i «Håndbok for miljødesign i regulerte laksevassdrag» (Forseth og Harby 2013). Det foreligger i forkant mye data og vassdragskunnskap fra tidligere undersøkelser, hvorpå det ble supplert med innsamling av hydrauliske data og skjulmålinger.

Nedenfor gjengis ordlyden i pålegget fra Miljødirektoratet av 14.05.2014.

«Med hjemmel i kongelig resolusjon av 14. juli 1989 punkt 19, underpunkt f., pålegger Miljødirektoratet herved Nord-Trøndelag Elektrisitetsverk å gjennomføre følgende endringer i eksisterende pålegg av 14.2.2012:

- 1. Gjennomføre en analyse av ulike påvirkningsfaktorer for produksjonen av laks, samt et forslag til eventuelle tiltak i tråd med «Håndbok for miljødesign i regulerte laksevassdrag».*
- 2. Sammenstille en oversikt over vannføringsforholdene på de øvre delene av anadrom strekning de siste fem årene, samt hvert av årene i gjestående påleggsperiode.*
- 3. Resultater framkommet med utgangspunkt i miljødesignkonseptet og forslag til eventuelle tiltak, samt fra de øvrige påleggsundersøkelsene, skal spesielt vurderes opp mot dagens utsettingspålegg av fisk.*

Samtidig frafalles pålegget om gjennomføring av smoltundersøkelser i vassdraget. Allerede pålagte undersøkelser som gjelder overvåkning av ungfisk og bunndyr, samt pålegget om utsetting av 80.000 en-somrig laks, skal fortsette ut påleggsperioden i 2016».

2 Stjørdalsvassdraget

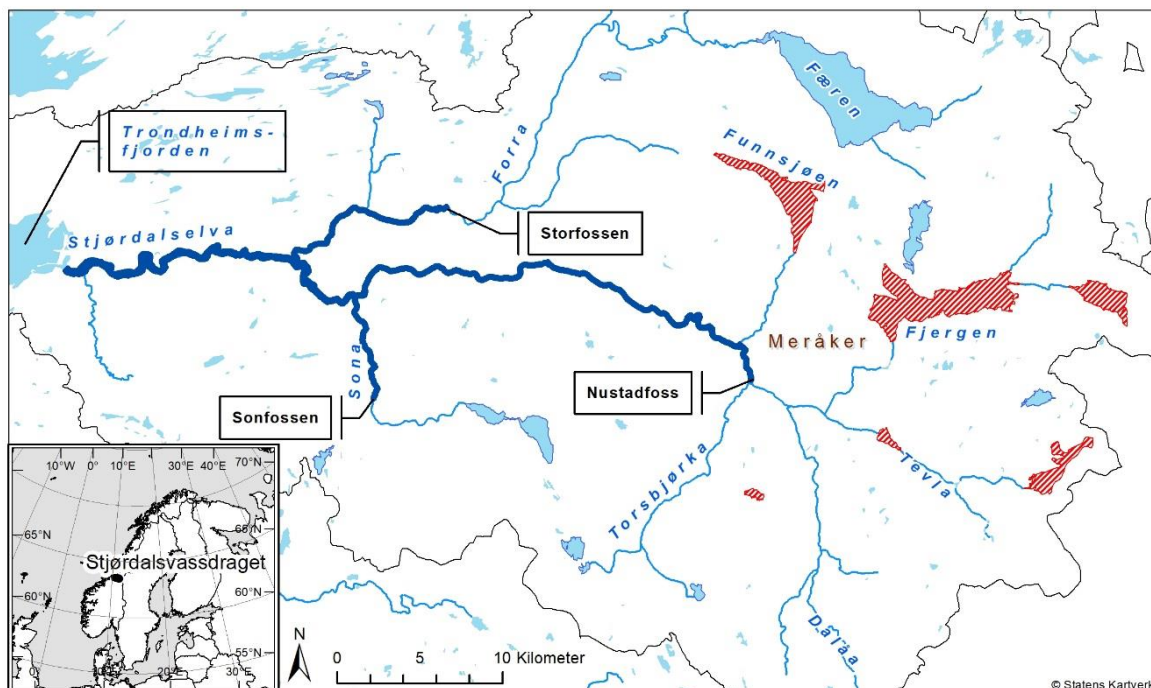
2.1 Områdebeskrivelse

Stjørdalsvassdraget (Figur 1) ligger i Trøndelag og har et nedbørfelt på 2130 km² inkludert Forra på 612 km². Hovedvassdragets lengde fra svenskegrensa til Trondheimsfjorden er ca. 70 km. Stjørdalselva, fra Nustadfoss i Meråker til utløpet i fjorden (50 km), er naturlig laks- og sjørørretførende og har et nokså jevnt fordelt fall på ca. 100 m. I tillegg vandrer laks og sjørørret opp i de største sideelvene, Forra og Sona. Storfossen i Forra og Sonfossen i Sona danner oppgangshindre i disse elvene etter henholdsvis ca. 13 km og 6 km fra samløp med Stjørdalselva (Figur 1). Av mindre sideelver har Leksa, Gråelva (Hegra), Mølska, Gudåa, Kvennbekken og Funna oppgang av sjørørret.

I Stjørdalselva domineres substratet av grus og stein, men det fins også områder med blottlagt leire og steinblokk i forbygninger. Fra Nustadfoss til Gudå, og fra Hegra til utløp i sjøen, flyter elva rolig, omkranset av løvskog og jorder i et flatt kulturlandskap. På strekningen mellom Gudå og Flornes er dalen trang, elva er smalere og har større vannhastighet i et elveleie preget av stor stein og blokk. Elva veksler ellers mellom slake strykpartier og roligere kulper. Elva er jevnt over 0,5 til 1,5 meter dyp på strykstrekningene utenom hølene. Typisk vannførings bilde for Stjørdalselva er en vårflo i mai-juni og en noe mindre høstflo i september-oktober. Årlig middelvannføring ved utløp sjøen er 79 m³/s.

Laks (*Salmo salar*) er den dominerende fiskearten på den anadrome strekningen og laksen kan uten problemer vandre fra sjøen til Meråker hvor Nustadfossen stopper videre oppvandring. Ørret (*Salmo trutta*) forekommer både som stasjonær elvefisk (brunørret) og anadrom form (sjørørret). Foruten ørret og laks er det registrert elvenioye (*Lampetra fluviatilis*), havnioye (*Petromyzon marinus*) og skrubbe (*Platichthys flesus*) i Stjørdalselva opp til Forra. Trepigget stingsild (*Gasterosteus aculeatus*) og ål (*Anguilla anguilla*) er registrert i hele elva opp til Meråker.

En nærmere beskrivelse av vassdragets topografi, geologi, klima og en mer detaljert vassdragsbeskrivelse finnes i Arnekleiv og Koksvik 1980 og Arnekleiv 1985. Stjørdalsvassdraget er videre grundig



Figur 1. Oversikt over Stjørdalsvassdraget hvor lakseførende elvestrekning er uthævet i blått. Regulerede innsjøer er vist i skravert rødt, mens uregulerede er blå.

beskrevet i Verneplan for vassdrag III (NOU 41-45,1983). Sidevassdragene Forra og Sona ble vernet mot kraftutbygging gjennom verneplan III i 1986, og Stjørdalsvassdraget er valgt ut som ett av flere nasjonale laksevassdrag (NOU 1999:9). Det ble laget egen driftsplan for Stjørdalsvassdraget i 1999 (Mjøen 1999).

Den gjennomførte undersøkelsen etter miljødesignkonseptet gjelder den regulerte delen av Stjørdalselva som befinner seg i Meråker kommune.

2.2 Vassdragsreguleringer

Det ble i 1989 gitt konsesjon til bygging av Kraftverkene i Meråker med fornyet tillatelse til eksisterende regulering av Hallsjøen, Skurdalssjøen og Funnsjøen med henholdsvis 7,2, 6,5 og 11,5 meter. Videre er reguleringen av Fjergen økt fra 7,6 meter til 16 meter. Denne reguleringsøkingen fordeler seg med 2,8 meter senkning og 5,6 meter ny oppdemming. I tillegg er det etablert et nytt inntaksmagasin i Tevla med 8,5 meter regulering. Feltene på nordsida av Tevla; Skurdalssjøen, Skurdalsåa, Storbekken, Storkjerringåa og Littlekjerringåa, er overført til tilløpstunnellen til Tevla pumpekraftverk. Overføringene fra sørsida av Tevla består av Torsbjørka, Fossvatna og Dalåa som er overført til magasin Tevla. Magasin Fjergen er hovedmagasin med reguleringsgrenser mellom LRV 498,0 og HRV 514,0. Funnsjøen er magasin for eksisterende Funna kraftverk. En oversikt over regulerte innsjøer og overføringer er vist i Figur 2, mens data om magasinene er vist i Tabell 1.

Magasin Tevla er inntaksmagasin for både Meråker kraftverk og Tevla pumpekraftverk og disse har en samlet netto produksjon på 514 GWh (NTE.no). Meråker kraftverk har to turbiner; én med maksimal slukeevne 25 m³/s og en med slukeevne 11 m³/s. Videre er kraftverket utstyrt med en ventil som skal sikre en minstevannføring i Stjørdalselva nedstrøms samløp Funna på 9,5 m³/s ved



Figur 2. Oversikt over Kraftverkene i Meråker og Funna kraftverk.

eventuelt utfall. De gamle kraftverkene Kopperå I og II, Turifoss og Nustadfoss er nedlagt og erstattet av de to nye kraftverkene Meråker kraftverk og Tevla pumpekraftverk. Funna kraftverk ble startet i 1937 og ble oppgradert i 2007 til en årsproduksjon på 68 GWh.

Vann fra Funnsjøen og noen bekkeinntak benyttes i kraftverket som har en slukeevne på 6,5 m³/s. De nye kraftverkene er tilknyttet eksisterende 132 KV-ledning fra Kopperå til Stjørdal via Funna kraftverk. Meråker kraftverk og Tevla pumpekraftverk ble tatt i bruk våren 1994.

Tabell 1. Reguleringsmagasiner i Meråker.

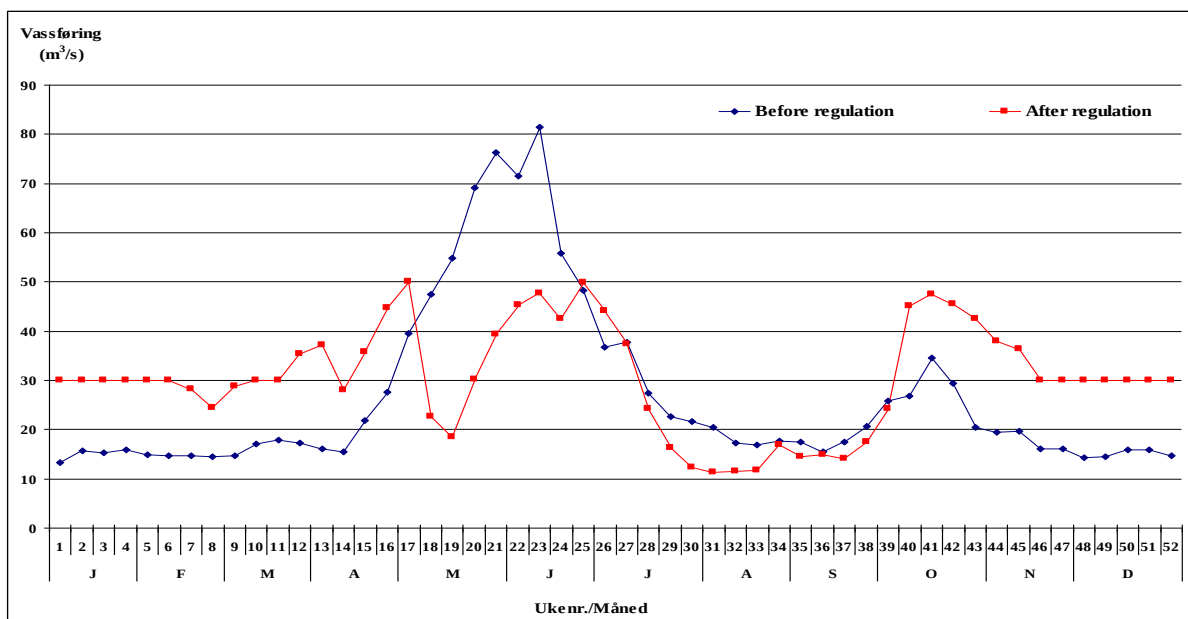
Magasin	HRV moh	LRV moh	Reguleringshøyde meter	Magasinvolum mill m ³
Hallsjøen	613,0	605,8	7,2	25,2
Fjergen	514,0	498,0	16	204,2
Skurdalsjøen	694,25	687,75	6,5	22,8
Tevla	358,5	350,0	8,5	4,5
Funnsjøen	442,0	430,5	11,5	64

2.3 Manøvreringsreglement og vannføring

Vannføringsforholdene i Stjørdalselva er godt dokumenterte med målestasjoner ved Hegra, samløp Funna (etter 1994), i Dalåa (Trøafoss) og i Forra (Høggås bru), men det finnes ingen samlet framstilling av hydrologi i vassdraget før og etter siste utbygging. Det er imidlertid foretatt simulerte vassføringer før/etter utbygging basert på ukesmidler. Disse viser i grove trekk at vintervannføringen etter utbygging er økt vesentlig, at flomtoppene er redusert i størrelse og hyppighet og at vannføringen på forsommeren og i juli/august er redusert (Figur 3).

Etter den siste utbyggingen har det vært et midlertidig manøvreringsreglement for vassdraget i perioden 1994 – 2000. Fastsettelse av nåværende reglement ble gjort i 2009. I Stjørdalselva nedstrøms samløp Funna skal vannføringen aldri gå under 9,5 m³/s, noe som er sikret ved en omløpsventil i Meråker kraftverk i tilfelle driftsstans. Videre sier manøvreringsreglementet: «*Alle endringer i vannføringen skal skje ved myke overganger. Spesiell forsiktighet må utvises ved reduksjon av vannføringen for at fisk i elveprofilens ytterkant skal få tid til å trekke inn mot sentrum. I samråd med fiskeinteressene kan det innenfor reglementet avtales slipping av lokkeflommer etter behov.*» Det er videre bestemmelser om at «*fra isleggingen begynner skal vannføringen i Stjørdalselva være mest mulig konstant eller jevnt synkende og ikke over 40 m³/s.*»

og at «*tapping fra Fjergenmagasinet til kraftproduksjon i Tevla pumpekraftverk og Meråker kraftverk skal innstilles fra 1. mai eller seinest fra vårflorens begynnelse etter denne dato. Tappingen kan igjen starte når vannstanden i Fjergen er kommet opp til kote 512, eller seinest fra 1. august. Nødvendig tapping fra Fjergen av hensyn til minstevannføringskravet 9,5 m³/s i Stjørdalsvassdraget kan likevel skje.*»



Figur 3. Vannføring (simulerte) før/etter utbygging ved samtløp Funna basert på 50-prosentil verdier (Data fra NTE).

2.4 Vanntemperatur og isforhold

NVE, Hydrologisk avdeling har en rekke målepunkter for vanntemperatur i Stjørdalsvassdraget. Disse målepunktene har eksistert over lengre tid, og temperatur- og isforholdene er derfor godt beskrevet både før og etter reguleringen (Asvall 1995, 2000 a,b, 2001). Driften av Meråker kraftverk har ført til økt vanntemperatur om høsten og vinteren og lavere temperatur om våren og sommeren. I middel er reduksjonen i vanntemperaturen størst i mai-juni, med ca. 2 °C kaldere vann etter utbyggingen, og økningen er størst i september med ca. 1,5 °C varmere vann etter utbygging øverst i elva. Virkningene avtar nedover elva. Om vinteren er vanntemperaturen blitt høyere, i middel 0,5 °C i øvre del av elva. Når det er kaldt i lufta avkjøles vannet raskt, men ved mildvær tar det lengre tid, og den høyere vintertemperaturen er merkbart lenger nedover elva (Asvall 2001). Størrelsen på temperaturendringene særlig sommer og høst er bestemt av de meteorologiske forholdene (normal nedkjøling) og driften av kraftverket. Endringene er størst øverst i elva, fra Meråker og nedover til Øverkil.

På grunn av en jevnt høyere vintervannføring og høyere vanntemperatur etter siste regulering, går Stjørdalselva nå mer åpen nedstrøms Nustadfoss om vinteren, og er generelt stort sett åpen ned til Gudå. Også nedstrøms Gudå er det vanlig at elva går åpen uten isproduksjon ned til Meådal, på kalde dager bare ned til Renå. Herfra og ned til Flornes, og videre nedover til Forra dannes det mer bunnis og sarr enn før regulering i middels til streng kulde (Asvall 2001, Boe 2001, Carl A. Boe pers. medd.).

3 Metoder og datagrunnlag

3.1 Hydraulisk kartlegging og modellering

Hovedformålet med denne kartleggingen og modelleringen, er å beregne vanndekket areal ved ulike vannføringer for å etablere sammenhengen mellom de to parameterne i Stjørdalselva i Meråker kommune. Samtidig beregner den todimensjonale modellen hydrauliske parametere som vannhastighet, vanndybde og skjærspenning i horisontal plan, som kan benyttes f.eks. i analyser av habitatforhold for fisk eller bunndyr. Dagens vannføring i Stjørdalselva er påvirket av vannkraftutbygging i flere trinn. Det er svært gode målte data ved samløp Funna som beskriver vannføringen i Stjørdalselva etter siste regulering.

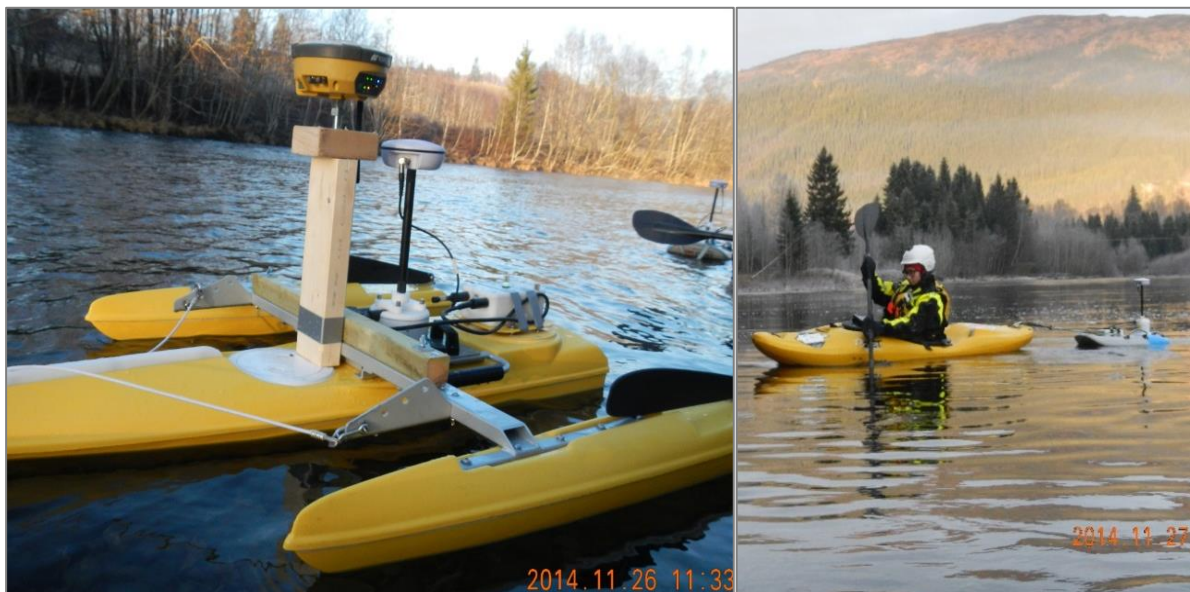
For å kunne vurdere effekten som reguleringene har på fiskebestanden, blir dagens vannføringsregime sammenliknet med vannføringsregimet slik det var i helt uregulert tilstand. Det finnes ikke gode målte data som kan benyttes som grunnlag. Det er derfor valgt å benytte oppskalerte data fra målestasjonen Høggås bru, som ligger i sidevassdraget Forra. Feltkarakteristikkene til hovedvassdraget og til Forra er sammenlignbare og dette gir et likt avrenningsmønster.

3.1.1 Hydraulisk modell

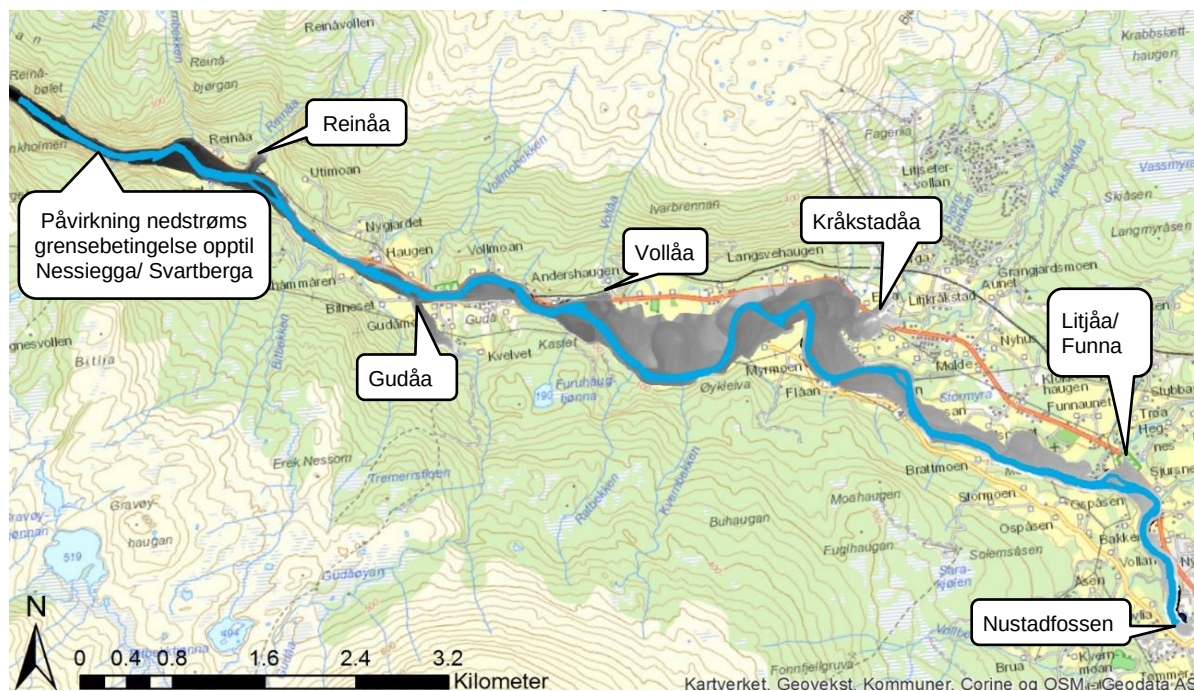
Den hydrodynamisk-numeriske modellen RiverFlow2D Plus og programvaren SMS 12.1.2 ble brukt til å modellere strekningen av Stjørdalselva fra Nustadfossen i Meråker til Hovstadmoen ved grensen til Stjørdal kommune. Vanndekket areal, vanndybde og vannhastighet midlet over dybde ble beregnet for ulike vannføringer mellom 5 m³/s og 50 m³/s.

3.1.2 Terrengmodell

Elvestrekningen er ca. 14 km lang (Figur 5). Terrengmodellen ble bygd opp ved bruk av laserdata og målte bunndata. Bunndataene ble målt med ADCP montert på/ slept etter kajakk (Figur 4) i kombinasjon med vannlinje- og vannstandsmålinger med GNSS (Topcon TopNETlive RTK korreksjon).



Figur 4. Måling med ADCP montert på målebåt slept etter kajakk (venstre), GNSS montert på målebåt sammen med ADCP (høyre).



Figur 5. Oversikt over den modellerte elvestrekningen; terreng interpolert fra laserdata (grått) og fra oppmåling med ADCP (blått).

Bunnkoter ble beregnet ved å trekke målte vanddybder fra målte vannstander. Strekningen ble padlet flere ganger, slik at hele strekningen var dekket med mellom 1 og 3 spor. Bunngeometrien i hovedelveløpet, dvs. den delen av elva som ikke var gjengitt av laserdataene, fordi vanlig laser ikke måler under vann, ble interpolert fra bunnmålingene.

Vannstander langs elvestrekningen ble målt på to måter. Vannlinjepunkter ble målt manuelt med GNSS. Samtidig med ADCP målingene ble vannstandsverdier målt automatisk med konstant intervall på noen sekunder ved bruk av GNSS montert på målebåt (Figur 4). Terrengmodellen ble bygd opp med celledimensjon 1 m x 1 m. Denne oppløsningen er tilstrekkelig til formålet av den hydrauliske modellen. Koordinatsystem Euref 89 UTM sone 32 og høydesystem NN2000 ble brukt for alle stedfestede data.

Tabell 2. Grensebetingelser for modellsimuleringene, vannføring (m^3/s) og vannstand (moh.).

Oppstrøms grensebetingelse Vannføring, Q	Nedstrøms grensebetingelse Vannstand, H
5	66,70
10	66,70
15	66,75
20	66,75
25	66,75
30	66,80
34 (kalibrering)	66,80
40	66,85
50	66,90

Tabell 3. Normalavrenning (m^3/s) i de største sideelver og -bekker av Stjørdalselva på strekningen Nustadfossen - Hovstadmoen.

Sideelv	Vannføring, normalavrenning 1961-1990
Reinåa	0,92
Gudåa	1,08
Vollåa	0,25
Kråkstadåa	0,41
Funna/Litjåa	0,88

3.1.3 Grid og grensebetingelser

Beregningsgriddet ble bygd opp som ustrukturert grid med triangulære elementer. To forskjellige oppløsninger ble brukt; høyere oppløsning i hovedløpet og på elvebredden, og lavere på elveslettene. Gjennomsnittlig lengde til en trekants elementside ble valgt til henholdsvis 2 m og 5 m for områder med høy og lav oppløsning. Elvens og terrengets ruhet (strømningsmotstand), uttrykt ved Mannings ruhetstall, ble lagt inn i modellen. Det ble skilt mellom elvens hovedkanal, elvebredd og elveslette. Som oppstrøms grensebetingelse ble det lagt inn konstant vannføring (Tabell 2). Betingelsen ved nedstrøms grense av modellen ble satt som gitt vannstand, estimert for de ulike vannføringsverdiene ut ifra målt vannstand under feltarbeid (66,8 m.o.h. ved $34 \text{ m}^3/\text{s}$). Nedstrøms grensebetingelsen påvirker vannstanden et stykke oppover elva. Ut ifra bunntopografien og flybilder av elva er det vurdert at påvirkningen kan rekke opptil innsnevringen av elva nedstrøms øya i høyresvingen ved Nessiegga/Svartberga (Figur 5). Modellresultater for strekningen derfra nedstrøms (ca. 1,4 km) bør derfor ikke brukes.

Vannføringer av større sideelver og -bekker ble lagt inn som normalavrenning 1961-1990 for kalibreringsvannføringen på $34 \text{ m}^3/\text{s}$ (Tabell 3). For alle andre modellerte vannføringer ble verdiene skalert med forholdet mellom tilsvarende vannføring og kalibreringsvannføringen.

3.1.4 Kalibrering og usikkerhet

Modellen ble kalibrert med en vannføring på $34 \text{ m}^3/\text{s}$. Verdien tilsvarer ca. gjennomsnittlig vannføring under oppmålingen 26.-27. november 2014 (Tabell 4). Grunnlag for kalibreringen var sammenligning av vannstandsverdier fra de manuelle målingene av vannlinjepunkter med verdiene beregnet av modellen. Ruhetsverdiene ble variert til avvik mellom beregnede og observerte vannstandsverdier var minst. Ruhetsverdiene benyttet i alle modellsimuleringene etter kalibrering er vist i Tabell 5.

Verdiene er rimelige ift. intervaller gitt i litteraturen (Chow, 1959; NVE, 2010) for lignende elvekarakteristikk.

Tabell 4. Resultat av vannføringsmålinger under feltarbeid for oppmåling av bunngeometrien 26.-27. november 2014.

Måling	26.11.2014 (m^3/s)	27.11.2014 (m^3/s)
1	36,0	33,8
2	37,9	33,5
3	35,3	33,8
4	35,6	32,2
5	36,7	30,7
6	-	31,6
Gjennomsnitt	36,3	32,6

Tabell 5. Mannings ruhetstall for ulike overflater benyttet i hydraulisk modell av Stjørdalselva.

Overflate	Mannings ruhetstall M i $m^{1/3}/s$ ($n = 1/M$)
Elv hovedløp	30 (0,033)
Elvebredd, øyer - busker	15 (0,065)
Elveslette	25 (0,040)

Tabell 6. Avvik mellom beregnet og målt vannstand på ulike elvestrekninger, ved kalibrering på $34 \text{ m}^3/s$.

Sted	Avvik sim.-obs. i m
Reinåa - Gudåa	opptil -0,3
Gudåa - Vollåa	mellom -0,1 og +0,2
Nedstrøms Kråkstadåa	opptil +0,3
Ved Funna/Litsjøa	-0,05 til +0,3
Funna - Nustadfossen	opptil +0,2

Modellen viste varierende avvik mellom modellerte og målte vannstander langs elvestrekningen. Grovt sett beregnet modellen lavere vannstander enn observert i nederste delen av elvestrekningen (nedstrøms sideelva Gudåa), og høyere vannstander enn observert i øvrige delene. Ut ifra kalibreringen må det regnes med en usikkerhet i beregnede vannstander på $\pm 0,3 \text{ m}$. Årsaker til unøyaktighet i modellberegningene er hovedsakelig unøyaktigheter i terrengmodellen og oppmålingene. Særlig elvebreddene og områder mellom hovedkanalen (vanndekket under laseroppmåling) og elveslettene, som ikke ble dekket under ADCP målingen, er delvis dårlig gjengitt som følge av interpolering. Sammenligning av enkelte terrengpunkter målt med GNSS og interpolert fra laser og ADCP målinger viste avvik mellom -0,2 m og +0,2 m. Variasjonen i vannføring under ADCP målingene 26. og 27. november 2014 bidrar også til avvikene (jf. Tabell 4).

3.2 Kartlegging av elveklasser, substrat og skjul

3.2.1 Elveklasser

Kartlegging av elvetyper (mesohabitat) er basert på observasjoner av fysiske kriterier som overflate, helningsgradient, vannhastighet og vanndybde (Borsanyi m.fl. 2004). Dette er en metode som er angitt i miljøhåndboka (Tabell 7). Ved klassifisering av overflate skilles det mellom glatt og turbulent overflate. Dersom helningsgradient av elvepartier er større enn 4% betegnes den som bratt og ved helningsgradient mindre enn 4% betegnes elvestrekningen som moderat. Vannhastigheter større enn $0,5 \text{ m/s}$ betegnes som hurtig, mens mindre enn $0,5 \text{ m/s}$ betegnes som langsom. Det skilles også mellom grunnere og dypere områder i metoden, og skillet går ved 70 cm dybde.

3.2.2 Substrat

Strekninger med homogent substrat blir klassifisert visuelt til fem klasser, der det dominante (mest vanlige) og sub-dominante substratet bestemmes (på bakgrunn av substratstørrelse). Substratet er delt inn i følgende kategorier:

- 1 = Sand (0 - 2 cm)
- 2 = Grus og småstein (2 – 12 cm)
- 3 = Stein (12 - 29 cm)
- 4 = Stor stein og blokk (> 30 cm)
- 5 = Fast fjell

Tabell 7. Oversikt over elvetyper (mesohabitat) og deres fysiske kriterier.

Mesohabitat	Overflate	Gradient	Vannhastighet	Vanndybde	Elvetype
B1	Glatt	Moderat	Hurtig	Grunn	Blankstryk
B2	Glatt	Moderat	Hurtig	Dyp	Blankstryk
C	Glatt	Moderat	Langsom	Dyp	Kulp
D	Glatt	Moderat	Langsom	Grunn	Grunnområder
F	Turbulent	Bratt	Hurtig	Grunn	Stritt stryk/foss
G2	Turbulent	Moderat	Hurtig	Grunn	Turbulent stryk



Figur 6. Illustrasjon av skjulmåling i bunnsubstratet. Foto: Jo Vegar Arnekleiv

Sammensetningen av elvesubstratet vil i stor grad være avgjørende for om et elveområde er egnet som oppvekstområde for ungfisk av laks og ørret. Fast fjell, leire og løsbunn (mudder, silt og sand) er uegnet for laksunger siden slik elvebunn ikke gir hulrom som kan fungere som skjul. Litt forenklet kan man si at produksjonsevnen for laksunger øker med økende tilgang av skjul i passende størrelse. Kategori 1 og 5 er tilnærmede nullområder, der det forventes svært lite ungfisk av laks. Kategori 2 er områder med gytesubstrat, mens kategori 3 og 4 er leve- og oppvekstområder for eldre yngel (parr). Det ble gjennomført en bonitering med kartlegging og klassifisering av substratet i 2006, men dette ble utført uten skjulmålinger (Berger m.fl. 2007). I 2012 utførte Norsk Institutt for naturforskning bonitering med kartlegging av substrat, mesohabitat og skjulmålinger. Skjulmålinger er seinere også utført av NTNU Vitenskapsmuseet og Sweco.

3.2.3 Skjul

Hvor egnet områdene er innenfor substratklassene bestemmes ved skjulmålinger, slik at substratkartleggingene primært er et utgangspunkt for slike målinger. Sub-dominerende substrat kartlegges ved å kombinere substratkategoriene ovenfor. En slik kombinasjon gir større mulighet for å vurdere egnetheten av leveområder for fisk av ulik størrelse (Finstad m.fl. 2007; 2009). Eksempelvis vil områder med grovt substrat (dominerende) som er fortettet med finsubstrat (sub-dominerende) gi færre hulrom og være mindre egnet som oppvekstområde for ungfisk, enn lignende områder uten innslag av finstoff. På tilsvarende måte som for elveklasser ble endringer i dominerende og sub-dominerende bunnsubstrat registrert ved hjelp av GPS der veipunkt og substratkategori ble notert på feltskjema. Tilgang til skjul ved bruk av hulrom mellom steiner er viktig for vekst og overlevelse da laksunger tilbringer mye av oppveksten mellom steiner i substratet.

Antall og størrelse på skjul kvantifiseres ved å måle hvor mange ganger en 13 mm tykk plastslange kan føres inn i hulrom mellom steiner innenfor en kvadratisk stållamme på 0,25 m². Størrelsen på hulrommene blir bestemt ut fra hvor langt ned mellom steinene plastslangen kan føres og deles opp i tre skjulkategorier; S1: 2-5 cm, S2: 5-10 cm, og S3: > 10 cm. Tre skjulmålinger gjøres i transekt, hvorav én måling så langt ut i elva som mulig, én måling ved bredden og én mellom de førstnevnte. Stållamma blir tilfeldig kastet ut innenfor undersøkelsesområdet og det beregnes et gjennomsnittlig antall skjul for hver kategori i hvert transekt. Verdiene blir deretter summert for å gi en

verdi for «vektet skjul» ($S1 + S2 \times 2 + S3 \times 3$). Hulromskapasiteten for vektet skjul klassifiseres på en skala fra 1 til 3, hhv. lite (< 5), middels ($5 - 10$) og mye skjul (>10). Data på skjul, substrat og mesohabitat fra Norsk Institutt for naturforskning fra studieområdet ble benyttet i analysene, i tillegg til data fra Vitenskapsmuseet (Berger m.fl. 2007) og data fra Sweco.

3.3 Kartlegging av forekomst og spredning av gytehabitat

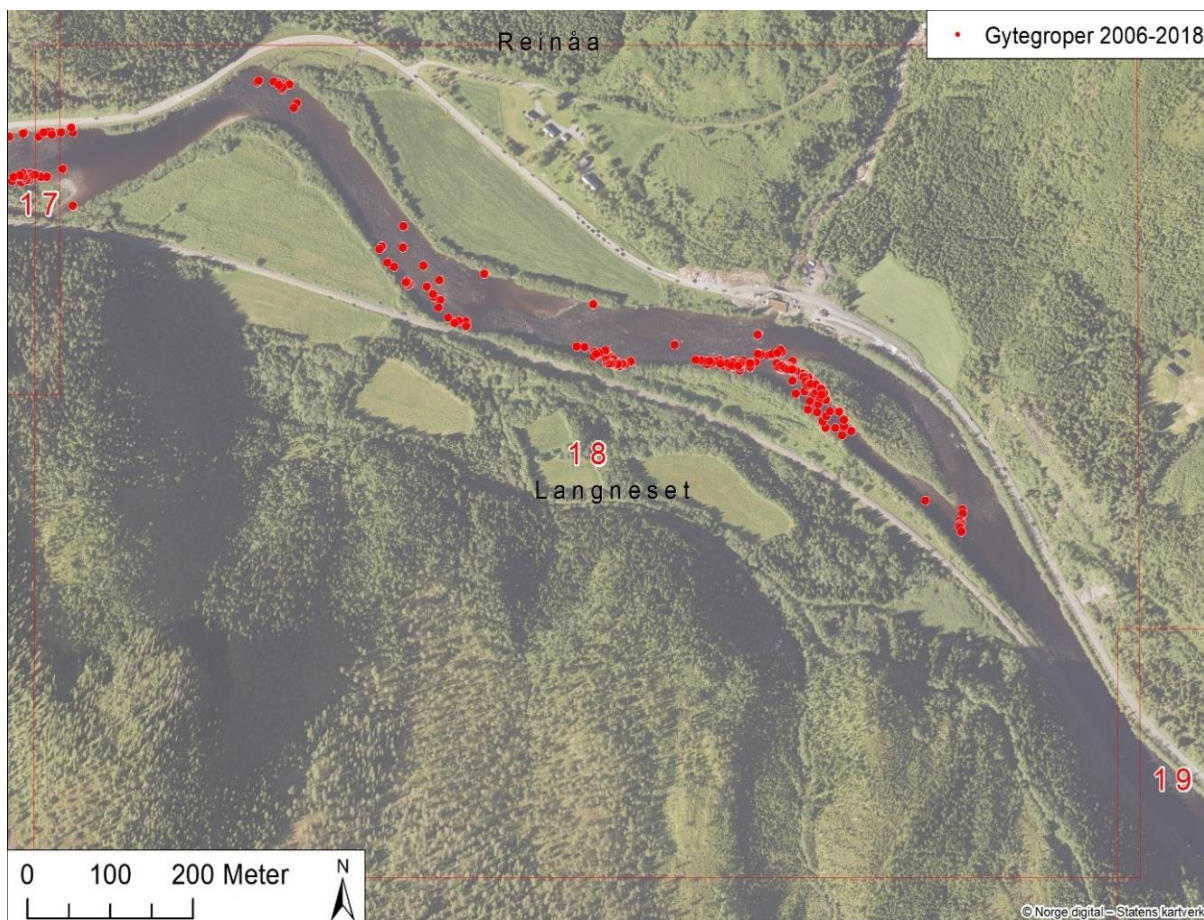
3.3.1 Metode

Gytegroper ble registrert i slutten av oktober eller begynnelsen av november (antatt hovedgytetidspunkt for laks) hvert år i 2006-2018. Det ble benytta to gummibåter med elmotor og to personer i hver båt. Gytegroper ble observert mens en kjørte nedover elva eller stoppet opp og undersøkte nøyere ved vading i elva. Båtlagene kjørte i sikk-sakk nedover fra bredd til bredd og kunne observere gytegroper ned til et dyp på 2-3 m. Det ble raftet ned de strieste strykpartiene. Her ble gytegroppregistreringer kun foretatt fra land/vadbart dyp. Alle registrerte gytegroper fra land/båt ble stedfestet ved hjelp av håndholdt GPS (Garmin GPSMAP 60 CXs). Dataene ble etterpå overført til digitalt kart over Stjørdalselva. Registreringene ble foretatt fra Nustadfoss og ned til samløp Forra, men data benyttet i dette prosjektet er fra Nustadfoss til kommunegrensa med Stjørdal. Vannføringen og sikten i elvevatnet påvirker i stor grad observasjonsforholdene. I 2007 og 2012 var det vanskelige observasjonsforhold med noe høye vannføringer og dårlig sikt i vannet. Dette kan ha bidratt til en underestimert registrering av gytegroper. De andre årene var det gode forhold og i 2013 og 2014 uvanlig gode observasjonsforhold med lav vannføring og gode siktforhold.

Gytegroper av laks har vanligvis en oval til mer rektangulær form med lengdeutstrekning i strømretningen (Lund m.fl. 2006). Lengst motstrøms er det vanligvis en klart definert fordypning, og bak denne «potta» ligger oppgravd grus vanligvis som en rygg nedstrøms. Gytegroppene framstår oftest som lysere felter siden oppgravd grus og gropa har mindre begroing av alger og mose enn urørt steinbunn rundt. Størrelsen på slike groper avhenger både av fiskens størrelse og vannhastigheten i området. Ved graveforsøk uten gyting mangler vanligvis en klar definert fordypning i forkant, men det kan være vanskelig å skille på groper hvor det er gytt, og groper som er avsluttet uten gyting. Gytegroppene til ørret har vanligvis en noe rundere form enn hos laks og gropene ligger vanligvis noe grunnere og nærmere land. Men dette kan variere, og stor ørret kan ha like store groper som laks. For sikker artsbestemmelse bør en grave i egglommene for å finne egg som kan analyseres genetisk for sikker artsbestemmelse. Vi har ikke utført slike analyser og oppgir bare totalantallet groper av laks/ørret. Ut fra forholdstallet laks/ørret i fangstene og i ungfiskundersøkelsen vil vi anta at over 90 % av observerte gytegroper er av laks.

3.3.2 Kartlagte gytegroper 2006-2018, fordeling og beregning av gyteareal

Som grunnlag for å beregne gyteareal og fordeling av gyteareal/gytehabitat, ble årlige gytegroptellinger i perioden 2006-2018 lagt til grunn. Mengden gytegroper har variert mye mellom år, men det er de samme gyteområdene som i stor grad benyttes hvert år. En kumulativ tetthet og fordeling av gytegroper i perioden 2006-2018 er vist som kartplott for ulike områder for hele elvestrekningen i vedlegg 3, mens Figur 7 viser eksempel på fordelingen i et område av elva. For hver elveklasse (segment) ble gytehabitat klassifisert i henhold til tabell 8 ved å anslå andelen av segmentet hvor gyting hadde forekommet samt avstand til nærmeste gyteområde (inkludert områder i andre segmenter).



Figur 7. Kumulativ tetthet og fordeling av registrerte gytegroper på en strekning i Stjørdalselva i Meråker kommune 2006-2018. Unøyaktige GPS-posisjoner og/eller upresist kartgrunnlag i forhold til reell vannlinje kan være årsak til at enkelte gytegroper tilsynelatende ligger på land.

3.4 Hydrologisk variasjonsanalyse og temperaturdata

3.4.1 Sammenheng mellom vanndekt areal og vannføring

Vanndekt areal for hele strekningen fra Nustadfossen til nedstrøms øya i høyresvingen ved Nessiegga/Svartberga (se Figur 4 for beliggenhet) ble beregnet for de modellerte vannføringene (Tabell 9). Basert på disse verdiene ble det tilpasset en kurve som beskriver sammenhengen mellom vannføring og vanndekket areal, vha. NVE sin programvare VFKURVE3.

Tabell 8. Klassifisering av gytehabitat basert på gytearealets størrelse (innenfor hvert segment) og spredning (gjennomsnittlig avstand mellom gytehabitat på tvers av segment). Grensene for lite, moderat og mye gytehabitat er omtrentlige (fra Miljøhåndboka).

		Mengde av gytehabitat som % av elveareal		
		Lite (< 1 %)	Moderat (1-10 %)	Mye (>10 %)
Avstand mellom gytehabitat (på tvers av segment)	Stor (>500m)	Lite	Lite	Moderat
	Moderat (200-500 m)	Lite	Moderat (1-10 %)	Mye (>10 %)
	Lite (<200 m)	Moderat	Mye	Mye (>10 %)

Tabell 9. Vanndekt areal (km²) ved ulike vannføringer (m³/s) på strekningen Nustadfoss - Nessiegga/Svartberga.

Vannføring Q	Vanndekket areal A
5	0,419
10	0,473
15	0,509
20	0,536
25	0,559
30	0,579
34	0,594
40	0,610
50	0,632

Kurven har følgende funksjon:

$$Q = c(A - A_0)^b$$

der Q er vannføringen (m³/s); A er vanndekt areal (km²); A₀, b og c er konstanter.

Analysen ble beregnet mellom 0 og 70 m³/s og ga en kurve (Figur 8) med to segmenter (henholdsvis for vanndekket areal lik/lavere og høyere enn 0,427 km²), og følgende verdier for konstantene:

Segment 1 (≤ 0,427 km²) Segment 2 (> 0,427 km²)

c₁ = 40,415

c₂ = 829,732

A_{0,1} = 0,013

A_{0,2} = 0,211

b₁ = 2,321

b₂ = 3,304

Passform («goodness of fit») for modellen til data, R² = 0.996

Relativ usikkerhet for maks. areal (A = 0,63 km²): 12 %

Relativ usikkerhet for normalområde (0,51 km² < A < 0,59 km²): 9 %

Relativ usikkerhet for min. areal (A = 0,42 km²): 19 %

3.4.2 Hydrologisk variasjonsanalyse

Hensikten med reguleringen i Stjørdalsvassdraget er primært å holde igjen deler av vannet under vårflom og høstflom, for så å kunne produsere mer kraft på vinteren når behovet er størst og tilsiget minst. Hvordan vannføringen er endret gjennom året er vist i Figur 9. Av figuren går det fram at reguleringene har ført til redusert vannføring i mai og juni, mens vannføringen gjennom vintermånedene har økt. I perioden fra juli til tidlig i november er det kun mindre endringer i gjennomsnittlig vannføring.

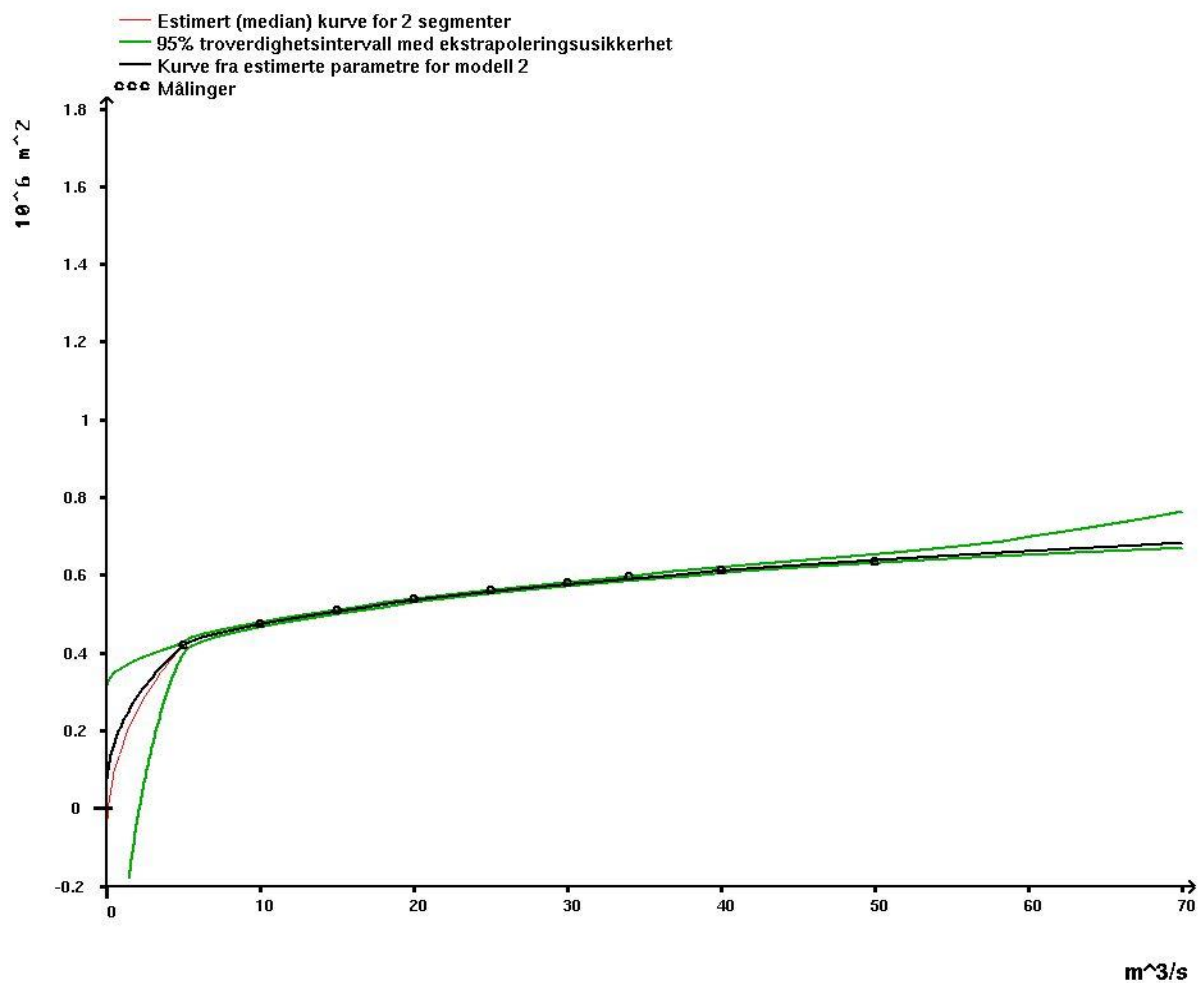
Midlere vintervannføring (1. oktober – 30 april) i perioden 1994/95 til 2015/16 i regulert tilstand, og slik den ville vært i uregulert tilstand er vist i Figur 10. Det går fram at det er store variasjoner i vintervannføring mellom år. En betydelig del av dette kan forklares med at vårflommen inntreffer til ulikt tidspunkt. I mange av årene vil det meste av vårflommen komme i sommerhalvåret (etter 1. mai). Dette vil gi en lav midlere vintervannføring. Samtidig er det tydelig at reguleringen har gitt en høyere vintervannføring enn det som ville ha vært situasjonen uten regulering. Dette gjelder for de aller fleste årene.

Midlere regulert sommervannføring (1. mai – 30 september) i perioden 1994-2016 er sammenliknet med vannføringen slik den ville vært i uregulert situasjon i samme periode i Figur 11. De fleste år

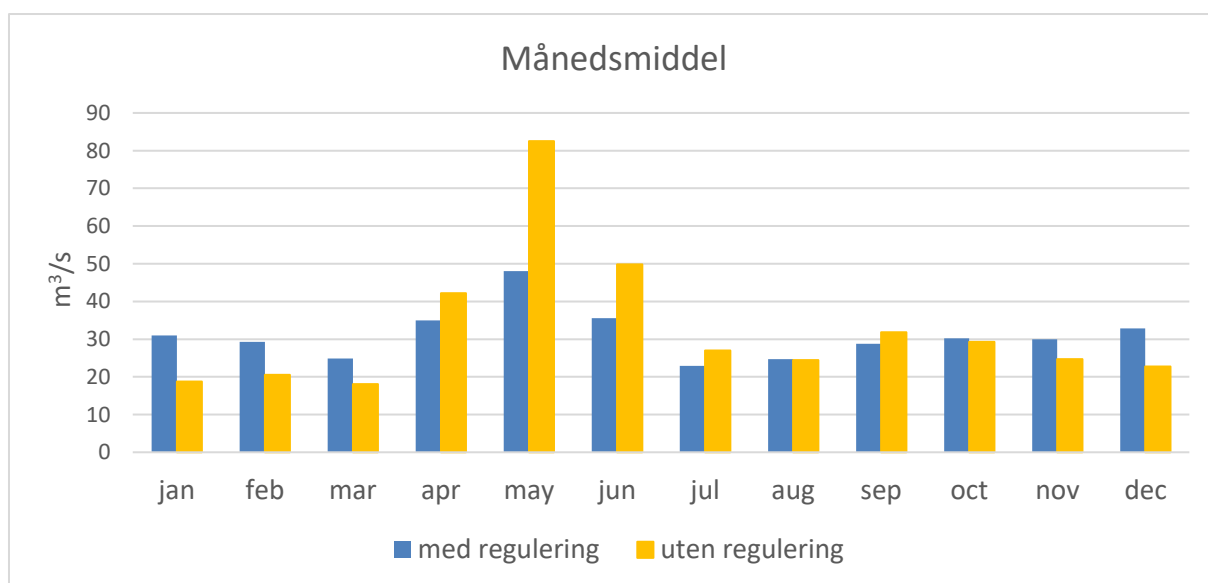
har det blitt en lavere midlere vannføring i sommerhalvåret etter regulering. Dette skyldes i hovedsak at det meste av vårflommen holdes igjen i magasinene for kraftproduksjon til vinteren. Svært lave vannføringer på vinteren kan være begrensede for lakseproduksjonen i vassdrag. Et relevant mål på hvor lav vannføringen er mellom år er den såkalte «laveste ukesmiddel». Dette er den perioden over sju dager med laveste gjennomsnittsverdi for vannføring i perioden. Det er derfor nyttig å se på hvordan laveste ukesmiddel har endret seg med reguleringen av Stjørdalselva (Figur 12 og 13). Laveste ukesmiddel i vintersesongen (Figur 12) har økt betraktelig på grunn av reguleringen. Dette gjelder for alle år i den undersøkte perioden. I sommersesongen er det også en klar tendens til at laveste ukesmiddel er økt etter regulering (Figur 13), men i sommersesongen er ikke denne tendensen like tydelig som for vintersesongen. Reguleringen har medført en positiv økning av laveste ukesmiddel for alle år i vintersesongen. For sommersesongen har laveste ukesmiddel blitt økt som følge av reguleringen i 19 av 22 år.

Hvor ofte ulike vannføringer opptrer i dagens situasjon er sammenliknet med slik det ville ha vært uten regulering i Figur 14. Det er en klar konklusjon at reguleringen medfører at det går lengre mellom episoder med høye vannføringer. Det samme gjelder også episoder med svært lave vannføringer; disse opptrer langt sjeldnere etter regulering enn det som var situasjonen før regulering. Vannføringer lavere enn ca. $10 \text{ m}^3/\text{s}$ opptrådte i ca. 10 % av tiden i uregulert tilstand (Figur 14). Etter reguleringen oppstår så å si ikke situasjoner med så lave vannføringer. Dette skyldes minste vannføringskravet som er $9,5 \text{ m}^3/\text{s}$ ved samløp Funna. Mer spesifikt opptrer vannføringer større enn $34 \text{ m}^3/\text{s}$ sjeldnere nå enn før regulering.

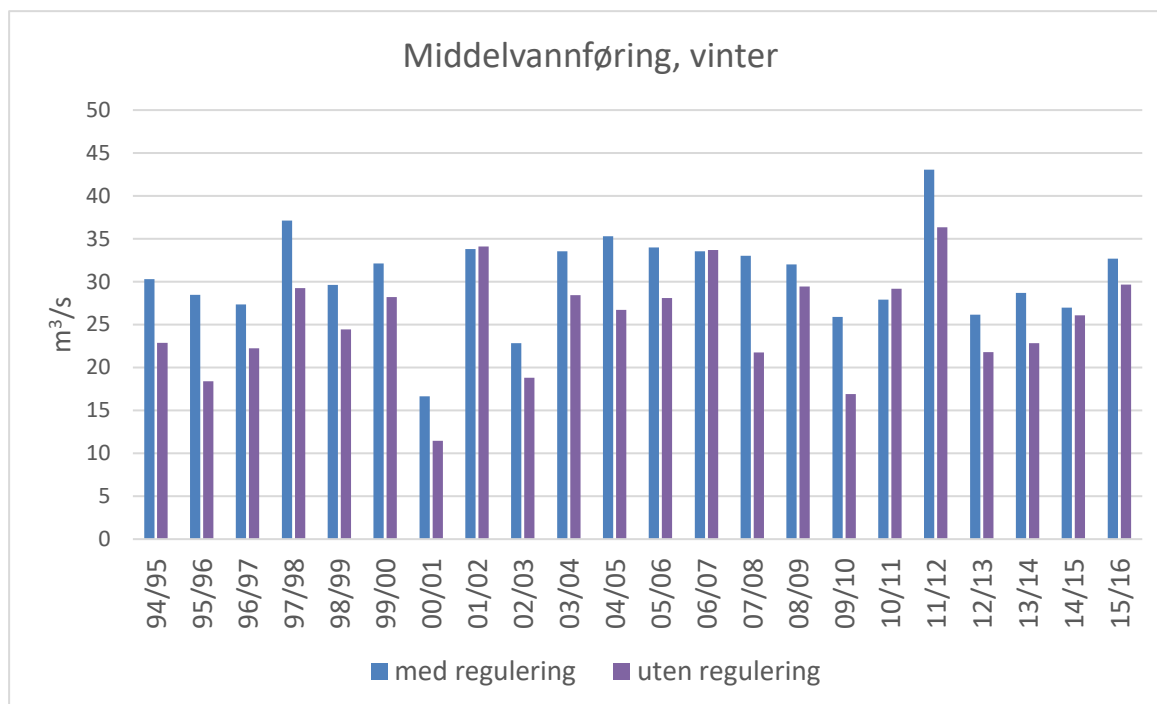
Varighetskurvene for vannføring er imidlertid svært forskjellig dersom vi ser på sommersituasjon og vintersituasjon for seg (Figur 15 og 16). I sommersituasjon opptrer midlere vannføringer generelt sett like hyppig som tidligere, mens de store flomeepisodene er vesentlig redusert. Den tydeligste endringen reguleringen medfører er at spesielt lave vintervannføringer ($\leq 9,5 \text{ m}^3/\text{s}$) nesten er fraværende etter regulering, mens slike lave vintervannføringer opptrådte i nesten 30% av tiden før regulering.



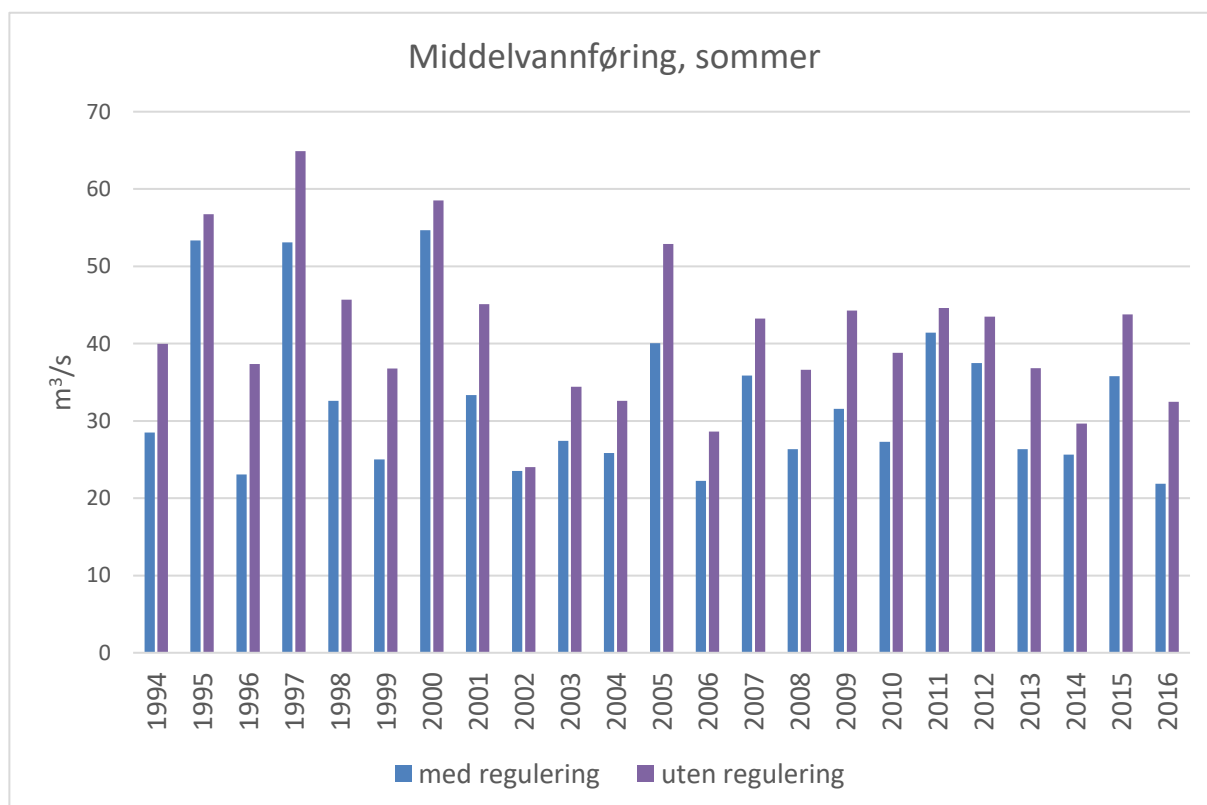
Figur 8. Sammenhengen (svart linje) mellom vannføring [m^3/s] og vanddekt areal [km^2] i intervallet 0-70 m^3/s i Stjørdalselva på strekningen Nustadfossen - Nessiegga/Svartberga. «Målinger» (svarte sirkler) er simulert vanddekket areal. De grønne linjene angir 95 % konfidensintervall, mens den røde linjen angir mediankurven fra to segmenter.



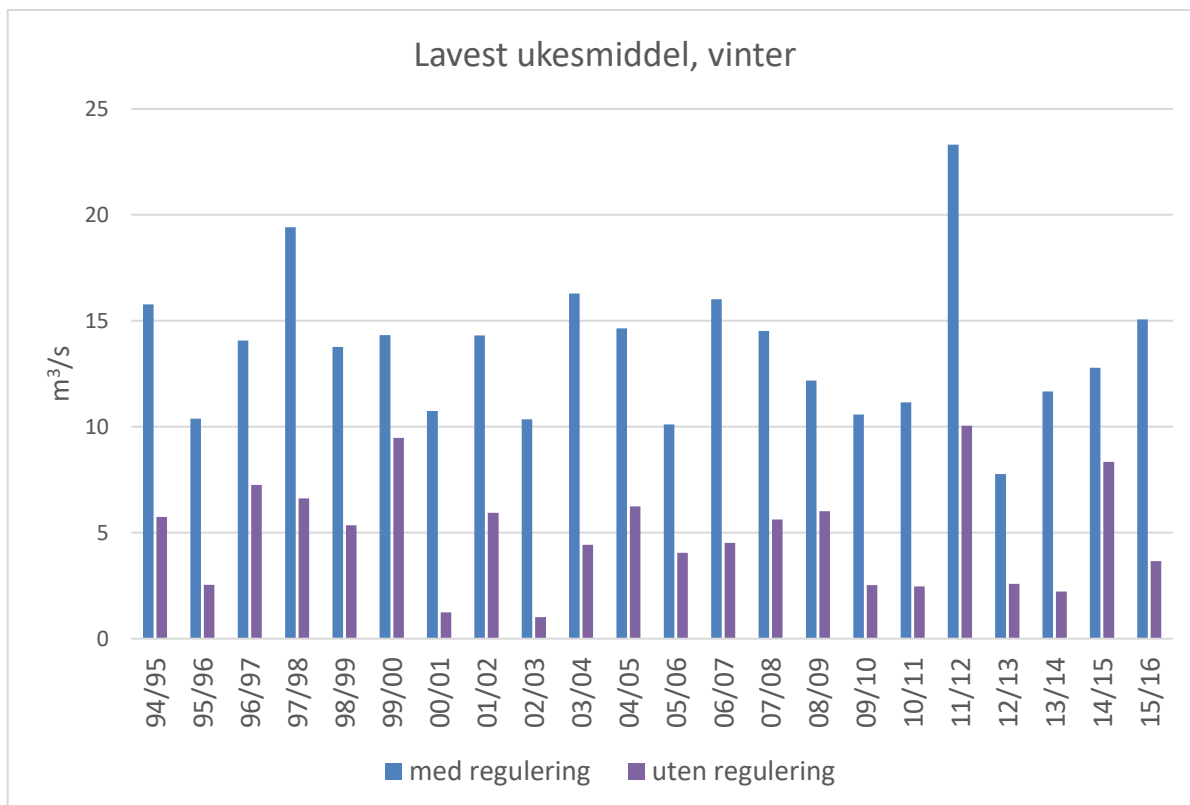
Figur 9. Reguleringenes påvirkning av vannføring i Stjørdalselva ved samløp Funna, fordelt pr. måned



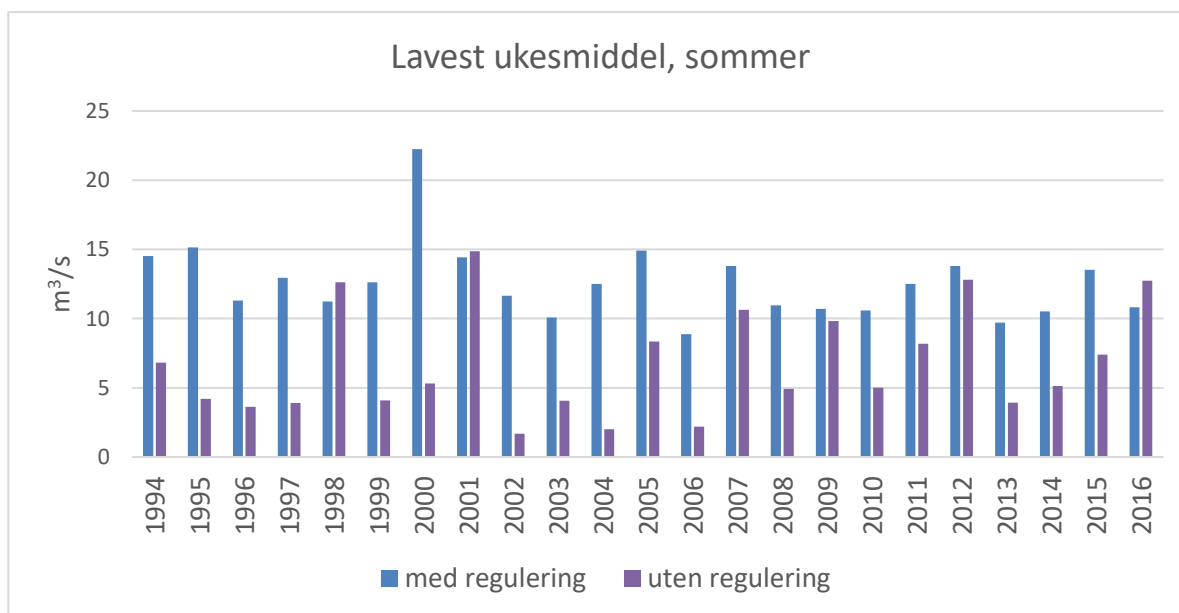
Figur 10. Midlereintervannføring i perioden 1994/95 til 2015/16 i regulert tilstand, og slik den ville vært i uregulert tilstand.



Figur 11. Midlere sommervannføring i perioden 1994 til 2016 i regulert situasjon og slik den ville ha vært i uregulert situasjon.

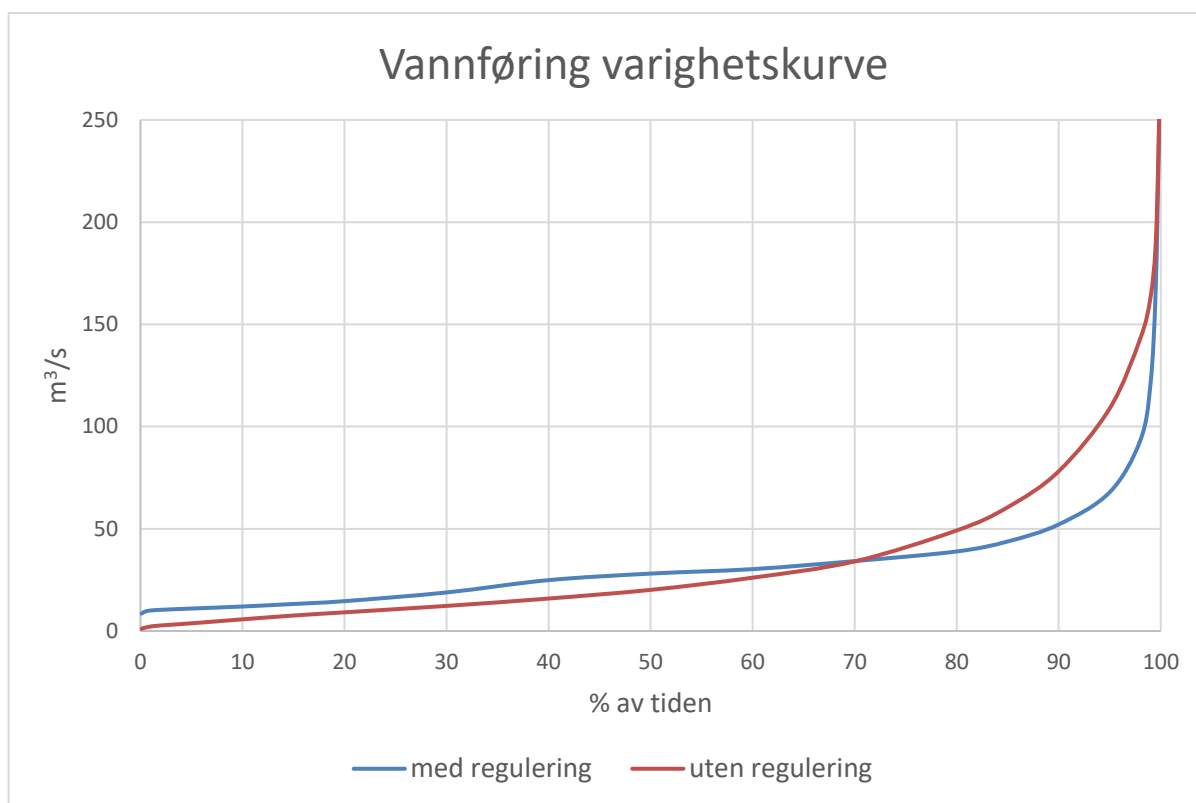


Figur 13. Laveste ukesmiddel vinter i perioden 1994/95 til 2015/16 for situasjonen med og uten regulering.

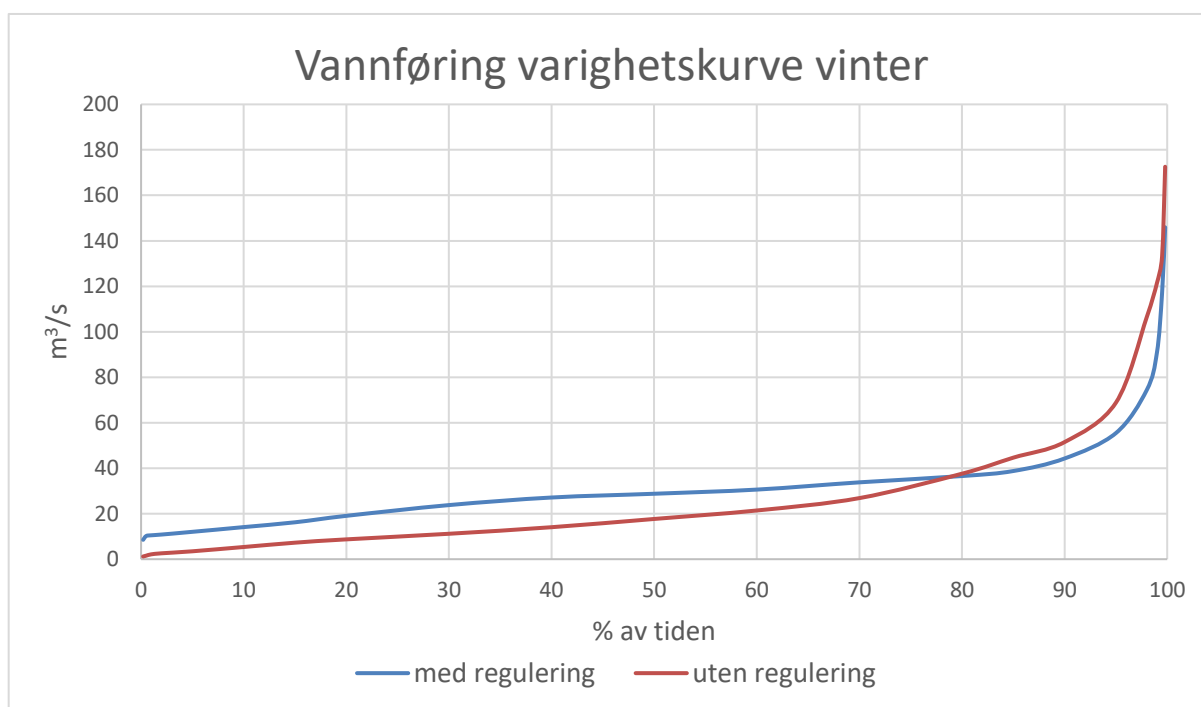


Figur 12. Laveste ukesmiddel sommer i perioden 1994-2016 for situasjon med og uten regulering.

Dersom gytingen på høsten skjer på høy vannføring, samtidig som at vannføringen i perioden mellom gyting og swim-up er svært lav, kan dette medføre innfrysing eller tørrelegging av rogn. Forholdet mellom vannføringen i perioden fra 15. oktober til 15. november (gytetiden) er derfor sammenlignet med laveste ukesmiddel i vintersesong. Dette er gjort både for upåvirket og regulert situasjon i Stjørdalselva (Figur 17 og 18). Samlet sett viser resultatene her at reguleringen har medført redusert differanse mellom midlere ukesmiddel i gytetyden sammenlignet med laveste

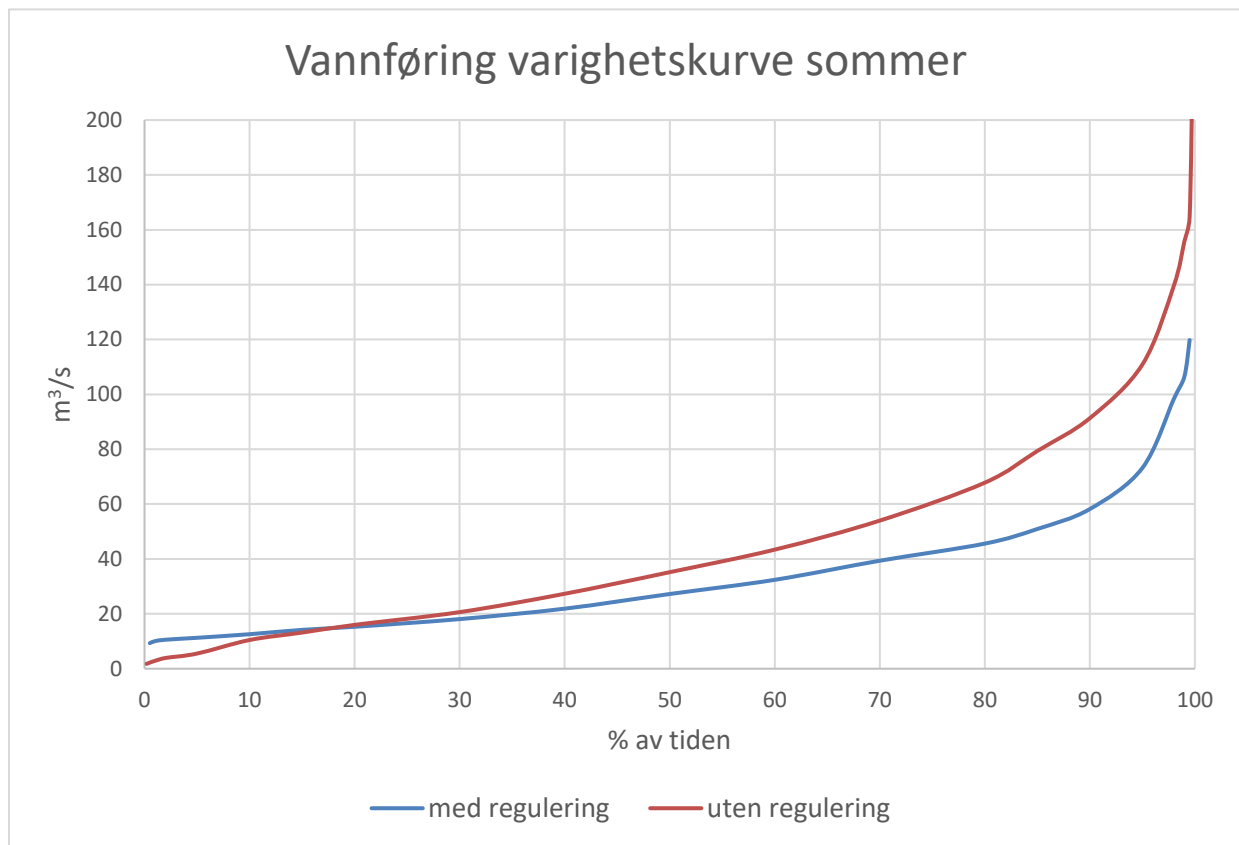


Figur 14. Varighetskurve for vannføring ved samløp Funna i regulert situasjon, og slik det ville ha vært i uregulert situasjon. Kurven er basert på timesverdier.

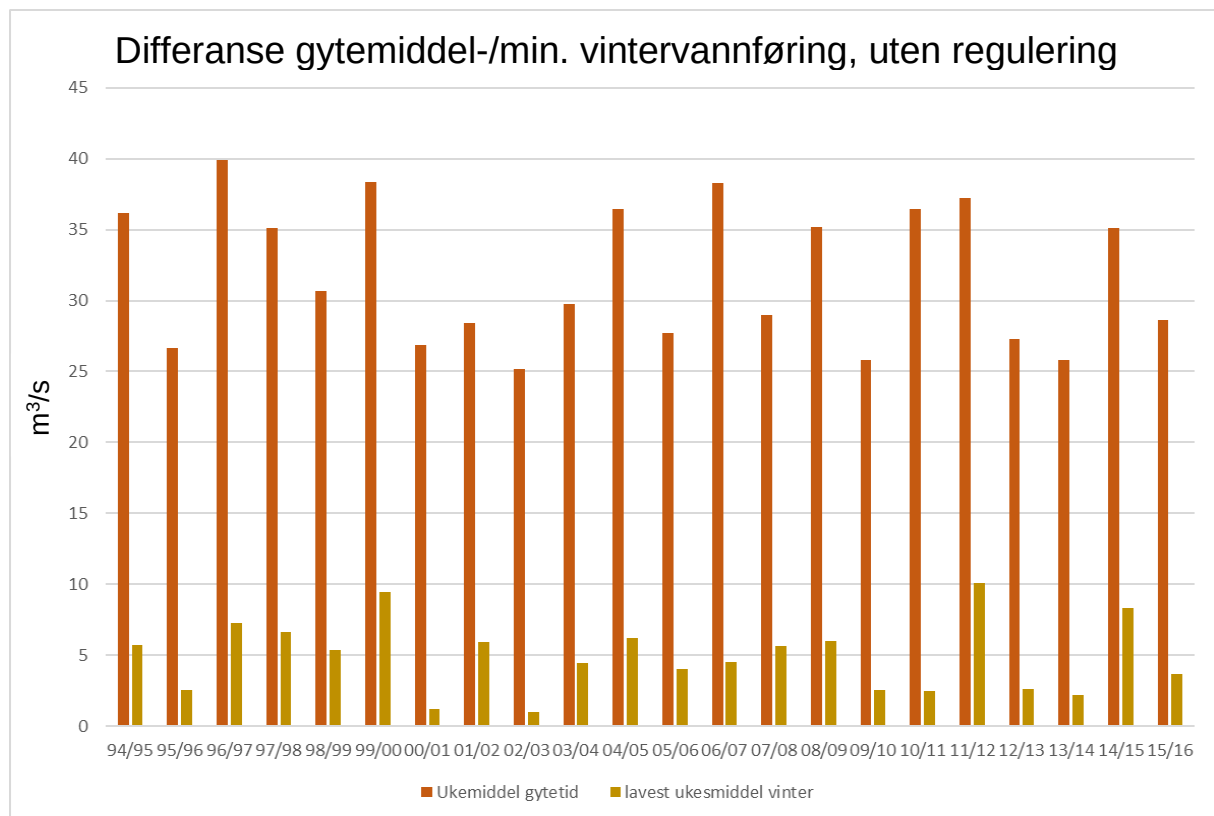


Figur 15. Varighetskurve for vannføring i vintersesongen med og uten regulering. Kurven er basert på timesverdier.

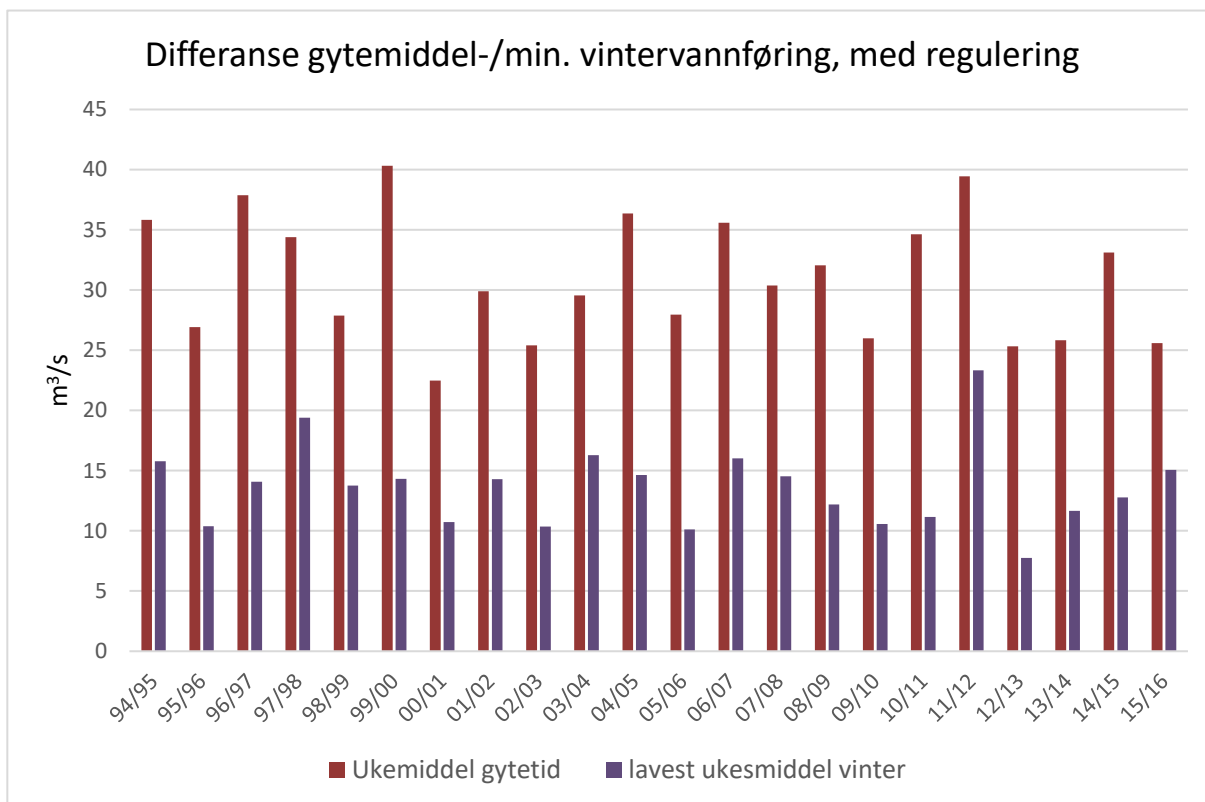
ukesmiddel i påfølgende vinter, og dette medfører i teorien lavere risiko for innfrysing av gytetroper.



Figur 16 Varighetskurve for vannføring i sommerhalvåret ved samløp Funna i regulert situasjon sammenliknet med uregulert. Kurven er basert på timesverdier.



Figur 17. Midlere ukemiddel i gyttetiden sammenlignet med laveste ukemiddel i vintersesong for en uregulert situasjon.



Figur 18. Midlere ukesmiddel i gytetiden sammenlignet med laveste ukesmiddel i påfølgende vintersesong for en regulert situasjon.

3.4.3 Evaluering av raske vannstandsvariasjoner

Manøvreringsreglementets pkt. 2 sier at alle endringer i vannføring skal skje ved myke overganger og at det må utvises spesiell forsiktighet ved reduksjon i vannføring. I Miljødirektoratets pålegg punkt 2 er det spesifikt bedt om en dokumentasjon på vannstandsendringer i øvre del av anadrom strekning de siste fem år før 2016 siden en slik analyse normalt ikke er en del av miljødesignkonseptet slik metoden er beskrevet i håndboka.

Det er gjort en analyse av hvor ofte raske vannstandsendringer skjer etter regulering av Stjørdalselva for perioden 1994-2013 og perioden 2014-2016 (Tabell 10). Bakgrunnen for dette tidsskillet er at NTE, på eget initiativ, strammet opp rutinene i 2014. Totalt for begge periodene har det vært 70 timesintervaller siden 1994 hvor reduksjonen i vannstand har forekommet raskere enn 15 cm pr. time og ytterligere 79 timesintervaller hvor reduksjonen i vannstand har vært mellom 10 og 15 cm pr. time. Det må her presiseres at dersom det i to påfølgende timer har skjedd raske vannstandsendringer, vil dette bli registrert som to hendelser i vår analyse. Antall episoder er derfor lavere enn det beskrevne antallet for antall timesintervaller.

Det er videre gjort en vurdering av om de raskeste vannstandsdroppene skyldes drifta i kraftverket, eller om de skyldes vannstandsdropp i elva etter flom. Det viser seg at ingen av episodene med vannstandsdropp større enn 15 cm/t kan forklares med drifta av kraftverket. For å gjøre denne analysen benyttet vi to datasett hvor det ene omhandler vannstand i elva med en avlesning pr time, mens det andre datasettet omhandler driftsvannføring i kraftverket med samme tidsoppløsning.

For de episodene med de raskeste vannstandsdroppene viste det seg at driftsvannføringen i kraftverket var stabil. Det kan imidlertid ikke utelukkes at f.eks. utformingen av overløpsterskelen i Tevla kan bidra til raskere vannstandsendringer enn det som er naturlig i elva. Datasettene viser at de raskeste vannstandsendingene skjer under svært høye vannføringer.

Tabell 10. Oversikt over timesintervaller med raske vannstandsendringer i periodene 1994-2013 og 2014-2019.

Endring pr time (cm)	Antall timesintervaller i perioden		Antall timesintervaller pr år	
	1994-2013	2014-2019	1994-2013	2014-2019
Dropp ≥ 15 cm	60	10	3,1	1,7
Dropp 10-15 cm	58	21	3	3,5
Dropp 5-10 cm	667	146	34,2	24,3
Stigning 5-10 cm	1708	552	87,6	92
Stigning 10-15 cm	285	88	14,6	14,7
Stigning ≥ 15 cm	171	44	8,8	7,3

Det er rimelig å anta at raske vannstandsendringer utgjør et mindre problem for fisk når de oppstår etter en kortvarig flomsituasjon, enn dersom de oppstår under ellers normale vannføringssituasjoner når fisken er spredd ut over hele det vanndekte arealet. Det er ikke gjort en egen kontroll i forhold til kraftverksdriften av alle episoder hvor vannstandsdroppet har vært mindre enn 15 cm, men det må antas at kraftverksdriften er en relevant årsak til mange av de mindre episodene med raske dropp i vannstand. Av Tabell 10 går det fram at det har vært betydelig færre episoder pr år med vannstandsdropp fra 5-10 cm/t i perioden 2014-2019 enn det var fram til endringene i rutiner i 2013.

Det kan være uheldig for yngel og næringsdyr når økningen i vannføring skjer veldig raskt, noe som kan føre til utspyling av næringsdyr og yngel. Det har vært 215 timesintervaller hvor økningen i vannstand har gått raskere enn 15 cm pr. time. Det er ikke gjort en egen analyse hvor stor andel av dette som skyldes naturlige forhold, og hva som skyldes økt pådrag i kraftverket, men det antas at det er noe av det samme bildet for raske stigninger som det som ble funnet for raske vannstandsdropp, nemlig at de episoder med svært store endringer primært skjer under flomforhold.

Raske vannstandsendringer er uheldig for overlevelsen hos laks- og sjørretunger. Det er vist til strandingsdødelighet på ungfiskbestander av både laks og ørret i flere regulerte vassdrag som følge av raske vannstandsendringer ved regulering (jf. Hvidsten & Koksvik 1985, Puffer 2014, Arnekleiv m.fl. 2017b). Eksperimenter utført i innhegninger i Nidelva (Trondheim) viste at hastigheten på vannstandsreduksjonen, sammen med temperatur, årstid og lysforhold, var de viktigste faktorene for strandingshyppighet (Saltveit m.fl. 2001). Eksperimenter med ørret i innendørs renner viste at strandingsdødeligheten kunne reduseres med redusert hastighet på vannstandsøkningen til <10 -13 cm pr. time, eller ved at arealene kun ble tørrlagt i mørke (Halleraker m.fl. 2003).

NTE har i kommentar til Miljødirektoratets pålegg anført at de siden 1996 har hatt en streng praksis som gjør at vannføringen i Stjørdalselva ikke skal reduseres med mer enn 2,0 m³/s pr. time. Dette skal gi en senkning av vannspeilet på mindre enn 3 cm/t. Resultatene av analysen av raske vannstandsvariasjoner viser at de største endringene skjer under flomforhold, og ikke har sin årsak i kraftverksdriften. Resultatene tyder ikke på at raske vannstandsendringer som følge av kraftverksdriften er et problem i Stjørdalselva i dag.

3.4.4 Temperaturdata

Temperaturanalyse

Grunnlag for analysen av vanntemperatur er målte vanntemperaturdata fra følgende stasjoner (vedlegg 1):

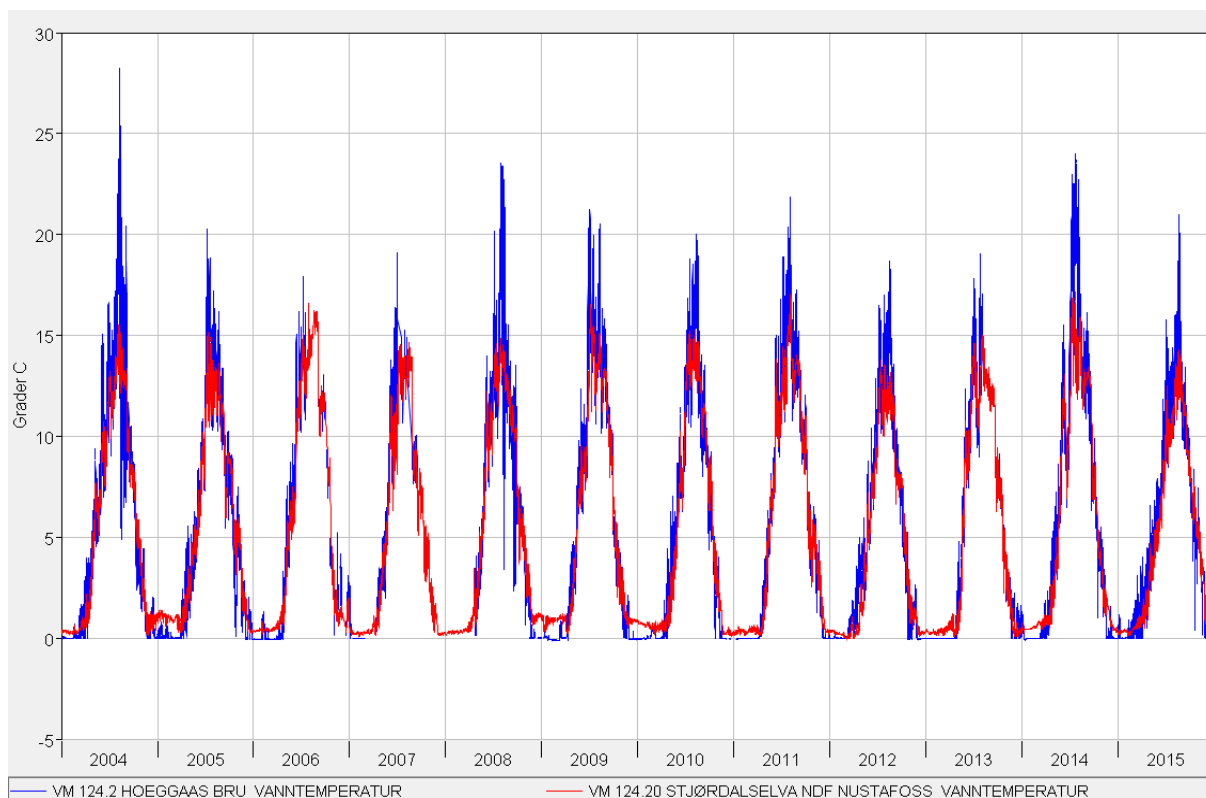
- 1) VM 124.20 Stjørdalselva NDF Nustadfoss (data fra 2004 - 2015).
- 2) VM 124.2 Høggås Bru i Forra (data fra 2004 - 2015)
- 3) VM 124.22 Øverkil (data fra 2004 - 2015)
- 4) VM 124.26 Gudå (data fra 2004 - 2007)

Data fra Høggås bru er vurdert å være representativ for temperaturforholdene i Stjørdalselva før utbyggingene i vassdraget, hvor vanntemperaturen i vintersesongen er noe høyere etter utbygging enn før utbygging (Figur 19). Dette skyldes i stor grad at det etter utbyggingen tappes vann fra dypere lag med noe høyere temperatur enn det som var tilfellet før utbygging. Vanntemperaturen i vintersesongen er fra 0 til 1 grad høyere etter regulering enn før reguleringen, og vanntemperaturen om sommeren er noe lavere etter enn før reguleringen.

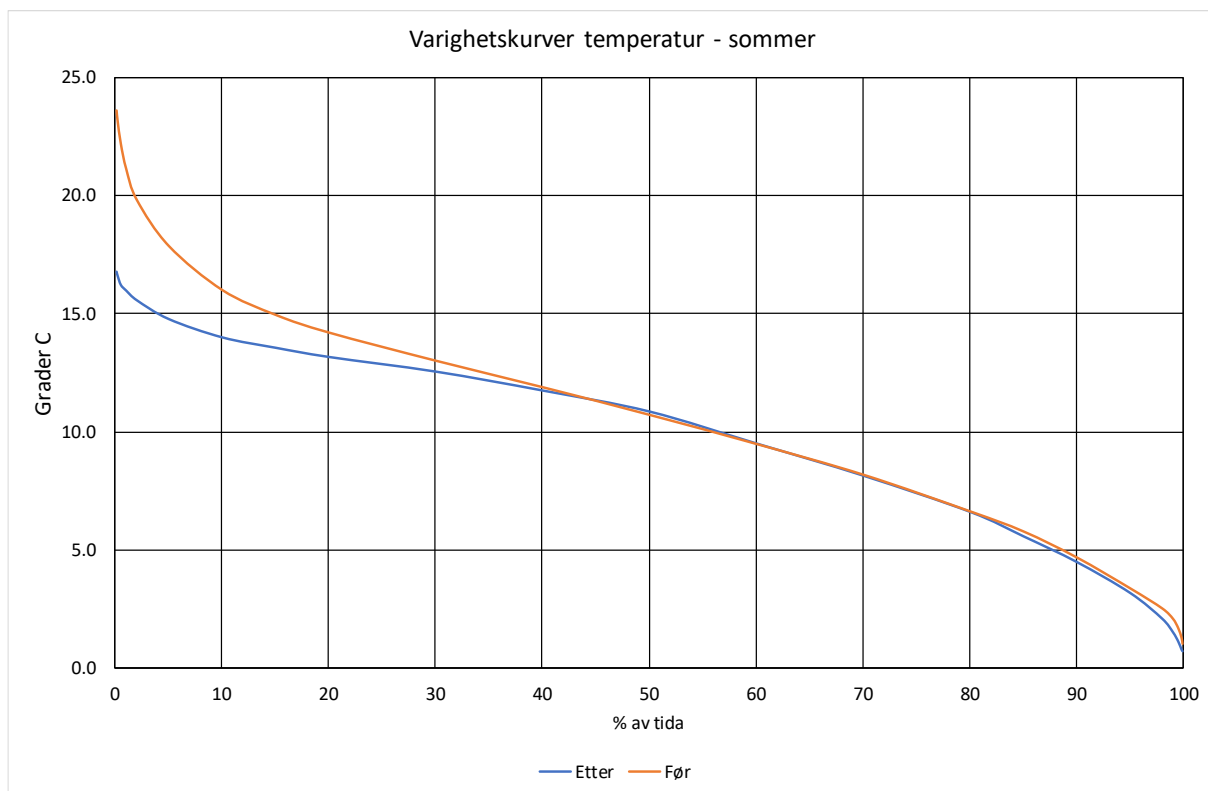
For å vise i større detalj temperaturforskjeller gjennom året før/etter regulering ble det utarbeidet varighetskurver for vanntemperaturen for sesong sommer (1.mai-30 september), vinter (1.oktober – 30. april) og per måned. Figur 20 og 21 viser varighetskurver for vanntemperaturen henholdsvis sommer og vinter, mens Figur 22 viser eksempel på varighetskurve for vanntemperaturen i juli. Varighetskurver for vanntemperaturen for året og månedsvis er vist i vedlegg 2. Situasjoner med spesielt høy vanntemperatur er fraværende etter regulering (Figur 20), hvor det i naturlig situasjon forekom enkelte dager med vanntemperatur over 22 grader. Antall dager med spesielt lave temperaturer i perioden mellom 1. mai og 20. september synes verken å ha økt eller sunket.

Temperaturen i vintersesongen blir ikke så lav etter regulering som den ville ha vært i naturlig situasjon (Figur 21). Dette skyldes at inntakene til kraftverk ligger relativt dypt i magasinene hvor vintertemperaturen er høyere. Lokaltilsiget holder ca. 0 grader, men utgjør en liten andel av vannføringen i denne delen av Stjørdalselva. Før regulering lå vanntemperaturen nær 0 grader i ca. 40 % av tiden i vintersesongen. Det er også færre dager med vanntemperatur over 2 grader i vintersesongen etter regulering. Disse endringene skyldes primært endringer tidlig og sent i vintersesongen da vanntemperaturen er mindre påvirket av lufttemperaturen etter regulering.

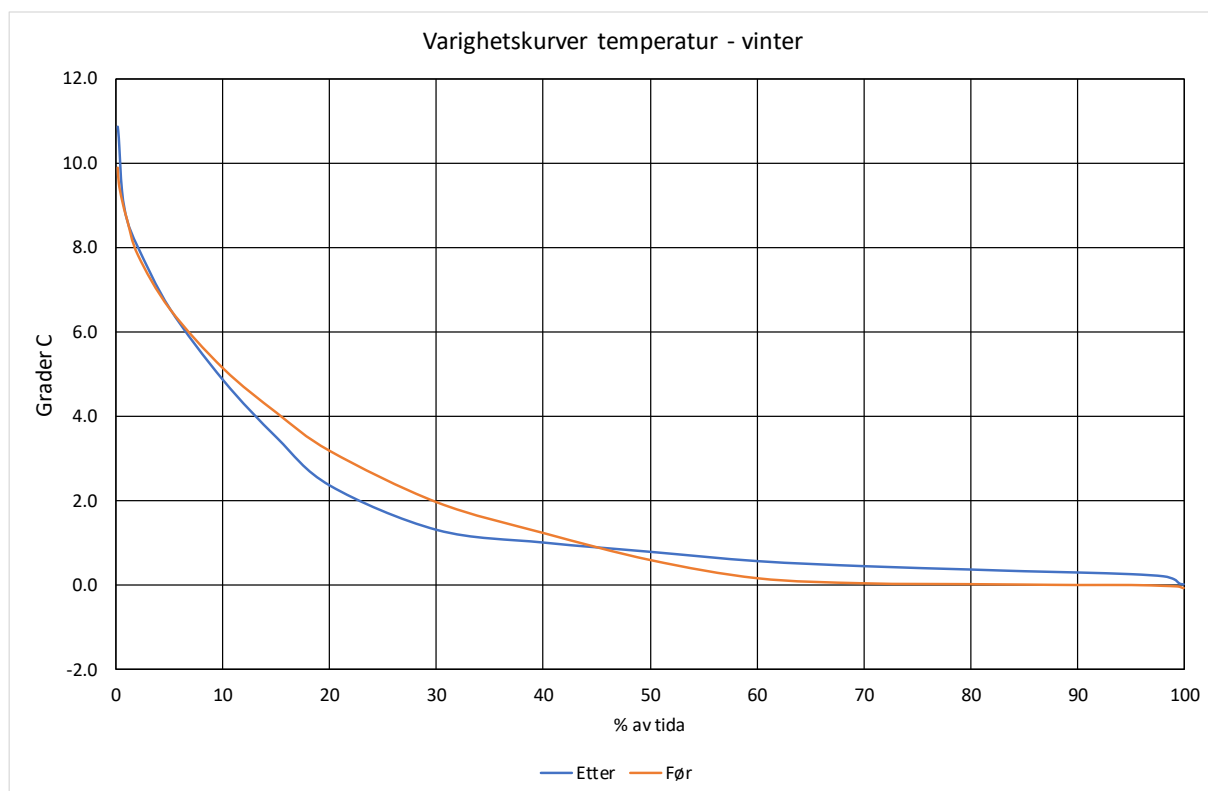
Vanntemperaturen i juli måned er vesentlig forskjellig etter regulering sammenlignet med naturlig situasjon (Figur 22). Årsaken ligger i at kraftverksinntaket ligger dypt i magasinet og at påvirkningen av innstråling og lufttemperatur blir fraværende på strekningen mellom inntak og avløp fra kraftverk. Forskjellen fra naturlig situasjon er spesielt stor når det gjelder forekomst av høye vanntemperaturer. I naturlig situasjon var vanntemperaturen over 15 grader i ca. 37 % av tiden, mens tilsvarende etter regulering er ca. 8 %.



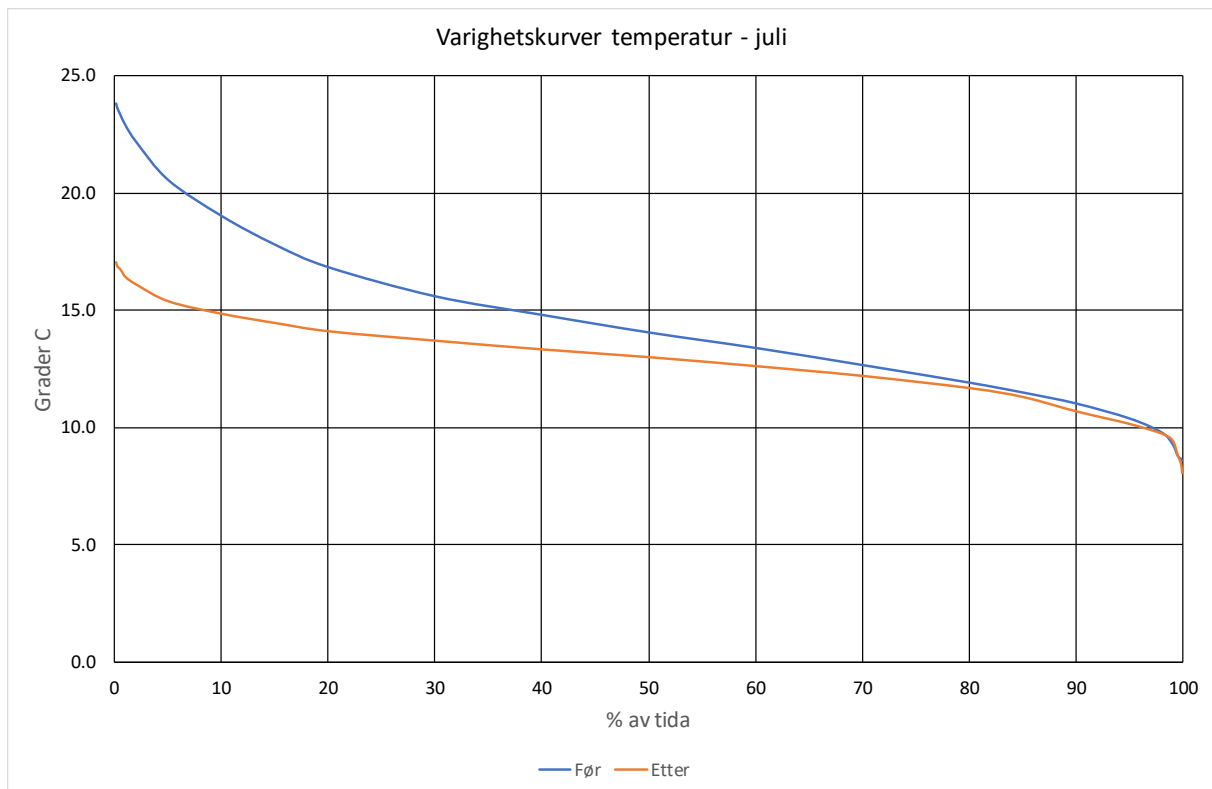
Figur 19. Temperatur (°C) i Stjørdalselva før (blå) og etter (rød) regulering.



Figur 20. Varighetskurver for vanntemperatur (°C) før/etter regulering (oransje og blå kurve, respektivt) for Stjørdalselva – sommer (1 mai – 30 september).



Figur 21. Varighetskurver for vanntemperatur (°C) før/etter regulering (oransje og blå kurve, respektivt) for Stjørdalselva – vinter (1. oktober – 30. april).



Figur 22. Varighetskurver for vanntemperatur (°C) før/etter regulering (blå og oransje kurve, respektivt) for Stjørdalselva – juli.

3.5 Biologiske temperaturresponser

3.5.1 Modellering av eggutvikling og swim-up

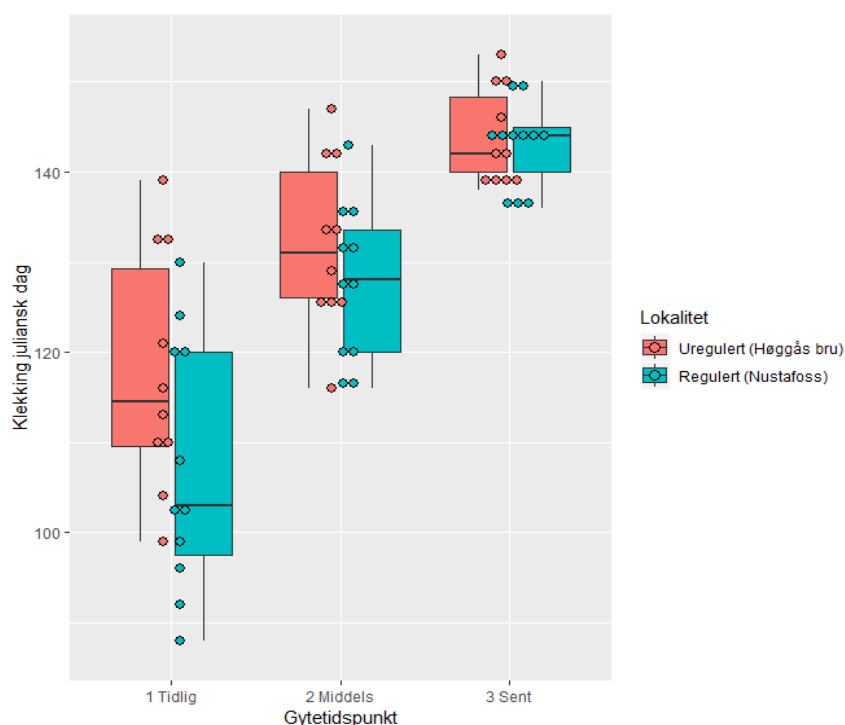
Gytetidspunkt for laks i Stjørdalselva kan strekke seg fra 10-15. oktober og til ca. 5. november, med en topp ca. 20-25. oktober (Arnekleiv m.fl. 2007b). Utviklingshastigheten hos egg av laksefisk bestemmes i hovedsak av vanntemperaturen (Crisp 1988), både for klekking og når fiskelarvene vil komme opp av grusen (swim-up). Med kunnskap om fiskens gytetidspunkt kan tidspunkt for klekking og swim-up beregnes. Gytetidspunktet vil variere mellom år og mellom individer i samme år og det synes ikke uvanlig at denne variasjonen kan være opptil en måned for laks. For å ta høyde for denne variasjonen ble tidspunkt for klekking og swim-up beregnet for tre ulike gytetidspunkt (tabell 11, Figur 23); tidlig (10. oktober), middels (20. oktober) og seint (5. november). Ut fra observerte gytetidspunkt, kan vi beregne et tidsvindu for når egg fra laks vil klekke, det vil si at de går over til å være plommeseekkyngel, og når fiskelarvene vil komme opp av substratet (swim-up) for å begynne å spise ved å benytte Crisp-modellen (Crisp 1988).

Det ble valgt ut to lokaliteter, en uregulert (Høggås bru) og en regulert (Nustadfoss), der det finnes temperaturdata fra 2004-2015. Simulering av klekketidspunkt ble gjort i R v.3.6.0 (R Core Team 2019) for å teste effekt av uregulert og regulert temperaturregime og gytetidspunkt på klekking og swim-up. Analysen (jf. Kap. 3.4) viser at vanntemperaturen i vintersesongen er fra 0 til 1 grad

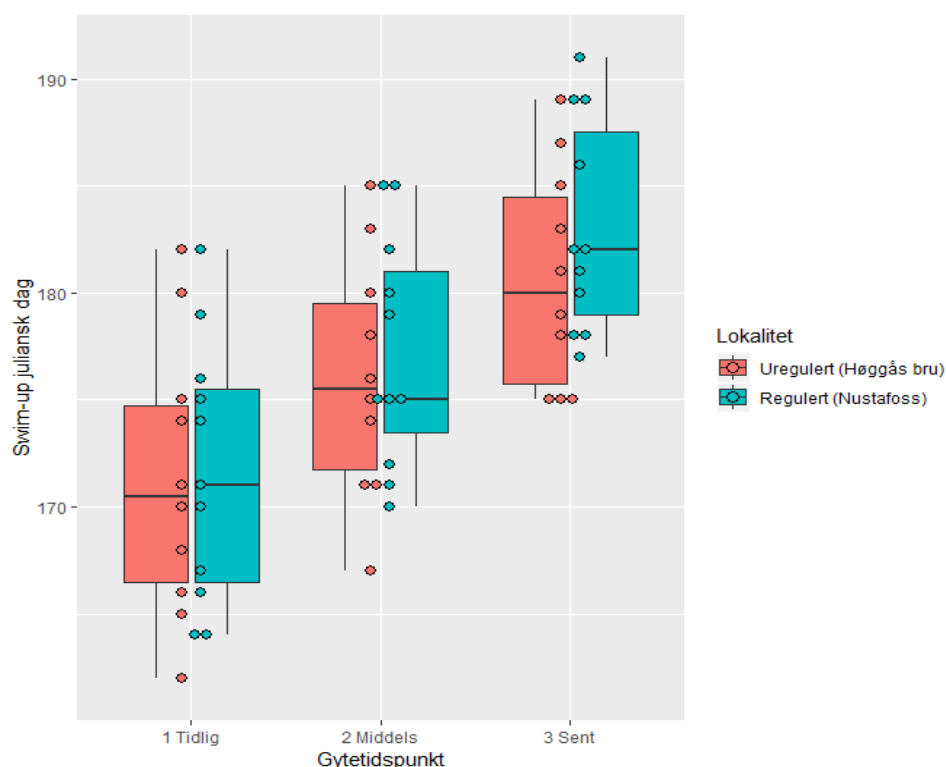
Tabell 11. Beregnet gjennomsnittlig klekkedato og swim-up dato for laks ved Nustadfoss i Stjørdalselva (regulert) og i Forra (Høggås bru) (uregulert) for tidlig, middels og seint gytetidspunkt.

Lokalitet	Gyting	Juliansk dag	Gjennomsnittlig klekkedato	Std avvik	Juliansk dag	Gjennomsnittlig swim-up dato	Std avvik
Uregulert Høggås bru	Tidlig	117	04-27	13,3	171	06-20	6,5
	Middels	132	05-12	9,5	176	06-25	5,6
	Sein	144,1	05-24	5,3	181	06-30	5,2
Regulert Nustadfoss	Tidlig	107,5	04-18	14,0	172	06-21	6,1
	Middels	127,7	05-08	8,7	177	06-26	6,4
	Sein	143	05-23	4,7	183	07-02	5,0

høyere etter regulering enn før reguleringen, og vanntemperaturen om sommeren er noe lavere etter enn før reguleringen. Modellresultatene viser at det er stor variasjon i tidspunkt for klekking og swim-up, som følge av gytetidspunkt og temperaturregime på regulert og uregulert lokalitet (tabell 11, Figur 23 og 24). Tidspunkt for klekking var noe tidligere for regulert lokalitet (Nustadfoss) enn for uregulert lokalitet (Høggås bru) ved tidlig gytetidspunkt (Figur 23), men tidspunktet for swim-up var omtrent lik for regulert og uregulert lokalitet ved tidlig gyting (Figur 24). For middels og seint gytetidspunkt var det små forskjeller i både klekketidspunkt og swim-up mellom regulert og uregulert lokalitet. Temperaturendringene synes derfor å ha hatt relativt liten betydning for tidspunktet for swim-up.



Figur 23. Klekkedato (juliansk dag) ved tidlig, middels og seint gytetidspunkt for uregulert og regulert lokalitet. Punktene viser rådata der rød farge representerer uregulert lokalitet og blå farge representerer regulert lokalitet.



Figur 24. Dato for Swim-up (juliansk dag) ved tidlig, middels og sent gytetidspunkt for uregulert og regulert lokalitet. Punktene viser rådata der rød farge representerer uregulert lokalitet og blå farge representerer regulert lokalitet.

3.5.2 Modellering av vekst hos ungfisk av laks

Ettersom laksefisk er vekselvarme dyr er veksten proporsjonal med antall døgngreder gjennom vekstsesongene. Metodeverktøyene i miljødesignhåndboka inkluderer en versjon av en modell som, dog ikke uavhengig av andre påvirkningsfaktorer, kan beregne vekst ut ifra temperaturutviklingen og elvespesifikke vekstparametere til enhver tid i løpet av vekstsesongen. Denne modellen er utviklet etter en serie av modeller, som i utgangspunktet kombinerer temperaturavhengig vekst hos en rekke organismer og har deretter blitt spesialtilpasset populasjoner av laks i Norge (Ratkowsky m.fl. 1983, Elliot and Hurley 1997, Forseth m.fl. 2001, Jonsson m.fl. 2001). Vi har brukt modellen og beregnet elvespesifikke parametere for Stjørdalselva.

Parameterne i vekstmodellen er i utgangspunktet beregnet i henhold til håndbokbeskrivelsen (Figur 25), men vi har gjort noen få endringer. Spesifikt oppnådde vi stort avvik mellom observerte og modellerte vekstdata tidlig og sent i sesongen, samt at vi ved å variere parameteren d og g opplevde å ikke oppnå samsvar på samme tid for både de eldste (3+,4+) og yngste (0+) årsklassene. Dette ble løst ved å ta noen biologiske forutsetninger. Spesifikt begrenser temperaturintervallene som beskrives i Jonsson m.fl. (2001) veksten i forhold til det vi observerer skjer av vekst på lave temperaturer. Ved å ikke ta høyde for vekst på lave temperaturer forkortes dermed vekstsesongen, spesifikt i mai og september. Eksempelvis er Altaelva definert til å ha en T_L lik 8 °C ifølge metodikken, noe som i praksis ville begrenset mulighetene for vekst gjennom en vekstsesong med gjennomsnittstemperatur på ca. 10 °C. Vi antar dermed at fisken i en naturlig elv, i motsetning til i laboratorieforsøk, har en naturlig evne til å akklimatisere fysiologi gjennom vekstsesongen og dermed oppnå noe vekst utenfor laboratoriemålte T_L og T_U . Veksten er ikke vesentlig stor på starten og slutten av vekstsesongen, men summert over 4 år med vekst ga utvidelsen av temperaturintervallet for vekst en mye bedre passform (*goodness-of-fit*) til data.

Nøyaktige verdier for de elvespesifikke vekstparameterne kan trolig finjusteres eller approksimeres - disse ble tilpasset manuelt. Parameteriseringen av modellen ble gjort ved hjelp av historiske data fra før utbyggingen i 1994 (1990-1993). Observerte vekstverdier fra sone 2 og 3 før regulering 1990-1993, samt ungfiskdata fra 2012-2016 ble brukt til å validere modellen. Disse verdiene er ustandardiserte for årseffekter, men treffer likevel modellerte verdier i snitt bra, med $R^2 = 0,97$ og $0,99$ i sone 3 (Nustadfoss – 2km nedstrøms Gudå, Figur 27 A, B) i 1990-1993 og 2012-2016, respektivt. Dette gjelder også sone 2 (Forra – Nedstøms Gudå), hvor $R^2 = 0,98$ og $0,97$, respektivt.

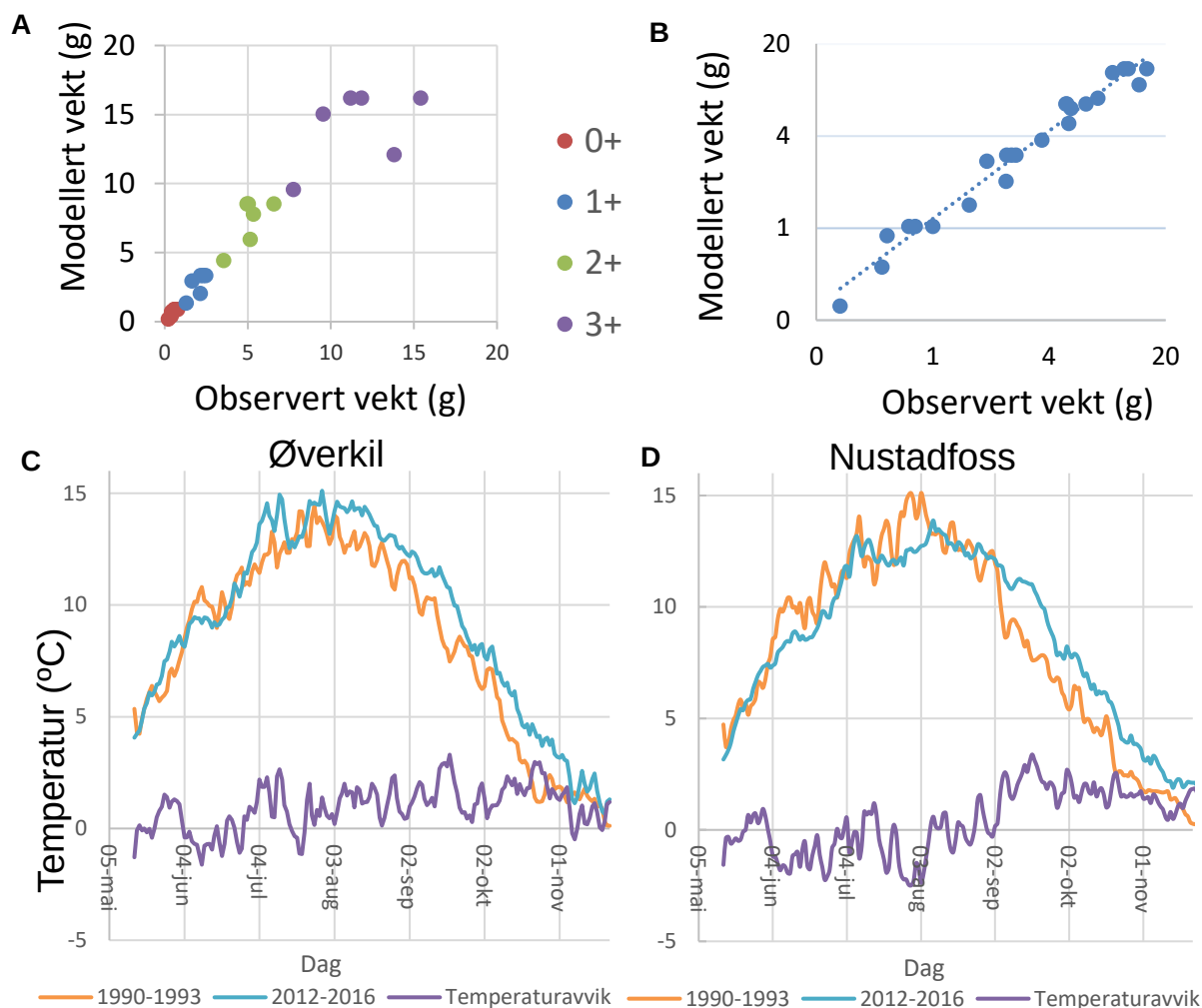
For det historiske datasettet (1990 – 1993) var sammenhengen mellom observerte og modellerte verdier tilnærmet 1:1, hvor log modellerte verdier = $0,95$ og $0,94 \times \log$ observerte verdier for sone 2 og 3, respektivt (Figur 26 A, B). For den nyeste tidsserien var sammenhengen noe lavere, med log modellerte verdier = $0,87$ og $0,83 \times \log$ observerte verdier for sone 2 og 3, respektivt. Disse stigningskurvene er noe lave, hovedsakelig skyldes dette overestimering av veksten hos årsyngel på sensommeren. Temperaturmessig skulle altså vekst i det første leveåret vært mye høyere, ift. det vi observerer. Dette overestimeres særskilt med varmere elver i nyere tid, men også på grunn av mangel på data for enkelte perioder av året og dermed størrelsesspekket. Stigningskurven blir derfor mer sensitiv til påvirkning fra enkeltpunkter, hvor ungfiskundersøkelser har blitt utført utelukkende i september og oktober i nyere tid.

Avviket mellom observerte og modellerte verdier kan trolig forklares av andre årsaker enn temperatur, som f.eks. intraspesifikk konkurranse i en alderstrukturert populasjon, hvor de eldste kohortene okkuperer de beste leveområdene vha. dominans (Einum m.fl. 2006). Dette problemet kan løses matematisk ved å senke parameteren b (antatt å være $0,31$ for all laksefisk i miljødesignhåndboka), hvor det er usikkert om intraspesifikk konkurranse har blitt tatt høyde i forbindelse med parameteriseringen av denne. Dette vil også gi oss bedre fleksibilitet til å kunne endre andelen som vandrer ut som 3-års smolt (denne andelen er trolig noe høyere, ref. Arnekleiv m.fl. 1992). Likevel kan det antas å være tilfredsstillende for denne analysen, hvor vi kun er ute etter temperatureffekten og hvordan endrede temperaturforhold har påvirket vekst.

Stjørdalselvas vekstparametere ble estimert til $b = 0,31$, $d = 0,185$, $g = 0,3$ og $T_U = 25$ °C. Siden den observerte veksten varierte noe mellom de ulike sonene på lav temperatur, ble T_L satt til $5,5$ °C i sone 2 og $4,7$ °C ved sone 3. Det er uvisst hvorfor T_L varierer mellom de ulike sonene, men trolig har temperaturutviklingen og tid til akklimatisering en viktig rolle, hvor fisken øverst i elva historisk sett opplevde en tidligere sesongreduksjon i temperatur, i forhold til de andre elveseksjonene. Denne temperaturutviklingen har blitt jevnet ut med økt regulering i 1994 (jfr. temperaturavvik i Figur 26 C, D.). Trolig kan det derfor tenkes at denne homogeniseringen av temperatur har bidratt til at T_L i nyere tid er utjevnet i elva som helhet. I tillegg er effekten særskilt fremtredende i den forstand at det nå nesten ikke forekommer mellom-år variasjon i temperaturavhengig vekst innen de enkelte sonene.

$$\begin{cases} M_t = M_{t-1} & T < T_L \text{ eller } T > T_U \\ M_t = \left(M_{t-1}^b + b \left(\frac{(t \times d)(T - T_L)(1 - e^{g(T - T_U)})}{100} \right) \right)^{(1/b)} & T \geq T_U \text{ \& } T \leq T_U \end{cases}$$

Figur 25. Vekstmodell brukt i miljødesignanalyse for beregning av temperaturavhengig vekst. Denne er i utgangspunktet satt til å gi positiv vekst ved temperaturer innenfor intervallet $T_L < T_U$. I tillegg er veksten (vekt, M) fra dag_t til dag_{t+1} satt til å være avhengig elvespesifikke parametere, d og g . For laksefisk er b i utgangspunktet satt til å være en konstant lik $0,31$.

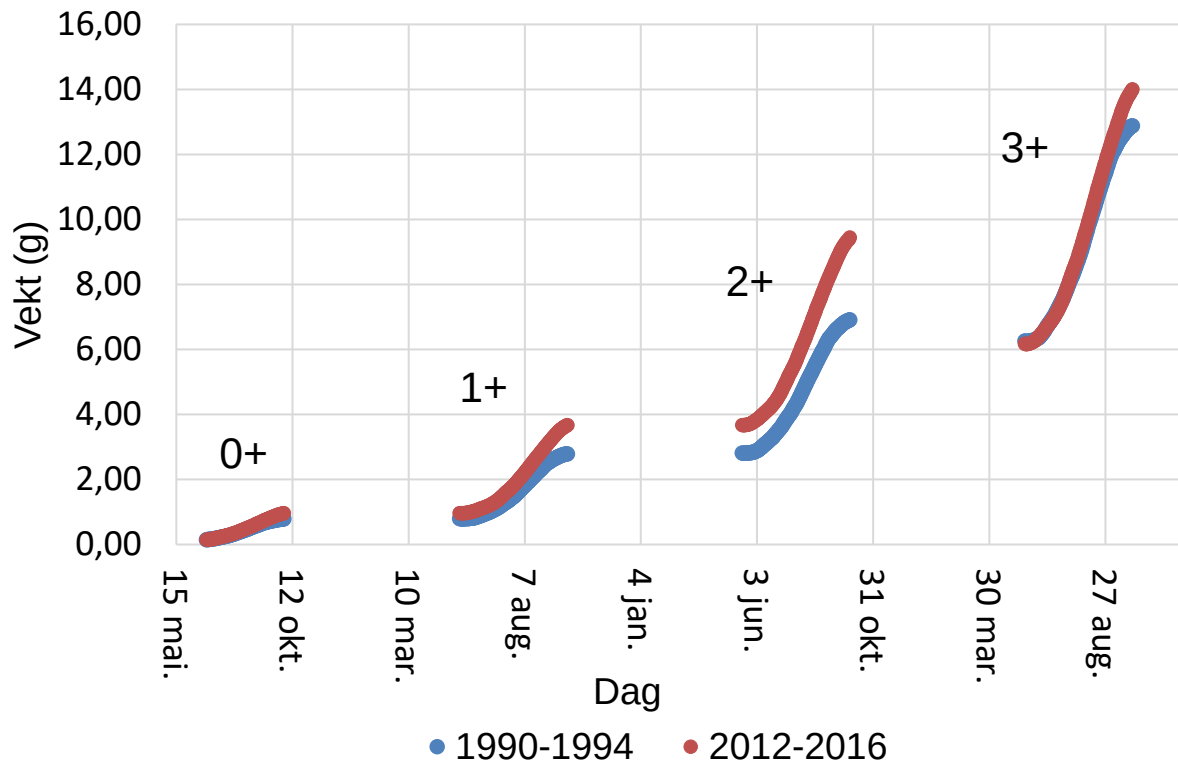


Figur 26. A, B: Sammenhengen mellom observert og modellert snittvekt for ungfish av laks i Stjørdalselva, her eksemplifisert av data fra sone 3 (Nustadfoss – Gudå). C, D: Historisk utvikling i temperatur ved Øverkil (C) og Nustadfoss (D), hvor temperaturavviket angir den daglige absolutte forskjellen mellom perioden 2012-2016 og 1990-1993. Her angir positive verdier høyere temperaturer i den nyligste perioden.

Ut ifra de loggførte temperaturene fra sone 3 i de øverste delene av elva, har det på denne strekningen vært en neglisjerbar reduksjon i gjennomsnittlig daglig vanntemperatur på 0,03 grader gjennom vekstsesongen mellom 15. Mai og 01. Oktober fra 1990 til 2016, hvor snittemperaturen gjennom vekstsesongen nå er 10,35 °C. Lenger ned i elva, ved Øverkil (sone 2) er det observert en daglig økning på 0,80 grader til 11,2 °C. Økningen i snittemperatur ved Øverkil er omtrent tilsvarende som observert i uregulerte Forra (0,88 °C) og Verdalselva (0,83 °C) i samme tidsperiode, hvor oppvarmingen dermed trolig har en klimatisk årsak. Både reguleringspåvirkede og upåvirkede strekninger har riktignok opplevd en økning i gjennomsnittlig dagmiddel i særlig høstmånedene (se Figur 26 C, D).

Økningen i gjennomsnittlige dagmiddeltemperaturer fører til økning i antall døgngrader gjennom vekstsesongen, men selv der snittemperaturen er uendret oppleves ytterligere vekst på bakgrunn av en utvidelse av måneder hvor vekst kan forekomme. Dette fremgår også matematisk i vekstmodellen, som favoriserer vekst under mer jevne temperaturforhold og hindrer vekst ved ekstreme temperaturer. Eksempelvis er daglige snittemperaturer høyere i nåværende tidsperiode alle dager mellom 01.08-01.11 ved Øverkil og tilsvarende mellom 01.09-01.11 ved Nustadfoss. Dersom laveste temperatur for vekst (T_L) er 4,7-5,5°C vil vekst kunne skje både i september og tidvis oktober i øverste del av Stjørdalselva.

Nustad- ungfisk laks vekst



Figur 27. Eksempel på modellert snittvekst i ferskvannsfasen for laks fra øvre deler av Stjørdalselva (Nustadfoss – Gudå). Veksten er temperaturavhengig og viser effekten av temperaturendringene fra før regulering (1990-1994, blå) til nyere tid (2012-2016, rød). Reduksjonen i størrelse fra fisk i tredje til fjerde leveåret (2+, 3+), markerer at en andel av populasjonen har gått ut som smolt. Ettersom det er de største individene som vandrer ut, vil det medføre en reduksjon i gjennomsnittlig størrelse på de gjenværende individene.

Smoltalder reflekterer hvor raskt populasjonen vokser før anadrom fase, og lavere alder er generelt forbundet med varmere temperaturer og lang vekstsesong og en viser en sør-nord-gradient (Metcalf m.fl. 1990). I Stjørdalselva har denne historisk sett ligget på 3,5 år, dvs. stort sett 3 og 4 års smolt, med innslag av 5-års smolt (Arnekleiv, 2007a). Ut fra vekstmodellen, basert på observerte data, vandret 10% av ungfisken fra sone 3 (Nustadfoss - Gudå) ut som 3-åringer før 1994-utbyggingene, hvor andelen ble estimert til 35% i 2016 (Figur 27). Tilsvarende, for sone 2 (Forra – Nedstrøms Gudå), viser beregningene at 5% av 3-årig laks vandret ut før 1994 og at det nå har økt til at omtrent 30% av 3-åringene vandrer ut som smolt. Tilsvarende trend forventes også for 4-års smolten, men det fins for få observasjoner (n = 7 i perioden 1990-1994, n = 3 i perioden 2012-2016) av 4-åringer i ungfiskundersøkelsene til å kunne bekrefte dette. Riktignok indikerer en halvering i antallet observasjoner og økning i 4+ gjennomsnittstørrelse, fra 115 mm til 126 mm i september/oktober, at færre laks går ut som 5-års smolt i nyere tid. En reduksjon i smoltalder etter utbyggingen bekreftes av smoltundersøkelsene som ble gjennomført i perioden 1991-2005, og viser at andelen femårssmolt gikk ned i perioden 1994-2005 (Arnekleiv m.fl. 2007a).

3.6 Bestandsdata ungfisk

3.6.1 Tetthet av ungfisk av laks og ørret 2010-2016 – metode og datagrunnlag

Tettheten av laks- og ørretunger i Stjørdalselva er beregnet en til to ganger hvert år fra 1990 til 2016, basert på el-fiske (el-fiskeapparat FA IV, ing. Paulsen) der et oppmålt areal på hver stasjon ble fisket tre gjentatte ganger (utfangstmetoden) etter standard prosedyre (Bohlin m.fl. 1989). Avfisket areal (2009-2016) på hver av prøveflatene varierte fra 73 til 224 m². Med bakgrunn i nyere kunnskap om el-fiskemetodikk (Forseth & Forsgren 2008) ble stasjonsnettet for ungfiskundersøkelser i Stjørdalsvassdraget utvidet til totalt 28 stasjoner i Stjørdalselva og 6 stasjoner i Forra fra 2010, og i Stjørdalselva i Meråker kommune ble det gjennomført el-fiske på 12 stasjoner. Ungfiskdata fra disse 12 stasjonene i perioden 2010-2016 er benytta som grunnlag for å beregne tettheten og fordelingen mellom aldersgruppene 0+ (årsyngel), 1+ og ≥2+ (parr) av laksunger. På stasjonene som ble fisket tre omganger (6 stasjoner) ble all fisk fiksert for nærmere analyse av bl.a. alder. På stasjonene som ble fisket en omgang (6 stasjoner) ble fisken sluppet tilbake i lokaliteten etter artsbestemming og lengdemåling, og aldersfordelingen ble bestemt ut fra frekvensfordelingen lengde/alder. For å unngå store utslag av variasjon i faktorer som har innvirkning på el-fiskemetoden/fangbarhet (vannføring, temperatur, årstid), ble el-fisket gjennomført på lav og stabil/synkende vannføring til noenlunde samme tid (sept./okt.) hvert år.

I Miljøhåndboka benyttes fordelingen mellom årsyngel (0+) og ettårig parr (1+) til å vurdere hvilket stadium som er begrensende for ungfiskproduksjonen. Siden ettåringene er relativt små i Stjørdalselva (jf. skjulbehov), har vi valgt å se på forholdet mellom årsyngel (0+) og all parr (1+ og ≥2+). Dersom det er relativt lite årsyngel i forhold til eldre laksunger er bestanden trolig mest begrenset av tilgang på gyteområder, rognoverlevelse eller dårlig tilgang på egnet yngelhabitat (rekrutteringsbegrenset bestand). På slike strekninger vil ungfisktetthetene generelt være lave. Dersom det er lite eldre laksunger i forhold til årsyngel er bestanden trolig mest begrenset av skjultilgang. En slik bestand kalles parrbegrenset for den aktuelle strekningen.

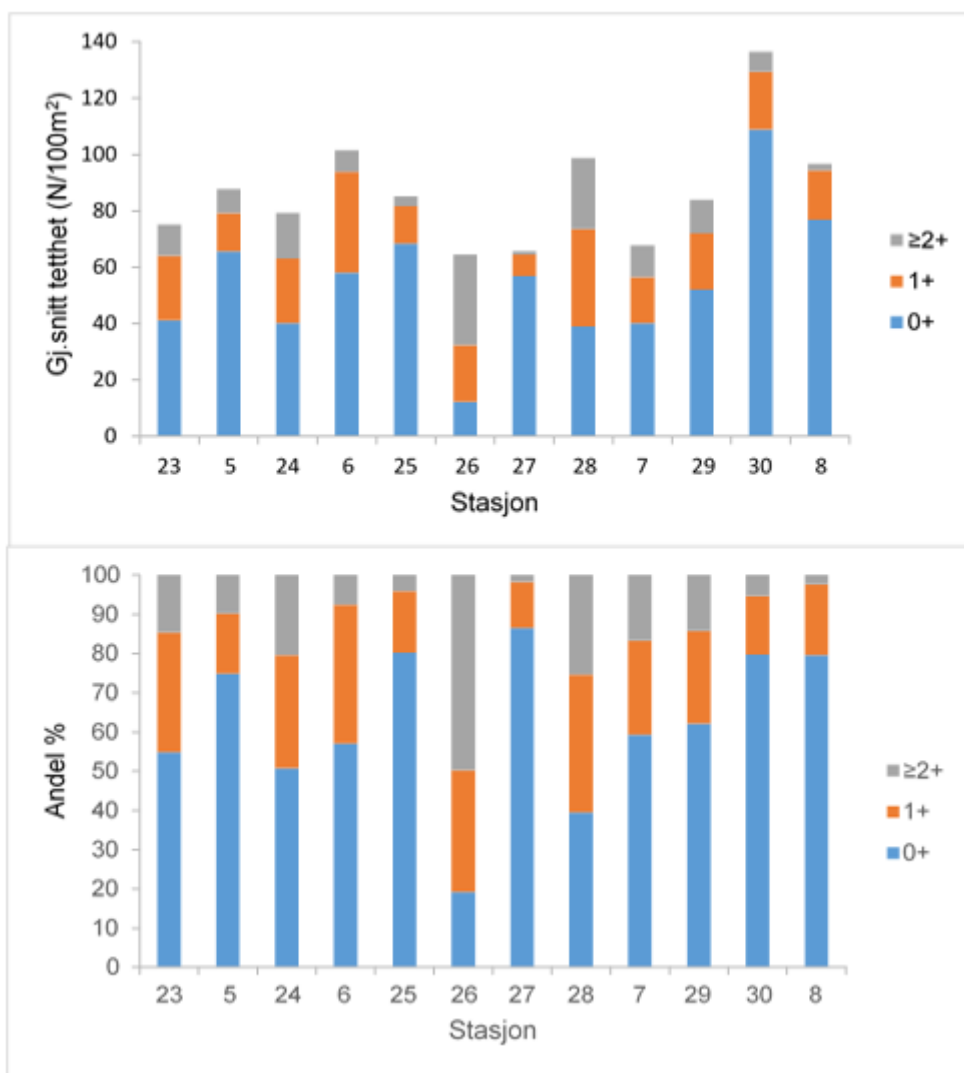
3.6.2 Fordeling av aldersgrupper (tetthet) på ulike strekninger

For el-fiskestasjonene fra kommunegrensa og til Nustadfoss ble det beregnet en gjennomsnittlig observert tetthet for aldersgruppene 0+, 1+ og ≥2+ laks og en aldersfordeling basert på tetthetsdataene. En slik fordeling ble også utført for ørret, og resultatene er presentert i Figur 28-29.

For ungfisk av laks (Figur 28) er det bare stasjon 26 og 28 som har en større andel parr (over 50 % 1+ og ≥2+). På alle de andre stasjonene dominerer 0+ med en andel på 51-87 %. Dersom en ser på forholdet bare mellom 0+ og 1+ (som anbefalt i miljøhåndboka), blir dominansen av 0+ enda tydeligere. Tetthetene av ungfisk av ørret var meget lave utenom stasjon 26, og bestanden var i enda større grad enn laksen dominert av 0+ (66-100 % utenom st. 26, Figur 29).

3.7 GIS analyser av fordeling av gytehabitat og skjul

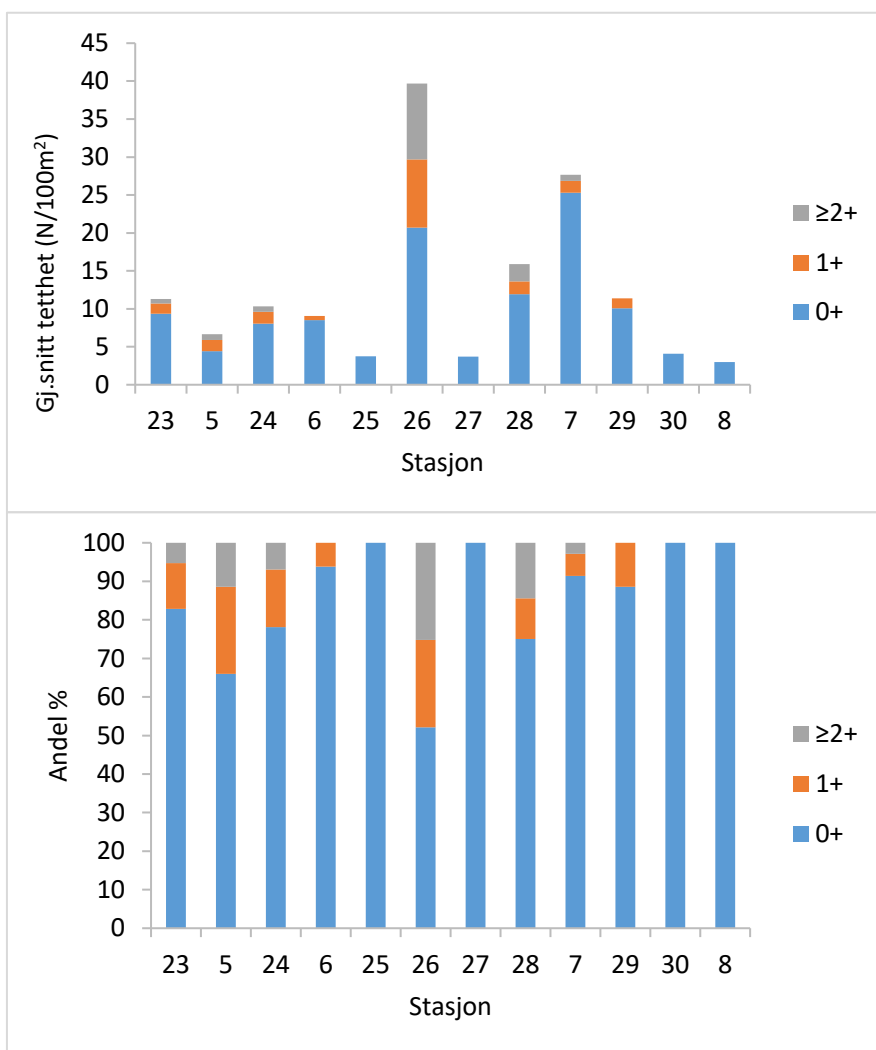
Analysene i dette arbeidet omfatter anadrom strekning av Stjørdalselva beliggende i Meråker kommune. Strekningen ble inndelt i segmenter etter variasjon i habitat for fisk. For hydrologiske analyser ble hele strekningen vurdert under ett, da det antas at effekten av regulering påvirker strekningen likt.



Figur 28. Gjennomsnittstetthet (n/100 m²) av laks på el-fiskestasjoner i Stjørdalselva i Meråker basert på data mellom 2010-2016 (øverst), og prosentvis fordeling mellom aldersgrupper (nederst).

Data som inngår i denne analysen er som følger:

- Habitatdata (i henhold til miljødesignhåndboka)
NINA- Mesohabitat og substrat 2012
- Gytegrepregistreringer
NTNU- Periode 2006-2016
- Skjuldata
NINA - 29 transekt (3 x målinger) 2012
NTNU - 33 transekt (3 x målinger) fordelt på 11 el-fiskestasjoner 2015
Sweco 33 stasjoner (3 x målinger) 2015
- Vanndekt areal - Vannføring
Sweco 5, 10, 15, 20, 25, 34, 40 og 50 m³/s.



Figur 29. Gjennomsnittstetthet (n/100 m²) av ørret på el-fiskestasjoner i Stjørdalselva i Meråker basert på data 2010-2016 (øverst), og prosentvis fordeling mellom aldersgrupper (nederst).

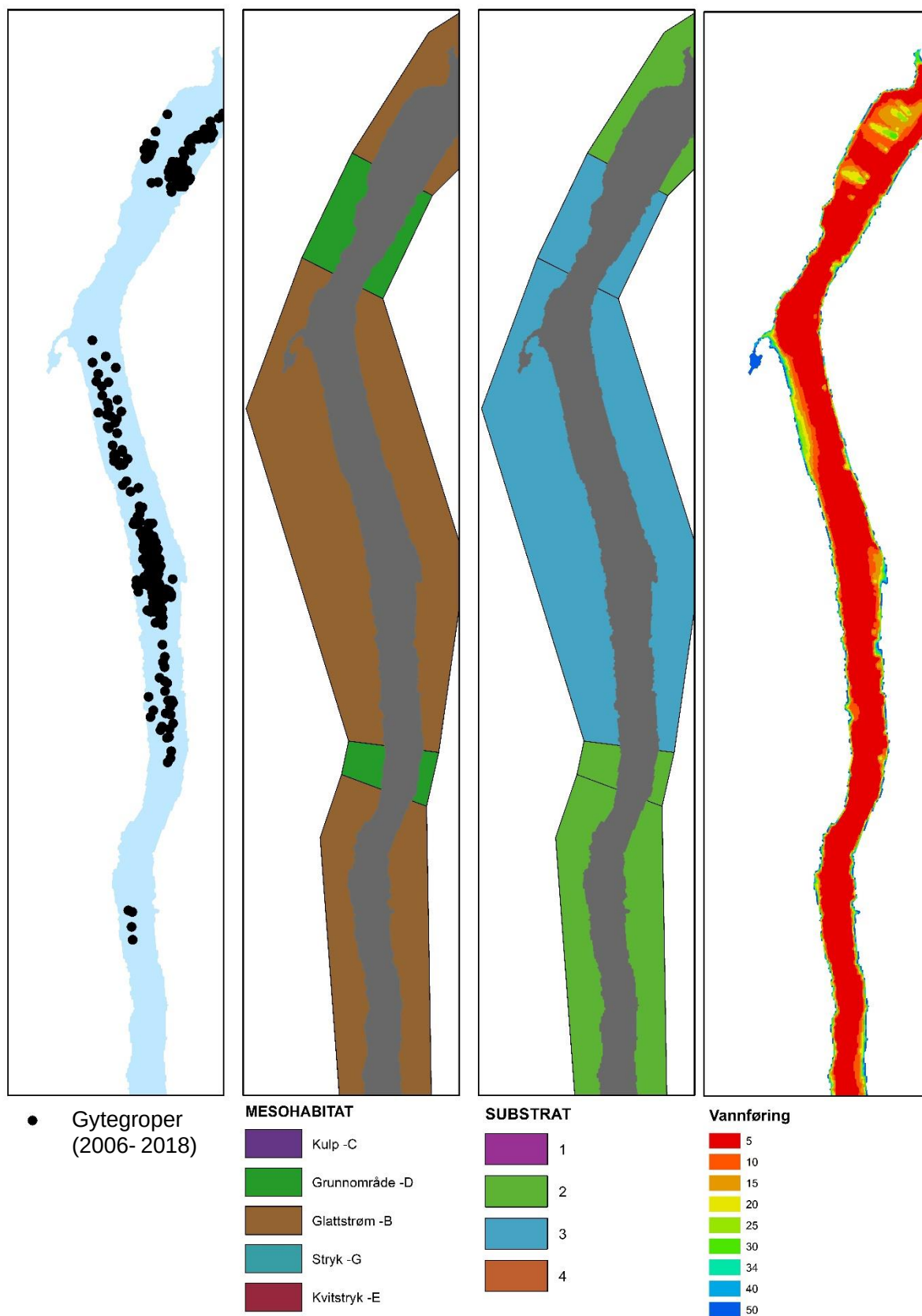
Habitatkartleggingen ble brukt som utgangspunkt for analysen. Seksjonene fra habitatkartleggingen ble slått sammen til større sammenhengende segmenter. Ved sammenslåing av seksjoner var likhet i mesohabitat med tanke på vannhastighet et av kriteriene. Det ble foretatt en skjønnsmessig aggregering av meoshabitat klassene C - D og B – G (jf. Figur 30), gitt at substratklassene ikke avvok nevneverdig fra hverandre. Maksimal seksjonsstørrelse ble holdt til rundt 1 km.

For hver seksjon ble følgende attributter beregnet i GIS:

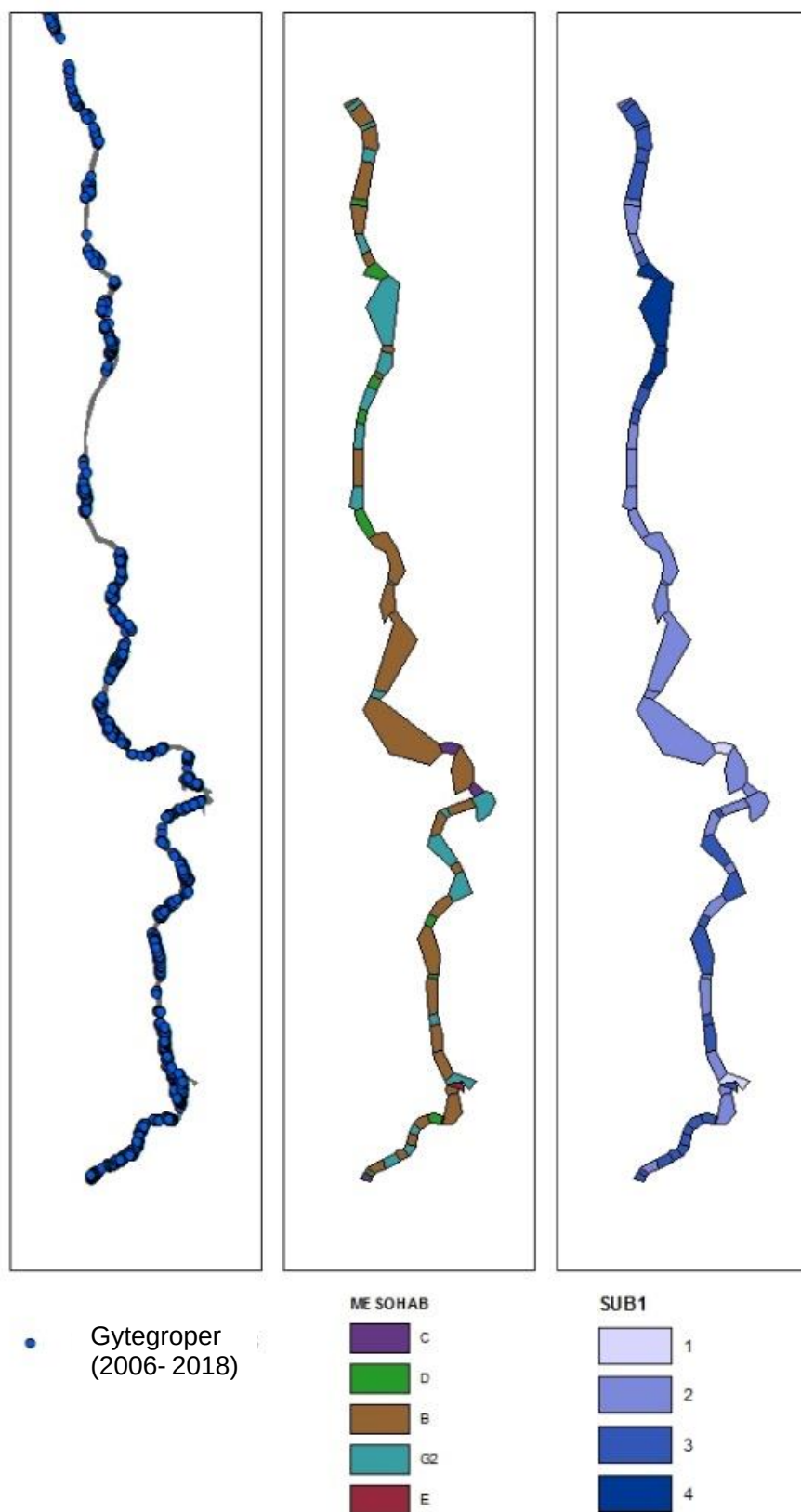
- Gjennomsnittlig vektet skjul
- Vanndekt areal ved de ulike vannføringene.

For hver seksjon ble gytehabitat klassifisert (iht. metodedesignhåndboka tabell 1, s. 22) ved å anslå andelen av seksjonen hvor gyting hadde forekommet samt avstand til nærmeste gyteområde (inkludert områder i andre segmenter).

Sannsynlig stadium for bestandsregulering (håndboka tabell 3, s. 22), klassifisering av produktivitet (håndboka tabell 4, s.23) og habitatflaskehalser (håndboka tabell 5, s. 23) i seksjonene ble utført ved å kombinere vektet skjul (se håndboka kapittel 3.1.3) med klassifiseringen gjort for gytehabitat. For segmentene uten skjuldata (lyseblå felter på kart skjultilgang) ble nærliggende segmenter med samme substratsammensetning benyttet.



Figur 30. Eksempel på en strekning med elvesegmenter og fordeling av gyttieproper, mesohabitatklasser, substrattyppe og vanndeekte arealer ved ulike vannføringer.



Figur 31. Fordeling av gytegrøper, mesohabitatklasser og substratklassifisering på anadrom strekning av Stjørdalselva beliggende i Meråker kommune. Klassifisering er gjort i henhold til Miljøhåndboka (Forseth & Harby 2013).

4 Diagnose - analyse av ulike påvirkningsfaktorer

4.1 Habitatflaskehalser

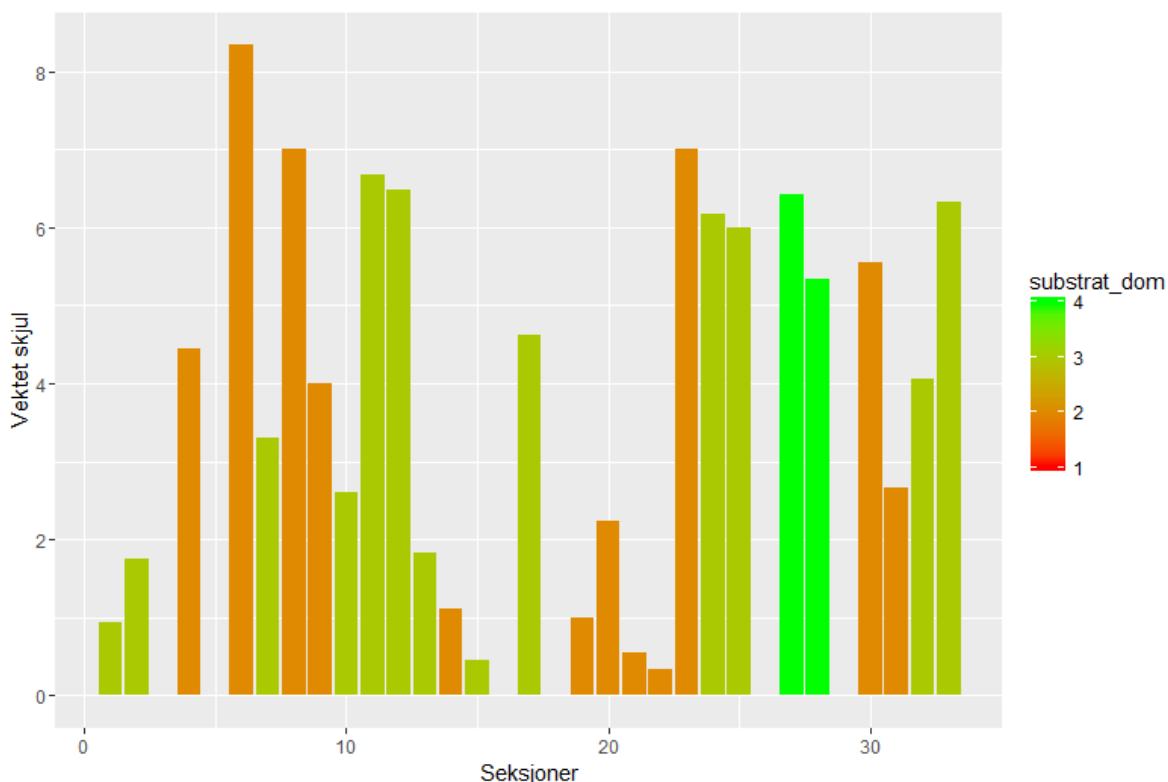
For å kunne klassifisere strekningenes produktivitet må en vite hvilke påvirkningsfaktorer som er viktigst for bestandsreguleringen på de enkelte strekningene. Veksten og overlevelsen til ulike stadier av laks (yngel, parr og smolt) er både avhengig av tettheten av fisk og på tilgangen av ressurser i form av habitat og næring. Både mengden og spredningen av gytehabitat/gyteområder og mengden og spredningen av skjul for lakseparr har betydning for smoltproduksjonen. Begge disse faktorene (gyteområder og skjul) kan være habitatflaskehalser for lakseproduksjonen.

Mange regulerte elver karakteriseres av fravær av flommer (homogenisering av vannføringsmønsteret), redusert vannføring og redusert isgang på vinteren, sammenlignet med uregulert tilstand (Forseth & Harby m.fl. 2013). Slike endringer i vannføringsmønster og mekaniske påvirkning av elvebunn kan føre til at sedimenter legger seg i hulrom i substratet. Store flommer er viktig for å opprettholde hulrom i sedimentet ved at det «vasker/ spyler» sedimenter ut av substratet og vedlikeholder hulrommene i substratet. Isgang bidrar til mekanisk omrøring av substratet, noe som ofte skjer i forbindelse med oppbrudd av isdekke på våren. Mangel på mekanisk og hydraulisk vedlikehold av elvebunnen kan føre til fortetting av hulrom i substratet slik at skjul for ungfisk blir redusert. En slik habitatforringelser vil kunne avdekkes av habitatkartleggingene, da lave skjulverdier i områder med grovkornet substrat (stein og stor stein) og lite gyteareal i områder med ellers egnede kornstørrelser (1-10 cm) tyder på tetting av skjul og nedslamming av gytehabitat (Forseth & Harby m.fl. 2013).

4.1.1 Skjul

De fleste seksjoner på den undersøkte strekningen var dominert av stein (kategori 3, 12-29 cm) eller stor stein (kategori 4, 12-29 cm) og kun 3 seksjoner (18, 19 og 21) var dominert av substratstørrelse 1 (sand, 0-2 cm, Figur 32). I seksjoner der substratstørrelse karakteriseres av kombinasjonen av dominerende og sub-dominerende kategorier av 2/3, 3/2, 3/4 eller 4/3, vil man forvente at skjulkapasiteten burde være klassifisert til «moderat» eller «mye» (Forseth & Harby 2013).

Våre beregninger viser at av de 33 seksjonene som strekningen er delt opp i, ble 16 klassifisert til «lite skjul» (mindre enn 5 i vektet skjul), mens 11 seksjoner ble klassifisert til «moderat» (mellom 5-10 i vektet skjul). I tillegg var det 6 seksjoner som ikke hadde skjulmålinger (Figur 33). I tilfeller der det på enkelte seksjoner manglet skjulmålinger ble videre beregninger av produktivitet gjort ved den antagelsen at skjulklassifisering ville være lik naboseksjoner oppstrøms og nedstrøms, dersom substrat og mesohabitat klassifisering var lik disse seksjonene. Ingen seksjoner ble klassifisert til mye skjul (mer enn 10), til tross for at 15 seksjoner hadde stein eller stor stein som dominerende substrat (Figur 32). Dette resultatet indikerer at mengden skjul er lavere enn forventet ut fra substratstørrelsen. Tidligere undersøkelser i vassdraget har poengtert at strekningen har et betydelig potensial ut fra substratstørrelse, men da er ikke skjul målt (Berger m.fl. 2007). Grunnen til at det er lavere skjulmengde enn forventet kan ha sammenheng med tidligere og nåværende regulering og at substratet har blitt betydelig forringet på grunn av sedimentering. Vi vil anta at særlig den siste reguleringen, med utjevnet vannføring over året, reduserte flommer og tilførsel av humus fra utvasking av reguleringssoner i innsjømagasinene særlig har bidratt til dette. Mengden skjul vurderes som en betydelig flaskehals for produksjonen av laks på strekningen.



Figur 32. Beregnet vektet skjul vist for alle 33 seksjoner på anadrom strekning av Stjørdalselva beliggende i Meråker kommune. Farge på søyle indikerer dominerende substrat på seksjonene. Seksjoner uten søyler har ingen skjulmålinger.

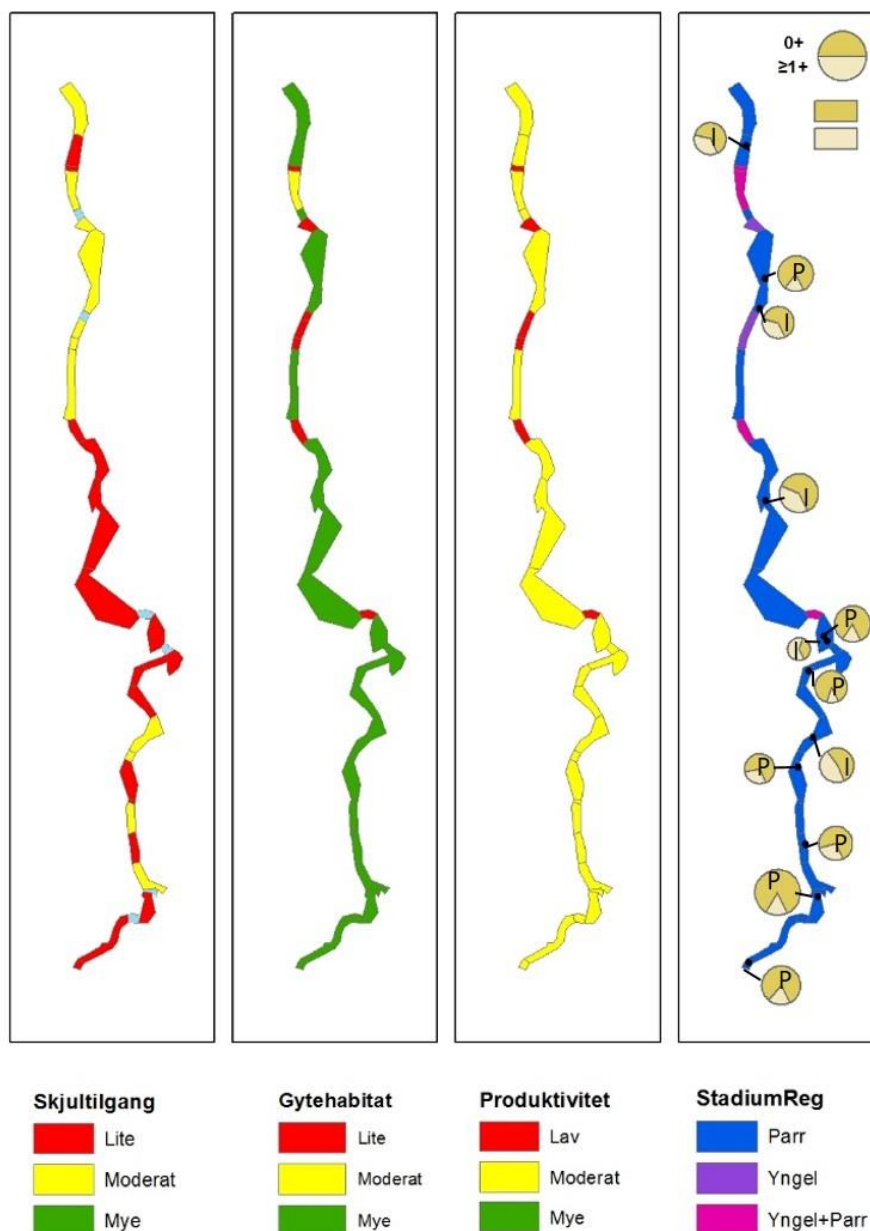
4.1.2 Gytehabitat

På store deler av den undersøkte strekningen av Stjørdalselva ble gytehabitat klassifisert til «mye», som vil si at mer enn 10% av arealet i de fleste seksjoner er egnet gytehabitat. Av alle seksjonene på strekningene ble 25 seksjoner klassifisert til «mye», mens én seksjon hadde «moderat» mengde (1 - 10%) og 7 seksjoner klassifisert til «lite» mengde (< 1 %) gytehabitat. Data på egnet gytehabitat er beregnet ut fra registreringer av gytegrøper gjort i årene 2006-2016 (vedlegg 3) og er således et svært solid datagrunnlag for slike beregninger. I Stjørdalselva gyter laks på store deler av strekningen og det virker dermed ikke som sedimentering og fortetting av hulrom her har ført til at gytehabitat er en begrensende faktor for produksjonen. En medvirkende årsak til dette kan være at laksen selv vedlikeholder substratet på gyteområder ved mekanisk omrøring av substratet ved gyting hvert år (Buxton m. fl. 2015, Fremier m. fl. 2017). Andre faktorer enn regulering i vassdrag kan også bidra til sedimentering og fortetting av hulrom, ved at det tidligere har blitt foretatt kanaliseringer eller at stor stein har blitt fjernet i forbindelse med tømmerfløting (Pulg m. fl. 2018).

Generelt er det ikke mangel på gytehabitat på den undersøkte strekningen, men noen seksjoner hadde lite gytehabitat (jf. Figur 33). På noen områder er gruslaget borte slik at det er blottlagte leirflater. Dette er nullområder både som gyte- og oppveksthabitat.

4.1.3 Stadium for bestandsregulering og klassifisering av produktivitet

Basert på mengde og spredning av vektet skjul og gytehabitat på seksjonene ble «stadium regulert» klassifisert til «parr» på de fleste seksjonene (Figur 34). Dette skyldes at tilgangen til skjul er klassifisert som «lite» på store deler av strekningen som er undersøkt. Bestandsdata fra 12 el-fiskestasjoner i det undersøkte området viser i stor grad samme resultat når gjelder hvilke stadier som er begrensende, ved at parr er det begrensende stadium på de fleste el-fiskestasjoner, bortsett fra fire stasjoner der ingen livsstadier er begrensende (Figur 34). El-fiskestasjonene lå alle innenfor seksjoner der «stadium regulert» var klassifisert til «parr», basert på gytehabitat og skjuldata.



Figur 33. Oversikt over vektet skjul, gytehabitat, produktivitet og reguleringsstadium på anadrom strekning av Stjørdalselva (Nustadfoss er nederst i kartet) som ligger i Meråker kommune fordelt på 33 seksjoner. Klassifisering er gjort i henhold til Miljøhåndboka (Forseth & Harby 2013). I panelet lengst til høyre er regulerende stadium angitt til «Parr», «Yngel» eller «Yngel+parr» basert på mengde og spredning av gytehabitat og skjulkapasitet. Kakediagrammene er basert på el-fiskestasjoner der størrelse angir skalert tetthet pr. 100 m², der parr (P) eller ingen (I) er begrensende stadium, ut fra forholdet mellom årsyngel (0+) og eldre laksunger (>0+).

Produktivitet ble klassifisert ved at forekomst av gyteareal (gytegroper), ble satt sammen med klassifisering av skjul for hver seksjon. På den undersøkte strekningen ble produktiviteten på 26 seksjoner klassifisert til «moderat», mens 7 ble klassifisert til «lav». Seksjonene med klassifisering «lav» og «moderat» produktivitet karakteriseres som en flaskehals for disse seksjonene og er en faktor som begrenser produksjon av smolt i området og det ligger et potensial for økt produktivitet i disse områdene.

4.2 Hydrologiske flaskehalser

Vannføringen kan påvirke laksebestanden på flere måter. Vannføringen påvirker vanndekt areal avhengig av elveprofilen, og dermed også tettheten av fisk. Ved høy vannføring og stort vanndekt areal kan fisken spre seg på et stort areal og tettheten blir mindre enn ved lav vannføring. Høy tetthet av fisk kan gi høyere tetthetsavhengig dødelighet, og lavvannsperioder (vinter og sommer) kan derfor utgjøre en flaskehals der tetthetsavhengig dødelighet presser bestandsstørrelsen ned til et lavere nivå enn habitatforholdene tilsier. Motsatt kan en høy minstevannføring bidra til økt overlevelse.

Effekten av lav og høy vannføring og balansen mellom disse er også avhengig av når på året det forekommer. Dersom det er en høy vannstand under gytetiden på høsten og en mye lavere vannstand i den påfølgende inkubasjonstiden (oktober-mai) kan det gi tørrlagte gytegroper og økt dødelighet for rogn og plomesekkyngel. Lav og stabil vannføring i tida for smoltutvandring antas å gi en lavere overlevelse for laksesmolt enn høy og varierende vannføring i utvandringstida, og kan slik representere en hydrologisk flaskehals. Dersom vannføringssendringer og temperaturendringer medfører høy vannføring i tida for «swim-up» kan det gi økt yngeldødelighet.

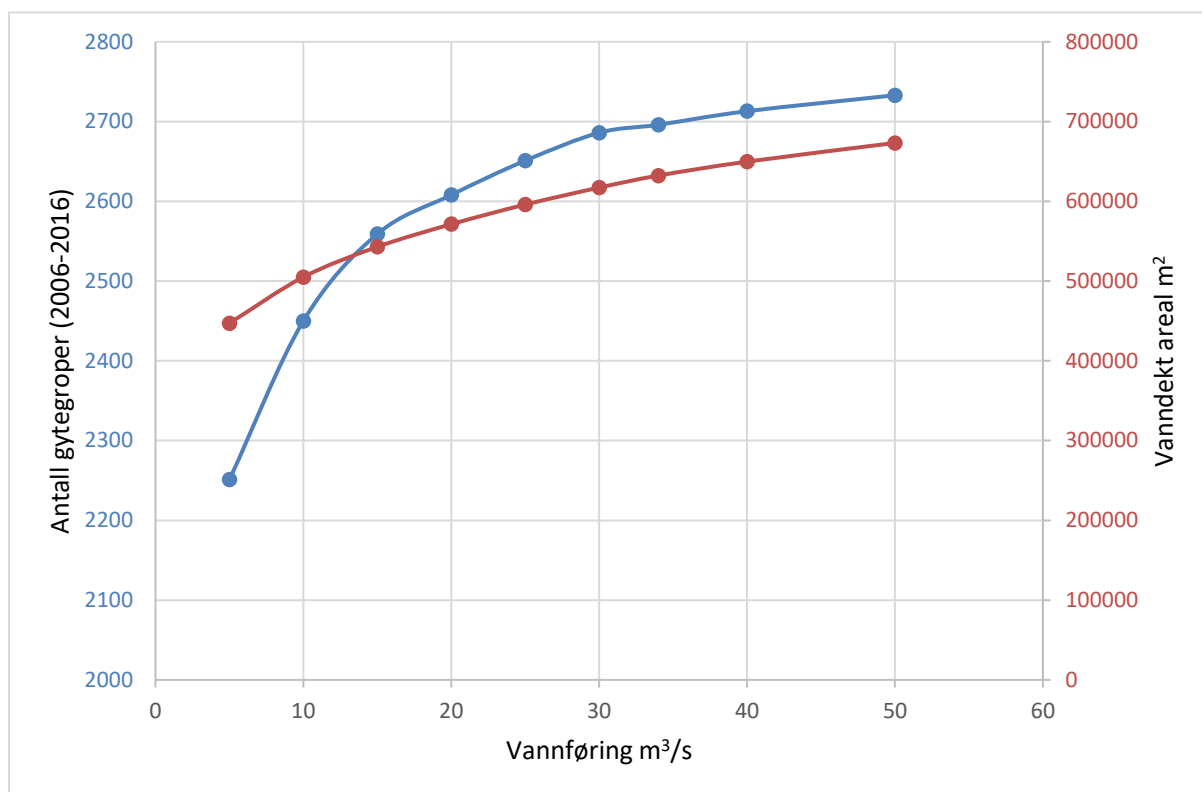
Selve kraftverksdriften kan også påvirke laksungenes overlevelse direkte. Raske vannføringssendringer som f.eks. ved effektkjøring av kraftverk kan gi betydelig strandingsdødelighet. De hydrologiske analysene som er gjennomført og beskrevet i kapittel 3.4 og 3.5 gir et godt grunnlag for vurdering av eventuelle hydrologiske flaskehalser. Oppsummert har vi undersøkt:

- Variasjoner i vannføring gjennom året
- Sammenhengen mellom vannføring og vanndekt areal
- Forskjell mellom vannføring i gyteperioden og lavvannføring påfølgende vinter
- Laveste ukemiddel i vinterhalvåret (oktober/november – mai)
- Hurtige vannføringss- og vannstandsendringer
- Vannføring ved smoltutvandring
- Store flommer ved eller rett etter swim-up
- Temperaturendringer og påvirkning på eggutvikling, swim-up og vekst.

4.2.1 Vannføring, vanndekt areal og vannføring gjennom året

Generelt har reguleringen ført til redusert vannføring i mai og juni, mens vannføringen gjennom vintermånedene har økt. Dette skyldes i hovedsak at det meste av vårfloppen holdes igjen i magasinene for kraftproduksjon til vinteren. De aller fleste år har det blitt en lavere midlere vannføring i sommerhalvåret etter regulering. Svært høye vannføringer (flomvannføring) opptrer sjeldnere på grunn av reguleringen. Det samme gjelder også svært lave vannføringer som opptrer langt sjeldnere etter regulering enn det som var situasjonen før regulering, noe som skyldes minstevannføringskravet på 9,5 m³/s ved samløp Funna. Slike lave vintervannføringer ($\leq 9,5$ m³/s) er nesten fraværende etter regulering, mens slike lave vintervannføringer opptrådte i nesten 30 % av tiden før all regulering. Reguleringen har medført en positiv økning av laveste ukemiddel for vannføring i alle år i vintersesongen. Også for sommersesongen har laveste ukemiddel blitt økt som følge av reguleringen i 19 av 22 år.

I forhold til endringer i vanndekt areal vurderes det som positivt at perioder med svært lav vannføring har blitt færre både sommer og vinter etter regulering. Forutsatt uendrede habitatforhold (gytehabitat og oppveksthabitat) så vil en forvente en bedre overlevelse hos ungfisk ved økt vanndekt areal.



Figur 34. Den røde linjen viser sammenhengen mellom vanndekt areal og vannføring for hele elvestrekningen i Meråker, mens den blå linjen viser sammenheng mellom antall vanndekte gytegrøper ved vannføringer fra 5 til 50 m³/s

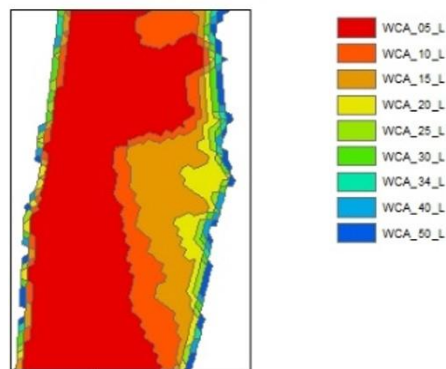
4.2.2 Vannstandsreduksjon mot gytehabitat, gytevannstand og vinteroverlevelse

Forholdet mellom vannføring og vanndekt areal, samt gytevannføring og påfølgende mulige påvirkning av lav vannføring på eggoverlevelse ble undersøkt for hele strekningen (Figur 34 og 35). Antall stedfesta gytegrøper fra perioden 2006-2016 som lå innenfor polygonene med vanndekt areal for de ulike vannføringene er beregnet. Reduksjon av vanndekt areal mellom 34 m³/s og 10 m³/s ble også undersøkt for hvert enkelt segment av elva.

Antall vanndekte gytegrøper synker med redusert vannføring og mindre vanndekt areal (Figur 34). Største nedgangen i antall gytegrøper ser ut til å være ved vannføringer under 15 m³/s. Den største prosentvise endringen i vanndekt areal (13,5%) skjer ved en økning i vannføring fra 5 til 10 m³/s (Figur 34, Tabell 12).

Tabell 12. Oversikt over prosentvis endring i vanndekt areal med endring i vannføring. Verdiene er gjennomsnitt for alle seksjonene av elvestrekningen.

Endring i vannføring (m³s ⁻¹)	Endring i areal (% ± SD)
5-10	13.5 (± 9,3)
10-15	7.8 (± 4,5)
15-20	5.7 (± 3,7)
20-25	4.5 (± 3,5)
25-30	3.7 (± 3,7)
30-34	2.5 (± 2,1)
34-40	3.0 (± 2,7)
40-50	4.1 (± 3,1)



Figur 35. Forholdet mellom vanddekt areal og endring i vannføring fra 5 til 50 m³s⁻¹ på en enkelt strekning på anadrom strekning.

Dersom gytingen på høsten skjer på høy vannføring, og samtidig at vannføringen i perioden mellom gyting og swim-up er svært lav, kan dette medføre innfrysing eller tørrlegging av rogn. Analysen viser at reguleringen har medført redusert differanse mellom høyeste ukesmiddel i gytetiden sammenholdt med laveste ukesmiddel i påfølgende vinter. Reguleringen har derfor gitt en forbedret situasjon når det gjelder forholdet mellom vannføring i gytetiden og lave vintervannføringer

4.2.3 Raske vannføringsendringer

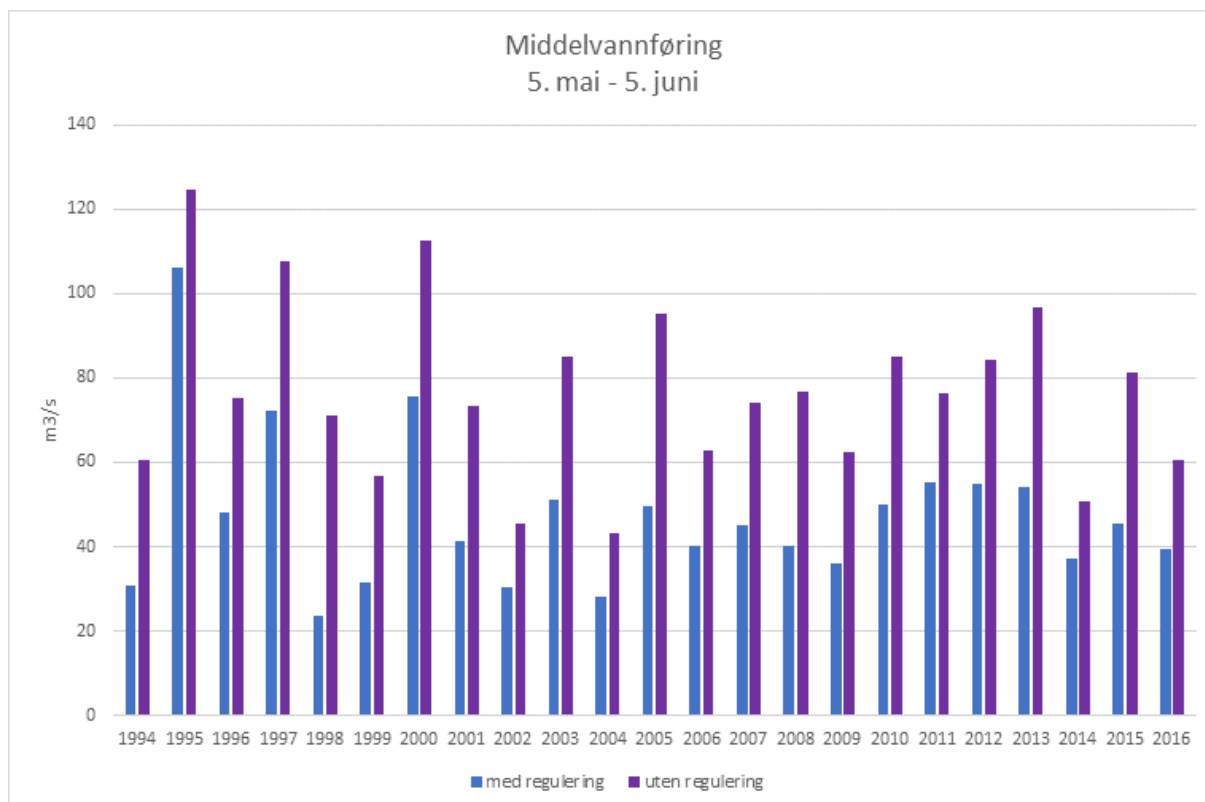
I hele perioden 1994-2019 har det i snitt vært 5-6 timesintervaller hvor reduksjonen i vannstand har skjedd raskere enn 10 cm pr time. Etter nærmere analyse, hvor disse episodene ble sammenholdt med data fra driften av kraftverket, viste imidlertid at raske vannstandsdropp primært skjedde under flomforhold når vannføringen var på retur. Det er ikke gjort noen tilsvarende analyse for episoder hvor vannstandsdroppet har vært mer moderat, men det må antas at enkelte av episodene ved moderate vannføringer forklares med kjøringen av kraftverket. Med de rutinene som nå gjelder for driften av kraftverket, hvor vannstandsdroppet skal ligge innenfor 3 cm/time, er det ingen grunn til å tro at stranding av fisk er et problem i Stjørdalselva.

Det er også uheldig for yngel og næringsdyr når økning i vannføring skjer unaturlig raskt, noe som kan føre til utspyling av næringsdyr og yngel. Det har vært i overkant av 20 timesintervaller pr år hvor vannstandsstigningen har gått raskere enn 10 cm/time. Det er ikke gjort noen selvstendig analyse av hvor mange av hendelsene som skyldes kraftverksdrifta og hvor mye som kan forklares med kraftig økt avrenning i feltet. Overløp over utløpsterskler i magasiner kan i enkelte sammenhenger være årsak til slike hendelser, men det er ikke vurdert om dette er tilfellet i Stjørdalselva.

Med de interne rutinene som nå gjelder for kjøringen av kraftverket konkluderes det med at kraftverksdriften ikke forårsaker raske dropp i vannstand i et omfang som medfører stranding av fisk. Det er imidlertid et kunnskapshull som trenger mer inngående analyser for å få mer kunnskap om effekten av raske økninger i vannføring/vannstand og om det kan forklares med drifta i kraftverket, konstruksjoner som overløpsterskler, eller om det skyldes naturlig rask respons i elva etter nedbør/smelting.

4.2.4 Vannføring ved smoltutvandring

Vannføring under smoltens utvandring om våren kan påvirke smoltens overlevelse både under utvandringen og i den første fasen av smoltvandringen i fjorden. Spredt smoltutvandring er antatt å gi en høyere dødelighet i sjøen gjennom økt predasjon enn når smolten går ut på en flomtopp med turbid vann (Hvidsten & Lund 1988). Flere undersøkelser tyder på at høy vannføring under smoltutvandringen gir økt overlevelse (Hvidsten m.fl. 2004, Forseth m.fl. 2003, Jensen m.fl. 2011).



Figur 36. Middelvannføring i smoltutvandringsperioden (5.mai-5.juni) de enkelte år med regulering og uten regulering.

For vurdering av påvirkningsfaktorer er det tatt utgangspunkt i at høy og variabel vannføring i smoltutvandringsperioden gir rask og synkron utvandring over en kort periode og således bedre overlevelse enn lav og stabil vannføring som gir en jevnere utvandring i hele smoltutvandringsperioden (Forseth & Harby 2013).

I analysen av vannføring under smoltutvandringsperioden er denne perioden satt til 5. mai – 5. juni, basert på de tidligere smoltundersøkelsene (jf. Arnekleiv m.fl. 2007a). Figur 36 viser middelvannføringen i smoltutvandringsperioden for de enkelte år med regulering og hvordan den ville ha vært uten regulering.

Analysen av middelvannføringen i smoltutvandringsperioden viser at vannføringen er lavere i alle år med regulering enn uten regulering. Dette kan bety at smoltoverlevelsen er dårligere under regulerte forhold. Imidlertid er variasjonen i vannføring under smoltutvandringen også viktig for smoltoverlevelsen. Data fra de tidligere undersøkelsene på utvandring og bestandsdata om lakse-smolten i Stjørdalselva gir mer detaljert informasjon om dette.

Undersøkelser av utvandring til smolt av laks og sjørret i Stjørdalselva ble utført i tida april/mai - juni hvert år fra 1991 til 2005. Fra Sona bru ble det hvert år fanget utvandrende smolt ved hjelp av feller manøvrert med elektriske vinsjer, og data ble analysert i forhold til livshistorieparametere (vekst, kondisjon, kjønnsfordeling osv.), sjøvannstoleranse, utvandringstidspunkt og utvandring i forhold til miljøparametere som vannføring, vannføringsvariasjoner, temperatur og temperatur-variasjoner (Arnekleiv m.fl. 1995, 2007, Hembre m.fl. 2001, Urke m.fl. 2014a,b).

I Stjørdalselva var smoltutvandringen assosiert med en økning i vannføring foran endring i temperatur. Det ble også utviklet en modell hvor smoltutvandring ble modellert mot regulert og uregulert vannføring og temperatur (Prof. Knut Alfredsen, publisert i Arnekleiv m.fl. 2007a). Modellen viste også at vannføring og temperatur, samt en endring i disse, var de viktigste miljøvariablene samt at utvandringsperioden og antall gjenværende smolt i elva hadde innvirkning på mengden smolt som vandret til enhver tid. Stor utvandring skjedde oftest på høy vannføring, men etter en periode med

lav vannføring og liten utvandring kunne bare en beskjeden vannføringsøkning igangsette stor utvandring. Liten og stabil vannføring på 25-30 m³/s (målt nedstrøms samløp Sona, NVE) forårsaket stopp i smoltutvandringen i Stjørdalselva, og perioder med relativt lav og varierende vannføring medførte stor spredning i utvandringen.

Utbyggingen av Kraftverkene i Meråker har gitt en utjevnert vannføring hvor flomtoppene er redusert. I snørike år med normal avsmelting vil reguleringen sannsynligvis ikke ha noen stor innvirkning på variasjonen i vannføringa i smoltutvandringsperioden og dermed på smoltutvandringen. Derimot gir reguleringa en mer utjevnert vannføring i smoltutvandringsperioden i år med middels og liten avrenning. Spesielt i år med lite snø vil den nye reguleringen medføre betydelig reduserte flomtopper i Stjørdalselva både i størrelse og hyppighet. Simulerte vannføringer for serien Sona ndf (NVE) de enkelte år indikerer også at vannføringa ville vært høyere og med flere små topper i slike perioder uten regulering (jf. Arnekleiv m.fl. 2007a). Smoltmodellen indikerer da også en økt utvandring av smolt under uregulerte forhold i slike perioder. Også de vellykkete forsøkene med lokkeflommer samt utvandringsdataene viser at mindre økninger i vannføring i perioder med stabil vannføring gir økt, og konsentrert utvandring.

Siden reguleringen har dempet flomtoppene og hyppigheten av flomtopper, har sannsynligheten for en mer spredt smoltutvandring økt, og reguleringen har også økt sannsynligheten for flere perioder med delvis stopp i utvandringen. Dette er i første rekke knytta til år med moderat og lite tilsig i smoltutvandringsperioden. En pålagt minstevannføring på 9,5 m³/s vil i liten grad påvirke utvandringen siden det først og fremst er økning i vannføring som betyr mest for utvandringen innen sesongen. I tillegg er det mulig at en redusert vanntemperatur øverst i elva i smoltutvandringsperioden kan være medvirkende årsak til en observert asynkron utvandring hos laksesmolten, og hvor smolt fra øvre del av elva vandrer seinere enn smolt i de to sonene lenger ned (Arnekleiv m.fl. 2007a). Vi konkluderer med at vannføring under smoltutvandring kan være en hydrologisk flaskehals i år med moderat og lite tilsig i smoltutvandringsperioden.

4.3 Andre påvirkningsfaktorer

De mange og svært komplekse sammenhengene mellom miljøforhold og bestandsdynamikk hos laks har en ikke full oversikt over. Med dagens kunnskap er de antatt viktigste faktorene inkludert i metodeopplegget i miljødesignhåndboka, men det finnes flere mulige påvirkningsfaktorer som ikke er inkludert, men som kan ha innvirkning på lakseproduksjonen. Noen av disse faktorene er indirekte følger av vassdragsreguleringen, mens andre faktorer skyldes andre typer aktiviteter knyttet til vassdraget. Nedenfor har vi gitt en omtale og vurdering av andre mulige påvirkningsfaktorer for lakseproduksjonen i Stjørdalselva, faktorer som ikke er inkludert i metodeopplegget for miljødesign i laksevassdrag.

4.3.1 Kanalisering, forbygning og grusgraving

I Stjørdalselva ble det på 1990-tallet foretatt tverrprofilmålinger som viste at elva har senka seg 0,5 – 2 meter siden 1925 (bl.a. referert i Mjøen 1999). Årsakene til senkningen er dels naturlig elveerosjon og dels menneskelige inngrep. Eksempelvis er det foretatt en rekke sikringstiltak i form av forbygninger mot erosjon i sidene og utretting av elveløpet flere steder, bl.a. i forbindelse med vei- og jernbanebygging og jordvern. På strekningen Nustadfoss- Gudå (ca. 17,4 km elvebredd) er det forbygninger i en lengde på ca. 4,5 km, noe som utgjør 25,7 % av elvebreddene (tabell 13).

Den generelle effekten av slike forbygninger er en økning i vannhastigheten spesielt på høye vannføringer og ved flom. Dette gir oftest økt bunnerosjon, og siden forbygningene hindrer erosjon i sidene stoppes tilførselen av løsmasser og en kan få betydelig bunnsenkning. Elvas "energi" blir i større grad kanalisert i vertikalplanet mot bunnerosjon i stedet for i horisontalplanet mot dannelse av nye elveløp (jf. Dahl og Godtland 1995). I tillegg har det trolig også i Stjørdalselva vært ryddet unna storstein i elveløpet i forbindelse med fløting, og stein fra elva kan også være brukt i forbygninger. Slike inngrep har imidlertid vært av lite omfang de siste tiårene.

Tabell 13. Oversikt over lengde av elvebredder og lengde av forbygninger, samt prosentvis andel av forbygd elvebredd på ulike strekninger i Stjørdalselva (data fra NVE).

Sone	Lengde elvebredd (elvelengde x2)	Lengde forbygning	Andel forbygd elvebredd
1. Sona - sjøen (Melen)	35 800 m	16 697 m	46,60 %
2. Gudå - Sona	43 800 m	4501 m	10,30 %
3. Nustadfoss - Gudå	17 400 m	4 475 m	25,70 %

Tidligere ble det også tatt ut store mengder grus fra elva, mest i nedre deler, og størst mengde på 1980-tallet. Det er registrert særlig stor bunnsenkning oppstrøms de stedene med historisk store grusuttak i elva (Stjørdal kommune 1991). Det årlige grusuttaket er betydelig redusert etter 1989. Bunnsenkning i Stjørdalselva er sannsynligvis en viktig årsak til blottlegging av leire flere steder på hele strekningen fra sjøen til Meråker. Leirflatene har vært spesielt godt synlige og lette å registrere under de årlige gytetroptakseringene på lav vannføring på høsten. Også på elvebredden har vi noen steder registrert endringer i blottlagt areal/bunndekke av stein i undersøkelsesperioden (1990-2016). Dette vil delvis være naturlige prosesser i elvas morfologi over tid.

Imidlertid konkluderer en undersøkelse fra Gaula (Arnekleiv & Rønning 1997) med at endringer i bunnssubstratet som følge av grusgraving har hatt en negativ virkning på oppvekstområder for laksefisk og ungfiskens næringsgrunnlag. Både grusgraving og forbygninger har bidratt til at elva har den karakteren den har i dag, og har nok i sum vært en negativ påvirkningsfaktor på fiskehabitatet, selv om undersøkelsene også viser at elveforbygninger kan gi gode skjulplasser. Det har også vært enkelthendelser som har tilført sedimenter på kortere strekninger i Stjørdalselva. Et større jordras gikk ut i Stjørdalselva nedenfor Meådal i august 2000, og slam fra brubygging i Meråker sentrum i 1993 tilførte sedimenter helt øverst i elva. Det ble også tilført sedimenter øverst i elva ved rens av tunell og oppstart av kraftverkene i 1993/1994. Det er antatt at dette hadde en lokal og midlertidig virkning på fiskehabitatet.

I perioden 2002 – 2005 gjennomførte NVE omfattende sikringsarbeider av Smemobekken og Stjørdalselva mot kvikkleireskred ved Kråkstadmarka, Meråker kommune. På en ca. 1,5 km strekning av Stjørdalselva fra Flåan bru til Nesan ble elvesenga og sidene plastret med grov stein. Over et kortere parti (Rashølen) ble elvesenga fylt opp flere meter med steinmasse. Tiltaket synes å ha hatt negative effekter for utbredelsen av gyteplasser i området, men sannsynligvis virket positivt for ungfiskbestanden i området siden det ble tilført grove steinmasser som har bidratt til økt skjulkapasitet på strekningen (Koksvik m.fl. 2003). Befaring av området i 2016 viste at tilførte masser med gytegrus var vasket vekk.

4.3.2 Endret dynamikk i erosjon/sedimentasjon

Vannkraftressursene i Meråker har vært utnyttet helt siden 1900-tallet med kraftverkene Kopperå II (1901), Turifoss (1908), Nustadfoss (1913) og Kopperå I med reguleringsdam Fjergen (1917). I tillegg kom Funna kraftverk med Funnsjøen som magasin i 1937. Alle disse gamle reguleringsene i tillegg til Meråker kraftverk (1994) har, sammen med erosjonssikring (forbygginger), bidratt til å redusere sedimenttransporten (grustilførselen) og påvirket den naturlige dynamikken mellom erosjon, sedimentasjon og tilskudd av grus til den øvre del av elva. Det er få masseførende sidebekker som gir ekstra grus til elva, selv om en grusvifte ved samløp Gudåa tilsier noe tilførsel av grus fra denne sidebekken. Redusert tilførsel av grus sammen med en utjevnet vannføring med mindre flommer bidrar både til endringer i bunnssubstratet (armering av bunnssubstratet med mindre skjulkapasitet (jf. Kap. 4.1.1) og til at dekket av gytegrus kan bli utarmet. Erosjon ned på leirbunn på områder av elva i Meråker er eksempel på et tynt gruslag som er forsvunnet eller omfordelt det siste tiåret. Tilførsel av naturtypiske masser og aktiv sedimentforvaltning kan være eksempel på tiltak for å bremse en slik utvikling og gjenskape gyte- og oppveksthabitat (Pulg m.fl. 2018).

4.3.3 Betydning av endrede isforhold og klimaendringer

Dokumenterte endringer i vanntemperaturen etter utbyggingen er tatt hensyn til i vurderingen av påvirkningsfaktorer gjennom analyse av temperatur og tidspunkt for klekking og «swim-up» og temperatur og vekst (jf. kapittel 3.5).

Temperaturendringene over tid etter reguleringen i 1994 skyldes i hovedsak endringer knytta til tapping av bunnvann og kraftverksdriften gjennom året, men endringene i klima i siste 25 årene har også en påvirkning. Hvor mye av temperaturendringene som skyldes kraftverksutbyggingen og hvor mye som skyldes klimaendringer er imidlertid ikke undersøkt. Temperaturendringene har også medført endringer i isforholdene med en lengre strekning hvor elva går åpen om vinteren, og med økt dannelse av bunnis i strykpartiene mellom Gudå og Flora. Mindre is og mer lystilgang bidrar til økt begroing og homogenisering av substratet, noe som fanges opp av habitatundersøkelsen.

Mindre islegging og formasjon av bunnis kan imidlertid ha innvirkning på fiskens atferd og på fiskens fysiologiske status og overlevelse. I Stjørdalselva ble ungfisk i Meråker og ved Hegra undersøkt mht. variasjonen i energiinnhold gjennom året og mellom lokalitetene. Laksungene fanget i Meråker lagret mest energi, men energitapet gjennom vinteren var også størst øverst i elva. Energiinnholdet hos årsyngelen før vintersesongen var 31 % lavere i Meråker enn ved Hegra, og forskjellen var signifikant. Undersøkelsen konkluderer med at det sannsynligvis skjedde en energirelatert dødelighet hos ungfisken om vinteren, og med sannsynlig høyere dødelighet øverst i elva sammenlignet med nedre del (Arnekleiv m.fl. 2007 a, Berg m.fl. 2006). Laboratorieforsøk har indikert at redusert isdekke om vinteren har medført økt dødelighet hos ungfisk av laks (Finstad m.fl. 2004 a,b) og en studie av vinteroverlevelsen til laksunger i områder med og uten oveflateis i Altaelva viste at overlevelsen var større med isdekke og at vinterdødeligheten var størst for de største laksungene i områder uten is (Hedger m.fl. 2013).

Selv om temperaturendringene i seg selv sannsynligvis har bidratt til bedre vekst (jf. Kap. 4.2.3) i Stjørdalselva, kan endringene i isforholdene og habitatet i øvre del sannsynligvis ha bidratt til en betydelig økning i ungfiskens dødelighet på den undersøkte strekningen (jf. avsnittet foran), noe som, sammen med sedimentering, totalt sett vises i en redusert tetthet av ungfisk over en periode på 22 år. Reduksjonen i smoltproduksjonen i sone 3 er sannsynligvis noe mindre enn reduksjonen i tetthet av parr på grunn av lavere smoltalder med lavere andel 5- og 4 års smolt. Vi fant imidlertid en signifikant sammenheng mellom ungfisktetthetene og smoltestimatene for perioden 1992-2005, mens smoltalder ikke ga noen signifikant sammenheng.

4.3.4 Gruveforurensning og vannkvalitet

I fjellområdene i Meråker har det vært gruvedrift fra 1700-tallet til ca. 1920 hvor en hovedsakelig har tatt ut kobbermalm. Avrenningen fra gruveområdene i Meråkerfeltet påvirker fortsatt vannkvaliteten i Torsbjørka og Gilsåa-Dalåa i betydelig grad. Det ble også påvist forhøyede tungmetallkonsentrasjoner i Stjørdalselva i Meråker i forhold til naturlig bakgrunnsnivå (Iversen m.fl. 1998). Det er utført undersøkelser på både begroing, bunndyr og fisk i sideelvene oppstrøms Nustadfoss og som belyser effekter av avrenningen på biologisk liv (Iversen m.fl. 1998, Reinertsen 1998, Arnekleiv m.fl. 2002). De største tungmetalltilførselene til Torsbjørka kommer via Skakkerbekken (også kalt Gruvebekken) og Mannlibekken som kommer inn i Torsbjørka nedafor inntaket til overføringstunnellen. Analyser av tungmetallinnholdet i elvevatnet fra flere punkter i Torsbjørka (Iversen m.fl. 1998, Reinertsen 1998) viser at kobberinnholdet i både Skakkerbekken og Mannlibekken i perioder ligger langt over det som er dødelig for bunndyr basert på erfaringer fra bl.a Gaula og Folla. Kobberinnholdet nederst i Torsbjørka, har også vært over det nivået som ga skader på spesielt døgnfluefaunaen i Gaula (48 µg Cu/l), og bunndyrundersøkelser viste klare forurensningseffekter på bunndyr i hele Torsbjørka nedenfor inntaket (redusert tetthet og arts mangfold), og med størst negativ effekt ned til Mannseterbakken (Arnekleiv 2008). Forsøk med å sette ut fisk i bur ga en stor dødelighet på ørreten nederst i Torsbjørka mens dødeligheten var lavere for ørret holdt i bur ovafor samløp Skakkerbekken (Gruvebekken) (Iversen m.fl. 1998). Også

andre fiskeundersøkelser på ørret og utsatte laksunger peker på skadelige effekter av tungmetalltilførslene (Arnekleiv m.fl. 2002). Reguleringen med bygging av kraftverkene i Meråker og overføringer har en betydelig innvirkning på vannkvaliteten i enkelte elveavsnitt. To rapporter fra NIVA og en rapport fra NTNU Vitenskapsmuseet konkluderer med at den nye Meråkerreguleringen sannsynligvis har medført høyere belastning av tungmetaller, særlig kobber i Torsbjørka ved at fortynningen er blitt mindre ved redusert vannføring og en har tilførsel av tungmetallholdig vann nedenfor inntaket fra både Skakkerbekken og Mannlibekken (Iversen m.fl. 1998, Arnesen & Iversen 2000, Arnekleiv m.fl. 2002).

I Dalåa ligger de største forurensningskildene ovafor overføringspunktet, og Dalåa får tilskudd av godt bufret vann fra Kvernskardelva, også ovafor overføringspunktet. Omfattende undersøkelser på bunndyr, ørret og utsatte laksunger nedafor overføringspunktet har ikke påvist noen skadelige effekter av tungmetaller på bunndyr eller fisk (Arnekleiv m.fl. 2002). Utsettingsforsøkene med laksunger i Dalåa har vist positive resultater der elva produserer utvandringsklar laksesmolt. Men også Dalåa har noe forhøya kobberverdier i forhold til naturlig bakgrunnsnivå. Jernutfelling i elvegrusen ved vanninntaket til Stjørdalsvassdragets klekkeri rett oppstrøms Nustadfossen medførte flere episoder med dødelighet på fisken i klekkeriet. Betydningen av eventuelt tungmetallholdig sig fra grunnen fra gamle oppredningsverk og Meråker smeltehytte er ikke vurdert, og det knytter seg fortsatt usikkerhet til om forurensningstilførsler (eksempelvis ved blandsoner) kan ha noen betydning for lakseproduksjonen helt øverst i anadrom strekning. Forsøk med sjøtoleranse for smolt fra Stjørdalselva i Meråker og fra Dalåa viste imidlertid god sjøvannstoleranse uten tegn til desmoltifisering, og normal smoltatferd (Urke m.fl. 2014 a,b).

Det er godt dokumentert at når store arealer demmes ned og deretter utsettes for varierende vanndekke og tørrlegging gjennom regulering, vaskes næringssalter og humus ut av jordsmonn og myr. Dette medfører en økt produksjon av plante- og dyreplankton som i sin tur gir en midlertidig økt fiskeproduksjon i magasinene (demningseffekt) (Elgmork 1970, Jensen 1982, Koksvik 1993). Undersøkelser både i Tevla og Skurdalsvoll dammen (Brodtkorb m.fl. 1995) bekrefter at en fikk en slik demningseffekt i Tevla, og fiskebiologiske undersøkelser i Fjergen i 2000, sju år etter siste tilleggsregulering, indikerte en fortsatt demningseffekt i Fjergen. Blant annet var biomassen av zooplankton i august mer enn dobbelt så høy i 2000 som før siste regulering (1984) (Koksvik & Arnekleiv 2001).

Det er også vist at en demningseffekt i magasiner kan medføre økt innhold av næringssalter i elvevatnet nedstrøms magasinet/kraftverket, som i Orkla (Hvidsten m.fl. 2004), og det er videre antatt at dette har resultert i en gjødslingseffekt i Orkla. Forsøk på gjødsling (tilført fosfor og nitrogen) i næringsfattige elver for å øke fiskeproduksjonen er utført blant annet i Litjvasselva og Klubbvasselva i Vefsna, og ga økt begroing, økt tetthet av bunndyr og økt tilvekst hos laksunger (Johnsen m.fl. 1991, 1997).

I Stjørdalselva er det ikke utført vannkjemimålinger som viser innholdet av næringssalter i vannet før/etter regulering, men innholdet av humus økte etter regulering og var høyest i øvre del av elva etter regulering (Arnekleiv m.fl. 2000). Det er derfor rimelig å anta at en også i Stjørdalselva har fått en økning i innholdet av næringssalter etter regulering, og ut fra data om situasjonen i magasinene er det trolig at denne effekten har vedvart i mange år. Begroingsundersøkelser foretatt av Reinertsen (1998) viste stor forekomst av alger i Stjørdalselva ved Meråker og kvalitative forskjeller i algesammensetning i forhold til stasjoner lenger opp i vassdraget. Dette settes i sammenheng med reguleringen, både ved utslipp av kaldt vann fra kraftstasjonen, og ved manglende isdekke og økt lystilgang vinter og vår (jf. Reinertsen 1998). Hvor langt nedover Stjørdalselva en har effekt av kraftverksvannet på algebegroingen vet vi ikke, og heller ikke de mengden endringer i begroingen etter reguleringen.

Mengden bunndyr økte i øverste del av Stjørdalselva, samtidig skjedde det en endring i artsammensetningen (Arnekleiv m.fl. 2020). Endringene er satt i sammenheng med regulerings-effekter ved økt utvasking av humus og næringssalter og en økning i begroing og antatt økning i

sedimentasjon i Stjørdalselva (Arnekleiv m.fl. 2000, 2020). Dette har trolig også påvirket laksungenes habitat og vekst. Undersøkelser viser at tilført zooplankton gjennom kraftverksvannet ble utnyttet av laksungene (0+) (Arnekleiv m.fl. 2007b).

4.4 Samlet diagnose

Diagnosen for laksebestanden i forhold til skjultilgang og gytehabitat (habitatflaskehals), stadium for regulering og produktivitet for de ulike segmentene på den undersøkte strekningen er tidligere presentert i Figur 33. Den samlede diagnosen for hele strekningen med hensyn på stadium for bestandsregulering, habitatflaskehals og produktivitet er gitt i tabell 14. Tabellen viser også den samlede diagnosen (vurderingen) av hydrologiske flaskehals og vurdering av vannføring for totalproduksjonen samt vurdering av bestandsreducerende faktorer for hele strekningen. Nedenfor gis en mer utdypende vurdering av de enkelte elementene i samlet diagnose.

Til forskjell fra analysen av skjultilgang, gytehabitat, bestandsregulering og produktivitet som ble vurdert i 33 segmenter, ble hydrologiske faktorer som vannføring, vannføringsvariasjoner og temperatur vurdert samla for hele strekningen siden det er lite uregulert tilsig på strekningen og vannføringen i stor grad blir bestemt av kraftverksdriften og vannføringen nedstrøms kraftverkene i Meråker, øverst på anadrom strekning (jf. Kap. 3.4 og 4.2). Basert på mengde og spredning av vektet skjul og gytehabitat på seksjonene ble «stadium regulert» klassifisert til «parr» på de fleste seksjonene (jf. Figur 33) og totalt (Tabell 14). Dette skyldes at tilgangen til skjul er klassifisert som «lite» på 16 seksjoner og moderat på 11 seksjoner (6 seksjoner uten måling), mens det var «mye» gytehabitat på 27 av 33 seksjoner. Bestandsdata fra 12 el-fiskestasjoner i det undersøkte området viser også at parr er begrensende, bortsett fra fire stasjoner der ingen livsstadier er begrensende (jf. Figur 33). Samlet er derfor parr det regulerende livsstadium på strekningen, og skjul er helt klart en habitatflaskehals (Tabell 14).

Produktivitet er klassifisert ved at forekomst av gyteareal (gytegroper), ble satt sammen med klassifisering av skjul for hver seksjon. På den undersøkte strekningen ble produktiviteten på 26 seksjoner klassifisert til «moderat», mens 7 ble klassifisert til «lav». Seksjonene med klassifisering «lite» og «moderat» produktivitet karakteriseres av en habitatflaskehals (mangel på skjul), og er en faktor som begrenser produksjon av smolt i området. I og med at substratkategoriseringen viser at de fleste seksjonene enten hadde grov grus, stein eller stor stein som dominerende substrat, ligger det et potensial for økt produktivitet i disse områdene. Dette, ved at man øker variasjonen i skjultilgang for å dekke behovet til samtlige årsklasser ved å øke mangfoldet av substratstørrelser innen hvert område.

I Miljødesignhåndboka er det antatt at det er en proporsjonalitet mellom vanndekt areal og fiskeproduksjon, slik at om vanndekt areal øker 20 %, så øker fiskeproduksjonen også 20 %. Det er imidlertid faglig diskutabelt om det eksisterer en slik universell sammenheng. Variasjoner i vannføring og vanndekt areal over året kan forårsake hydrologiske flaskehals, og sammenhengen forutsetter at nye tilgjengelige arealer har samme habitatkvalitet. På den undersøkte strekningen i Stjørdalselva har denne undersøkelsen dokumentert at bunnareal ned til vadbart dyp overveiende har liten skjulkapasitet. Det er stor sannsynlighet for at en habitatdegradering har skjedd etter reguleringen i 1994 og virkninger av vannføringsendringer må vurderes i lys av dette.

Tabell 14 Klassifisering av stadium for regulering av laksebestanden i Stjørdalselva i Meråker kommune, ut fra vurderingskriteriene gitt av tabell 16 i Håndbok for Miljødesign. + betyr at reguleringen har hatt positiv effekt. Tegnene *,** og *** indikerer at utfyllende kommentarer fins i tekst etter tabellen.

Klassifiseringssystem	Faktor	Vurderingsutfall	Gradering
Bestandsregulering	Stadium for regulering – fra habitatkartlegging	Yngel/parr/ingen	Parr
	Stadium for regulering – fra bestandskartlegging	Yngel/parr/ingen	Parr
	Samlet vurdering stadium for regulering	Yngel/parr/ingen	Parr
Habitatflaskehalser	Begrensende habitatfaktor	Ingen/gyteareal/skjul/begge	Skjul
Produktivitet ut fra habitatforhold		Lav/moderat/høy (1-3)	2
Vannføring & totalproduksjon	Betydning av vannføring for produksjon	Liten/middels/stor (1-3)	1*
Hydrologiske flaskehalser	Sommervannføring som flaskehals	Økt, ingen/svak/moderat/sterk (+, 0-3)	+
	Vintervannføring som flaskehals	Økt, ingen/svak/moderat/sterk (+, 0-3)	+
	Gytevannstand som flaskehals	Ingen/svak/moderat/sterk (0-3)	0/1 (ingen/svak)
	Sannsynlighet for 0+ habitat som flaskehals	Ingen/lav/moderat/høy (0-3)	1
	0+ vekst som flaskehals på grunn av temperatur	Ingen/moderat/sterk (0,2,3)	0
Kombinerte flaskehalser	Sannsynlighet for homogenisering av elveløpet som flaskehals	Ingen/lav/moderat/høy (0-3)	0**
Bestandsreducerende faktorer	Redusert smoltproduksjon på grunn av temperatur	Ingen/liten/moderat/stor (0-3)	1***
	Redusert smoltoverlevelse under utvandring	Økt, ingen/ liten/moderat/ stor (+, 0-3)	2***
	Sannsynlighet for habitatforringelse	Ingen/lav/moderat/høy (0-3)	3***

* En analyse av sammenhengen mellom vanndekt areal og vannføring viser at det er relativt liten økning i vanndekt areal mellom 15 og 50 m³/s, og størst økning mellom 5 og 10 m³/s (jf. Figur 35, s. 47). Siden minstevannføringen er satt til 9,5 m³/s og en har arealer med lite skjulkapasitet i arealene over denne vannføringen, er betydningen av vannføring for total fiskeproduksjon angitt til 1 (liten betydning) i tabell 14.

Den hydrologiske variasjonsanalysen har sett på hvordan den samlede reguleringen har påvirket vannføringsregimet sammenlignet med uregulerte forhold. Det er derfor ikke tatt spesifikt hensyn til regulerte vannføringer før 1994.

Analysen viser at reguleringene har ført til redusert vannføring i mai og juni, mens vannføringen gjennom vintermånedene har økt, og de høyeste vannføringene er redusert. De aller fleste år har det blitt en lavere midlere vannføring i sommerhalvåret etter regulering. Dette skyldes i hovedsak at det meste av vårfloppen holdes igjen i magasinene for kraftproduksjon til vinteren. Analysen viser videre at svært høye vannføringer opptrer sjeldnere på grunn av reguleringen. Det samme gjelder også svært lave vannføringer som opptrer langt sjeldnere etter regulering enn det som var situasjonen før regulering. Mer eksakt er det slik at vannføringer større enn 34 m³/s nå opptrer sjeldnere enn før regulering. Varighetskurvene for vannføring er imidlertid svært forskjellig dersom vi ser på sommersituasjon og vintersituasjon for seg.

Spesielt lave sommervannføringer (lavere enn ca. 10 m³/s) opptrådte i ca. 10 % av tiden i uregulert tilstand. Etter reguleringen oppstår så å si ikke situasjoner med så lave vannføringer. Dette skyldes minstevannføringskravet som er 9,5 m³/s ved samløp Funna.

Den mest tydelige endringen som følger av reguleringen er at spesielt lave vintervannføringer ($\leq 9,5$ m³/s) nesten er fraværende etter regulering, mens slike lave vintervannføringer opptrådte i nesten 30 % av tiden før regulering. Dette vises i analysen av «laveste ukesmiddel» som er den perioden over sju dager med laveste gjennomsnittsverdi for vannføring i perioden. Laveste ukesmiddel i vintersesongen har økt betraktelig for alle år i den undersøkte perioden. For sommersesongen har laveste ukesmiddel økt litt som følge av reguleringen i 19 av 22 år.

**En sammenfattende vurdering av hydrologiske flaskehalser er vist i tabell 14. Feltet «Kombinerte flaskehalser» i tabell 14 gjelder, ifølge miljødesignhåndboka, effekter av vannføringsvariasjoner som medfører endringer i fordeling av stryk, gruntområder og høyer og eksempelvis reduksjon i gruntområder, grunnere kulper etc. Vi har ikke data som kan vise en slik utvikling i elveløpet etter regulering, men det som med stor sannsynlighet har skjedd etter regulering er en homogenisering av substratet med tiltetting av hulrom og en «armering» av substratet. I Stjørdalselvas tilfelle har det ikke vært utført tiltak/fysiske endringer av betydning for en slik homogenisering av elveklasser. Riktignok har uttak av grus bidratt til å homogenisere elveløpet og dette har ikke direkte sammenheng med reguleringen. Klassifiseringen er ellers noe vanskelig å beskrive ut fra håndbokas tekst, her hadde vi problemer med å fullt forstå formuleringen. Vi tolker «homogeniserende flaskehalser» at det fins grunn til å vurdere dette punktet dersom det har blitt utført fysiske tiltak i elvestrekningen som har påvirket vannhastighet /struktur, slik som terskler osv. som bidrar til å påvirke fordelingen av elveklasser direkte.

***Under rubrikken «Bestandsreduserende faktorer» har vi vurdert temperatur i forhold til vekst, og konkludert med at temperaturendringene i seg selv sannsynligvis har medført en bedre vekst og noe lavere gjennomsnittlig smoltalder. De fiskebiologiske undersøkelsene har imidlertid ikke avdekket noen økning i smoltproduksjon eller økning i tetthet av eldre laksunger på den undersøkte strekningen. Resultatene viser en signifikant reduksjon i tettheten av laksunger >0+ både for perioden 1995-2016 og 2012-2016, mens det ikke var signifikant endring i tetthet eller økning i tetthet i samme perioder i sone 1 (nederst i Stjørdalselva) og i Forra. Sammenligner vi gjennomsnittstetthetene i sone 3 (strekningen som er undersøkt her) for perioden 1990-1994 (før regulering) med perioden 2012-2016, er det en redusert tetthet av laksunger fra 39,6/100 m² til 28/100 m² (29,4 % reduksjon). Sammenligner vi tettheten før regulering med tetthetene over hele perioden

(1995-2016) er reduksjonen 23,2 %, mens en sammenligning med tettheten før regulering med tetthetene de sju siste årene (2010-2016) viser en reduksjon på 25,5 % (Arnekleiv m.fl 2020).

Selv om både økt vanndekt areal og spesielt økt lavvannføring om vinteren og økt vekst skulle virke positivt på fiskeproduksjonen, synes dette å bli mer enn oppveiet av en reduksjon i kvaliteten på oppvekstarealet ved homogenisering og tiltetting av substratet.

Av bestandsreduserende faktorer som ikke er med i håndboka, men som kan ha virket negativt på smoltproduksjon i sone 3 etter 1994 har vi nevnt:

- Mindre isdekke, økt bunnstifell og økt vintertemperatur har sannsynligvis medført en økt vinterdødelighet som er forårsaket av bl.a. fysiologisk status med lave energiresurser og økt predasjon (jf. avsnitt 4.3.3).
- Raske vannstandsdropp pga. kraftverksdrift blir ikke vurdert til å være bestandsreduserende med dagens praksis for drift av kraftverket, mens raske endringer i vannføring /vannstand blir vurdert til å være en mulig negativ indirekte påvirkning.

Utjevning av vannføringsmønster over året (mindre og færre flommer, mer stabil minstevannføring) kan, sammen med redusert mekanisk påvirkning av elvebunnen, føre til at sedimenter legger seg i hulrom i substratet. Store flommer er viktig for å opprettholde hulrom i sedimentet ved at det «vasker/spyler» sedimenter ut av substratet og vedlikeholder hulrommene i substratet. Isgang bidrar til mekanisk omrøring av substratet, noe som ofte skjer i forbindelse med oppbrudd av isdekke på våren. Mangel på mekanisk og hydraulisk vedlikehold av elvebunnen kan føre til fortetting av hulrom i substratet slik at skjul for ungfisk blir redusert. En slik habitatforringelse er i overensstemmelse med de resultatene vi finner på elvestrekningen; - lave skjulverdier i områder med grovkornet substrat (stein og stor stein), tyder på tetting av skjul og nedslamming av oppveksthabitat. Dette samstemmer igjen med resultatene fra de fiskebiologiske undersøkelsene; strekningen har mye gyteareal og god tetthet av årsyngel, mens tettheten av eldre laksunger er redusert gjennom undersøkelsesperioden på 22 år etter reguleringen. Dette har ført til at produktiviteten for strekningen er vurdert som moderat. En slik utvikling i sedimenttransport og hulromstilstand er også registrert i andre regulerte vassdrag som Altaelva (Ugedal m.fl. 2007) og Suldalslågen (Saltveit & Bremnes 2004), og vi finner ikke andre påvirkningsfaktorer som kan være hovedårsak til en slik tilstand enn kraftreguleringen i 1994. Andre påvirkningsfaktorer (jf. kap. 4.3) er vurdert å ha hatt mindre negativ effekt, eller kan være indirekte effekt av reguleringen. Eksempelvis er det på strekningen ikke gjennomført større grusuttak eller kanaliseringer de siste 10-15 år, og mindre isdekke, økt lystilgang og endret erosjon og sedimentering vil også være indirekte effekter av reguleringen.

5 Tiltaksplan og designløsninger

5.1 Vurdering av mulige hydromorfologiske tiltak

5.1.1 Habitattiltak

Habitatkartleggingen og gytegrepregistreringen viste at det finnes relativt store arealer med egne gytegrus på hele anadrom strekning i Meråker kommune, særlig oppstrøms Gudå. Spredningen av gyteområder har stor effekt på fiskeproduksjonen. På grunn av sterk konkurranse mellom yngelen vil tetthetsavhengig dødelighet føre til at spredte gyteområder gir større rekruttering til bestanden enn få, store gyteområder konsentrert på en kort strekning. For å øke elvas kapasitet for fiskeproduksjon er det derfor et poeng at fordelingen av gyteområder på anadrom elvestrekning er jevn, og at det ikke er lang avstand mellom gyteområder og gode oppvekstområder (Einum & Nislow 2005, Einum m.fl. 2008). De aller fleste seksjonene på den undersøkte strekningen ble karakterisert til å ha mye gytehabitat, og gytehabitat er derfor ikke en flaskehals for lakseproduksjonen i området. Det var imidlertid noen få seksjoner med lite gytehabitat, og dette var blant annet områder med blottlagt leire.

Basert på mengde og spredning av vektet skjul og gytehabitat på seksjonene ble «stadium regulert» klassifisert til «parr» på de fleste seksjonene (jf. Kapittel 3.6). Dette skyldes at tilgangen til skjul er klassifisert som «lite» på store deler av strekningen som er undersøkt. Bestandsdata fra 12 el-fiskestasjoner i det undersøkte området viser i stor grad samme resultat når det gjelder hvilke stadier som er begrensende for lakseproduksjonen.

Mange undersøkelser viser at yngel av ørret og laks foretrekker grunne områder med grus (10-60 mm, jf. Pulg m.fl. 2018), mens de beste områdene for større ungfish har grovere substrat (stein og blokk, 60-260 mm og >260 mm respektivt) hvor det er godt med skjul (Heggenes & Saltveit 1990, Armstrong m.fl. 2003, Finstad m.fl. 2007). Habitatkartleggingen viser at det på strekningen tilsynelatende er gunstig substrat for oppvekst (grov grus og stein), men at substratet er tettet til med mye finsubstrat som tetter til hulrommene og en får en «sementert» elvebunn. Dette bekreftes av skjulmålingene. Skjul karakteriseres som en flaskehals for de fleste seksjonene og er en faktor som begrenser produksjon av smolt i området. Samtidig viste substratkartleggingen at det er store arealer med grov grus og stein. Det ligger derfor et potensial for økt produktivitet i disse områdene ved å øke mengden av skjul i tilknytning til gyteområdene.

Det finnes mange ulike metoder for å fysisk øke mengden skjultilgang og forbedre oppveksthabitat, og nærmere beskrivelse av slik metoder er gitt i Pulg m.fl. (2018). For Stjørdalselva i Meråker kan følgende ulike tiltak være aktuelle:

- Rensing av substrat - harving, ripping og spyling
- Restaurere flomløp og sideløp
- Tildekking (sikring) av blottlagte leirflater.
- Steinutlegging for å øke skjulkapasiteten
- Økt ruhet i erosjonssikring (begrense kanalisering, øke skjul i elvekanten)

Biotopforbedrende tiltak og restaurering av reguleringspåvirka elvestrekninger er gjennomført i en rekke elver, og med varierende resultater (jf. Pulg m.fl. 2018). Gjennomgående er erfaringene fra rensing/lufting av bunns substrat og steinutlegging at tiltakene gir raskt en god effekt, men har begrenset varighet og trenger vedlikehold. I og med at de bakenforliggende prosessene i elva (utjevnnet vannføring, mindre isdekke og bortfall av store flommer) ikke endres, vil sedimentering av finsubstrat fortsette og substratet tettes gradvis igjen. Ved utlegging av stein og buner kan en lokalt oppnå økte vannhastigheter og endre strømningsforhold (selvrensing) som kan øke varigheten av tiltaket. Imidlertid er sedimentering av godt fungerende habitattiltak også vist i Dalåa med stabil minstevannføring og tilrettelagte oppveksthabitater for laks (jf. Arnekleiv m.fl. 2018). En må derfor regne med jevnlig vedlikeholdsintervall for slike tiltak.

Et tiltak med å gjenåpne gjenvokste sideløp og ta i bruk flomløp tilpasset også lave vannføringer og samtidig skjerme mot flommer har vist seg å kunne gi økte, og gode oppvekstarealer (Pulg m.fl.

2018). Eksempel på et slik velfungerende sideløp finner vi ved Renå på den undersøkte strekningen (jf. Arnekleiv m.fl. 2007b), og i en egen rapport har Kanstad-Hanssen foreslått slike tiltak en rekke steder i hele Stjørdalselva (Kanstad-Hanssen & Øksenberg 2014). Lenger ned i Stjørdalselva, ved Einang i Hegra, etablerte NVE en 660 m lang bekk i et flomløp, og med tilpasset oppveksthabitat i 2012 (Kjøsnes & Hagen 2016). Mye ungfisk av både laks og ørret tok raskt i bruk bekken, men en stor flom i januar 2014 medførte store ødeleggelser i den øvre del av bekken. I etterkant ble det bygd en flomvoll ved inntaket til bekken for å skjerme mot både isgang og flom. Erfaringen viser at det er mulig å skape ekstra gyte- og oppvekstarealer ved å ta i bruk slike flomløp, men det kan være utfordringer med å få det stabilt nok til å tåle store variasjoner i vannføring (Kjøsnes & Hagen 2016). Det er heller ikke gjennomført oppfølgende undersøkelser i det nye flomløpet som viser hva en kan oppnå av økt fiskeproduksjon ved et slik tiltak.

Blottlagte leirflater er 0-områder i forhold til både gyte- og oppvekstarealer, og restaurering av slike leirflater vil kunne gi økte produksjonsområder. Slike tiltak kan være krevende, og tilsier tekniske krav til planlegging og gjennomføring. Vi antar at en i mange tilfelle må inn med omfattende steinlegging (eksempelvis bunnterskel) for å stabilisere mot tilbakeerosjon (erosjon oppstrøms tiltaket) i strykstrekninger, og med betydelige mengder tilført stein. Men med et slik tiltak vil det være fullt mulig å restaurere de få områdene dette gjelder i øvre del av Stjørdalselva. Ettersom grusuttak ikke har vært forårsaket av regulanten, vil det være nærliggende å foreslå at dette kan delfinansieres av flere forvaltningsetater.

Vår vurdering er at fysiske habitattiltak som kan skape økt skjul og/eller øke arealet av gode oppveksthabitater vil være et viktig bidrag til å øke den naturlige produksjonen av laks og sjøørret på anadrom del av Stjørdalselva i Meråker. Dette vil kunne kompensere for de negative påvirkningene av reguleringen på produksjonen av parr. Men både varigheten av slike tiltak og hvor stor økning i fiskeproduksjon det vil gi er høyst usikkert. Tiltak som har vist seg å ha lengre varighet er erosjons-sikringer i elv, gjerne bestående av større stein, hvor disse brukes ofte som skjul av større fisk. I enkelte tilfeller kan riktignok slike erosjonssikringer ha motsatt effekt, spesielt observert i de tilfeller at steinene legges systematisk («flislagt») og kan bidra til en kanaliseringseffekt. Elveforbygninger kan også hindre naturlige erosjonsprosesser i å skje, noe som er nødvendig for enkelte arters tilstedeværelse. En løsning kan være å bygge forbygninger som tillater erosjon der elva er smal og tilfører nye løp. I et slikt tilfelle reduseres kanaliseringseffekten og en tilfører elva potensielt mer av de nødvendige grusmassene. Nye konstruksjoner av sikringer bør derfor gjøres etter et reflektert vedtak hvor miljøaspektet tillegges tilstrekkelig vekt.

5.1.2 Hydrologiske tiltak

Reguleringen av Stjørdalselva har medført flere tydelige hydrologiske endringer. Hovedhensikten med reguleringen er å holde tilbake vann fra vårflommen og lagre dette i magasinene til vinterhalvåret da tilsiget er lite og kraftbehovet er stort. Det er derfor som forventet når våre undersøkelser klart viser at vannføringen har blitt redusert på våren og er tilsvarende økt i vintermånedene. I utgangspunktet fører dette til både positive og negative påvirkninger på laks og sjøørret. Redusert vannføring på våren, når smolten går ut av elva kan gi mindre synkron utvandring og redusert overlevelse på grunn av økt predasjon. Bedre styring av vannføringen i smoltutvandringsperioden med en klar topp når potensialet for vandring er størst, vil kunne bidra til mer synkron utvandring. Økt vannføring gjennom vinteren har imidlertid en positiv effekt på overlevelsen fordi den tetthets-avhengige dødeligheten avtar. Reguleringen har riktignok medført at store flommer opptrer sjeldnere etter regulering enn det som ville ha vært situasjonen i uregulert tilstand. Store flommer har en tydelig effekt på bunnsubstratet i vassdrag ved at det blir tilført noe nytt substrat fra sidevassdrag og elvebredder, det blir en omveltning av eksisterende substrat, og det får bunnvegetasjon i form av alger å mose til å bli spylt nedover vassdraget. Ved spesielt store flommer kan det imidlertid også skje en midlertidig gjentetting av hulrom med sand. Dette ble f.eks. observert i Gaula etter store flommer i 1995 og i 2011.

I Stjørdalselva er det satt et minstevannføringskrav på 9,5 m³/s ved samløp Funna. Dette er langt høyere enn det som var situasjonen i uregulert tilstand både for sommer- og vintersesong. Det er klart

at dette nivået på minstevannføring har bidratt sterkt til å opprettholde produksjonen av laks og sjørret i Meråker. En jevn og stabil minstevannføring er imidlertid en unaturlig situasjon i vassdrag. Stabil vannføring over tid legger til rette for at alger og mose får mulighet til å utvikle seg med livskraftige bestander helt inn til bredden. Under slike forhold må det store krefter til for å vaske bunnsubstratet rent ved en flom. Når finsedimenter tørker under lavvannsperioder, og påvekstalger og mose dør, vil det være mye lettere å få dette vasket ut når det skjer vannføringsøkning etter tørkeperioder. Det har tidligere vært lite fokus på dette som et problem når det fastsettes minstevannføring i vassdrag, så det er lite støtte i litteraturen for at en mer variabel minstevannføring vil redusere problemet med gjentetting av skjul i bunnsubstratet. Tilsigsbasert variasjon i minstevannføringen vil være et tiltak som reduserer problemet med gjentetting av bunnsubstratet (Harby og Bogen 2012).

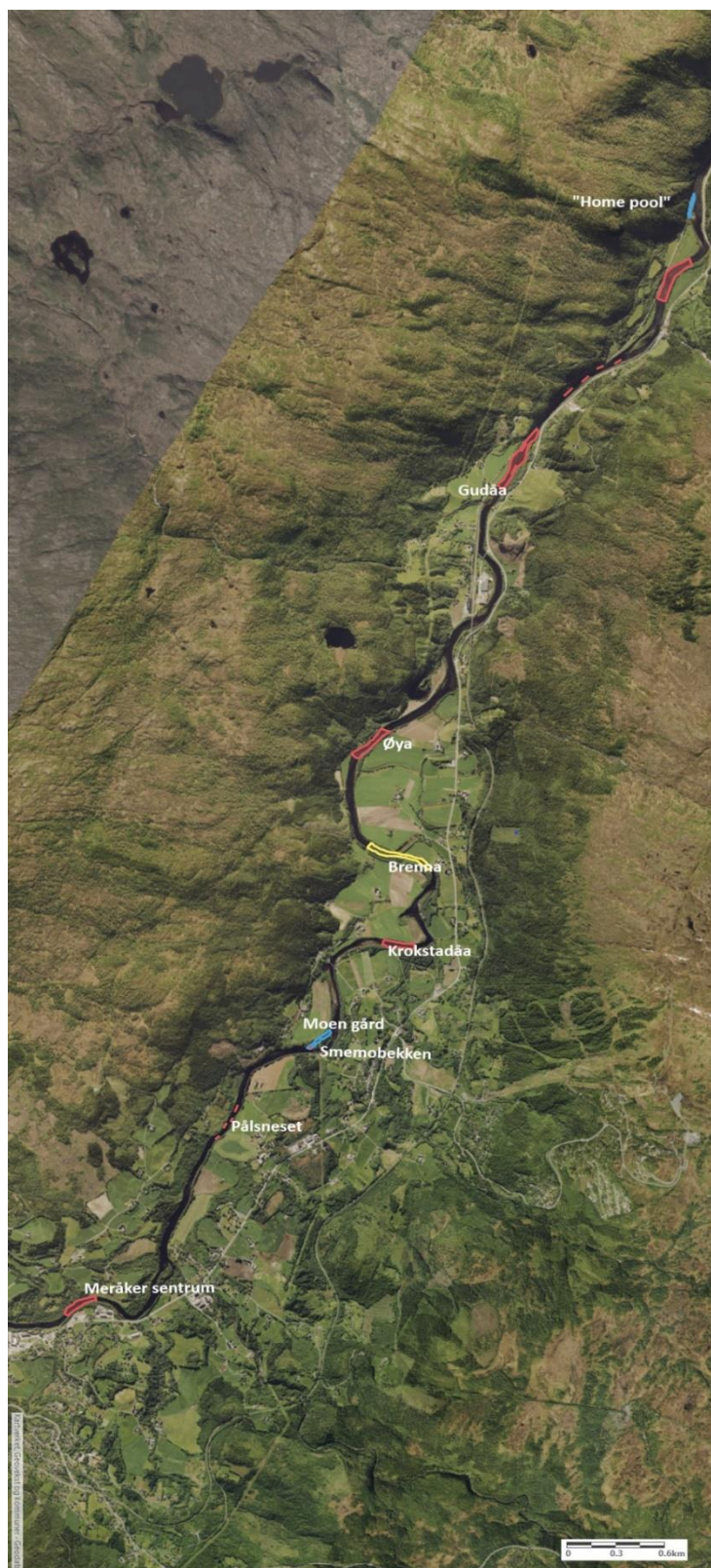
I regulerte vassdrag er det ofte en fare for at det skal opptre unormalt raske vannstandsvariasjoner. Dette skjer som oftest ved for raske avslag eller oppstart av aggregater. De mest dramatiske episodene skjer imidlertid ved ikke-planlagte utfall av kraftverk. I Stjørdalselva har NTE selv pålagte restriksjoner i kjøremønsteret som bidrar til at det er relativt få episoder hvor det opptrer kritisk raske vannstandsvariasjoner, men våre undersøkelser har vist at det forekommer. En nærmere analyse av dataene viste imidlertid at episoder med de raskeste vannstandsdroppene ikke skyldtes drifta i kraftverket. Det har ikke vært tilsvarende fokus på skadelige effekter av raske økninger i vannføring, og det kan ikke utelukkes at dette er et problem i Stjørdalselva. Dette er imidlertid ikke undersøkt i detalj.

Våre beregninger av endringer i vanntemperatur viser at vanntemperaturen har blitt lavere på forsommeren, men høyere på høst og gjennom vinteren. Dette skyldes at kraftverksinntakene ligger på relativt dypt vann. Den forhøyede vanntemperaturen gjennom vinteren medfører at det i mindre grad etablerer seg et stabilt isdekke i denne delen av elva. Manglende overflateis kan medføre økt energibruk og dødelighet for laksungene gjennom vinteren. Under spesielt kalde episoder kan det under slike forhold dannes betydelige mengder med bunnis. Dette kan skape store problemer for laksunger som oppholder seg nede i bunnsubstratet gjennom vinteren.

Et tiltak som kan vurderes er øke tilgjengelig elveareal ved å bygge laksetrapp ved Nustadfoss. Produktivt areal oppstrøms Nustadfoss er i dag begrenset, men vil trolig kunne økes betrakelig ved å fjerne demningen ved Nustadfoss som i dag stuver opp vann. Vi har ikke klart å finne historiske bilder av denne delen av elva før demningen ble bygd, og det er dermed usikkert hvilken kvalitet de potensielt kan ha. I og med at driften ved denne demningen ble nedlagt ved reguleringa i 1994, vil det ikke være vesentlig problematisk for kraftverksdriften. Imidlertid er åpningen av dammen på Nustadfoss forbundet med flere risikoelementer, som vil kreve grundig innhenting av kunnskap om kjemi og biologi. På nåværende tidspunkt stuves vannet opp til samløp Dalåa/Torsbjørka, og dette har trolig hatt en forbedrende funksjon for vannkjemi. Dette, ved at tungmetaller fra gruvedriften i Dalåa og Torsbjørka trolig har sedimentert i substratet over dammen, fremfor å påvirke liv nedstrøms dammen. Hvis denne stillestående delen av elva brytes opp fra stillestående til elv, vil det dermed medføre en risiko for liv nedstrøms ved at disse tungmetallene transporteres nedover. I tillegg kan man forvente en jevn strøm med tungmetaller fra gruveveltene lenger opp i systemet, som pr. dags dato ikke er utbedret. Med andre ord, skal dammen rives må man forsikre seg om at både substrat og vannkjemi holder godt økologisk potensial ift. vannforskriften.

5.2 Konkrete forslag til habitattiltak

Det er knyttet betydelige usikkerheter til varigheten av habitattiltak i hovedelva og likeledes til hvor mye ekstra smolt en kan produsere ved de ulike tiltakene. På grunn av dette foreslår vi at gjennomførte habitattiltak overvåkes med hensyn på ungfisktetthet. Overvåkingsparametre bør inkludere endringer i hulromskapasitet, ungfisktetthet og tetthet av gytegrøper. Ut fra resultatene av en slik evaluering kan habitattiltakene oppskaleres dersom dette er nødvendig for å kompensere for bortfallet av fiskeutsetninger. Nedenfor har vi konkretisert og kartfesta forslag til slike tiltaksområder (Figur 37). For tiltak med å ta i bruk dels tørrlagte flomløp/sideløp, så er det begrensa



Figur 37. Oversikt over foreslåtte konkrete habitattiltak, fra Meråker i sør til Renå i nord. Røde felt indikerer harving/utlegg av større substrat, røde linjer indikerer steinrygger, blå felt indikerer restaurering av sideløp, gult felt indikerer område med blottlagt leire.

med muligheter på den aktuelle strekningen, men to-tre aktuelle områder er konkretisert i avsnitt 5.2.3 (blå markering, Figur 37). For tiltak med å restaurere områder med blottlagt leire, så er det et aktuelt felt på elvestrekningen ved Brenna, og vi foreslår at dette området restaureres.

Harving eller ripping er et alternativ for utvalgte seksjoner av strekninger med nærhet til gyteområder. Denne metoden er egnet for den undersøkte strekningen av Stjørdalselva, da mangel på skjul er en flaskehals for produksjon av ungfisk på svært mange av seksjonene på strekningen. Substratstørrelsen i seksjonene er i kategorien stein eller stor stein for de fleste seksjonene, noe som er gunstig for skjul hvis fínsedimenter fjernes (se Pulg m. fl. 2018 s. 98 og 178). Ved harving/ripping anbefales det å kombinere med andre fysiske tiltak (utlegg av større stein/steinrygg, fjerning av terskel) for kunne ha en mer permanent effekt av tiltaket.

1. Meråker sentrum – utenfor den nedlagte Essostasjonen (Figur 38, 63.42152° N, 11.73221° Ø), kombinert med utlegg av stein.
2. Nedstrøms sideløpet ved Smemobekken/Moen, kombinert med fjerning av terskel og utlegg av stein (se avsnitt *Restaurere flomløp/sideløp*).
3. Ved Krokstad, oppstrøms utløpet av Krokstadåa (Figur 39, 63.44030° N, 11.67481° Ø).
4. Brenna – leirflater, kombinert med steinutlegg og bunnplastring (se avsnitt *Tildekking av blottlagte leirflater og sedimentforvaltning*).
5. Vollåa – Oppstrøms utløp, ved Øya (Figur 40, 63.43811° N, 11.64364° Ø).
6. Gudå – nedstrøms utløp, oppstrøms stryket i Stjørdalselva. Kombineres med utlegg av steinrygger (se avsnitt *Etablering av steingrupper og langsgående steinrygger*).
7. Renå ved utløp/sideløp «Home pool», kombinert med utjevning av fall og utlegg av stein (se avsnitt *Restaurere flomløp/sideløp*).



64



Figur 39. Oppstrøms utløpet av Krokstadåa anbefales det fjerning av finsedimenter, gjerne i kombinasjon med utlegg av steinrygger/større stein over et område på 8500 m².



Figur 40. Ved Øya, ved Vollåa anbefales det å harve/tromle/spyle de områdene (15000m²) hvor elvesubstratet er tildekt av finsedimenter.

5.2.2 Etablering av steingrupper og langsgående steinrygger

Etablering av steingrupper og steinrygger er også et tiltak for å øke skjulkapasiteten på ulike typer mesohabitat, og tiltaket kan med fordel kombineres med rensing av substratet som angitt over.

Steingrupper kan etableres av noen større steiner (0,7-1,5 m) omgitt av mindre steiner (0,3-0,5 m) i en klynge. Dette tiltaket kan være aktuelt i relativt dype områder med lave vannhastigheter (eks. dyp glattstrøm). Steingruppen bør ligge under vannoverflaten på de fleste vannføringer.

Langsgående steinrygger etableres av rekker av stein (0,4-0,6 m) som fundamenteres og legges parallelt med vannstrømmen ute i elvesenga, og som skal være permanent vanddekte. Slike steinrygger kan være relativt lange, og formes slik at tverrprofilen er avrundet på midten og skråner



Figur 41. Ved Pålset i Stjørdalselva foreslår vi utsett av steinrygger som vil øke skjultilgang og lokalt bedre de hydrologiske forholdene for eldre fisk over et område på 12000 m².



Figur 42. Ved utløpet på Gudå i Stjørdalselva foreslår vi utsett av steinrygger som vil øke skjultilgang og lokalt bedre de hydrologiske forholdene for eldre fisk over et område på 12000 m².

utover ned mot elvebunnen. Utformingen skal hindre at finsedimenter fyller opp hulrommene, og er best egnet i strykpartier med moderate vannhastigheter.

Vi forslår at slike steingrupper og steinrygger etableres på to lokaliteter, samt en lokalitet i kombinasjon med harving/spyling/tromling;

1. Pålsneset, en drøy km nedstrøms utløp av Funna (Figur 41, 63.43079° N, 11.70068° Ø).
2. Gudå – nedstrøms utløp, oppstrøms stryket i Stjørdalselva, kombineres med harving (63.44634° N, 11.59883° Ø, se Figur 42).
3. Mellom utløp Gudå og Renå, nedstrøms stryk og lokaliteten i forrige punkt (63.45089° N, 11.58526° Ø, se Figur 43).



Figur 43. Oppstrøms Renå i Stjørdalselva foreslår vi utsett av steinrygger som vil øke skjultilgang og lokalt bedre de hydrologiske forholdene for eldre fisk over et område på 22000 m².

5.2.3 Restaurere flomløp/sideløb

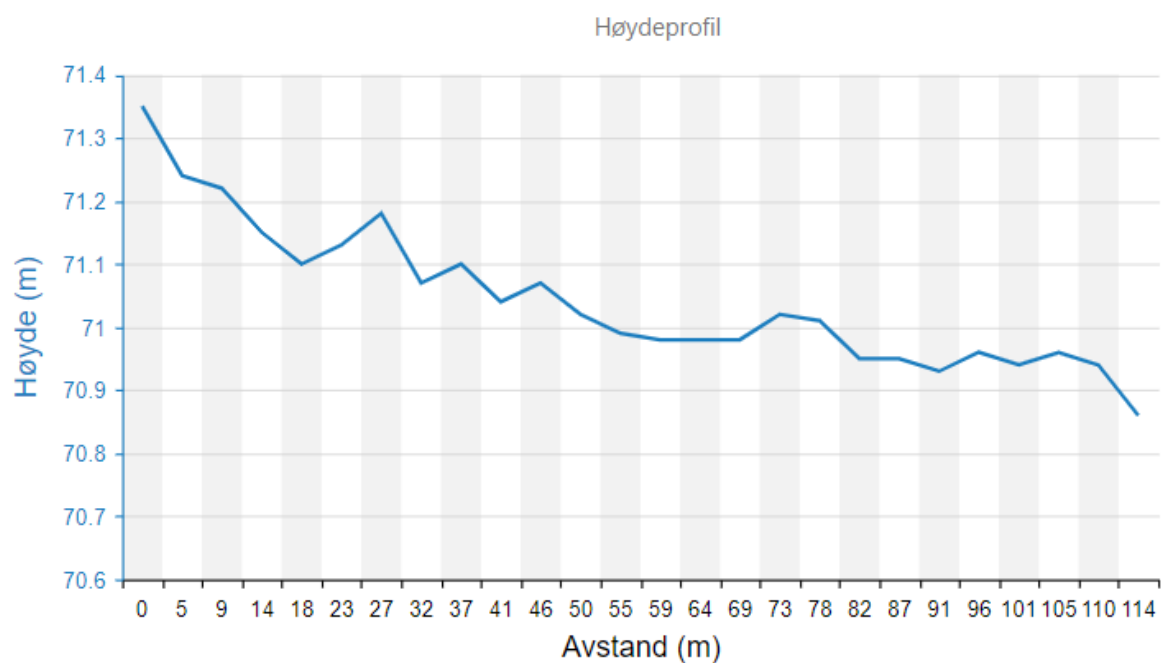
1. Konkret tiltak ved Smemobekken – sideløb (63.43515° N, 11.69104° Ø, Figur 44).
2. Sideløb ved Renå nedenfor Home Pool (63.45594° N, 11.55985° Ø, Figur 47).

Ved Smemobekken, Krokstadmarka, fins det et sideløb på motsatt side, som kunne vært restaurert til fordel for eldre parr. Her kan nåværende terskel fjernes, som trolig er en eldre adkomstvei til elveøya, eller som har blitt brukt av motorkjøretøy som krysningspunkt over elvas tverrsnitt. Ved å fjerne denne vil det lokalt ugunstige stryket bli jevnet ut over et større område og tillate et større område med optimal vannføring. I tillegg til å bedre det allerede etablerte sideløpet, kan man grave nytt løp mellom skogen og grusøra lenger ned (jf. Figur 9 i Kanstad-Hanssen & Øksenberg 2014). Kombinert med tilrettelegging av større substrat og evt. langsgående steinrygg, vil dette kunne tilføre opp mot 5000 + 1500 m² med potensielt bra område for parrproduksjon.

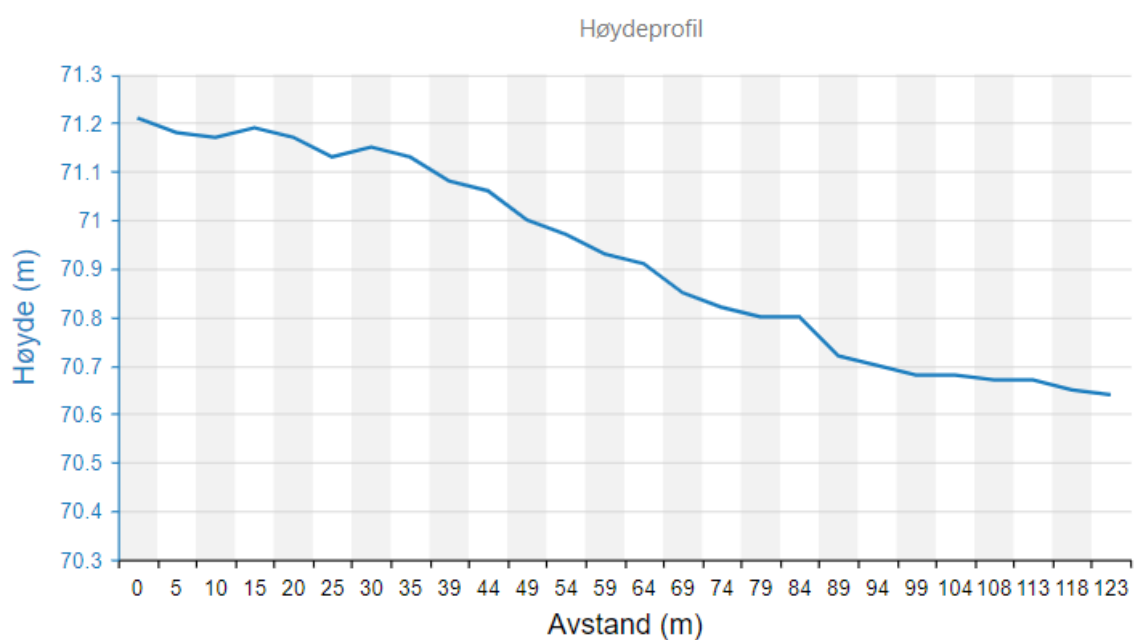
Et sideløb nedstrøms Reinåa ved fiskevallet «Home pool», kan også restaureres med formål å øke Stjørdalselvas tilgang til strykmuligheter. I dette sideløpet er det kun en halv meter fall på et omtrent 120 m langt strekke, hvorav 100 m av strekket har et fall på kun 20 cm (Figur 45). Her kan tiltaket bestå i å ta ut de fineste løsmassene, for så konstruere en jevn fallgradient, tilsvarende slik fallgradienten er i hovedløpet (jevnt fall, 0,5 m på ca. 100m, Figur 46), og i tillegg supplere med større substrat. Prosessen kompliseres noe ved at dette sideløpet ligger tett ved jernbanen, men dette kan løses ved å tilføre grov, ru utformet erosjonsikring, som tilfører ekstra skjulmuligheter for eldre årsklasser.



Figur 44. Ugunstig utformet terskel ved Moen gård/Smemobekken.



Figur 45. Fallgradient i sideløpet v. «home pool». En stor del av fallgradienten forekommer tidlig og sent i løpet. Ved å foreta uttak av løsmasser kan man senke løpet og jevne ut fallgradienten. Et slikt tiltak må suppleres med tilføring av større substrat for optimal skjultilgang for større fisk. Fallgradienten ble beregnet og fremstilt med verktøy fra NVE Atlas.



Figur 46. Eksempel på jevn fallgradient i hovedløpet ved kandidaten for sideløprestauring v. «home pool». Fallgradienten ble beregnet og fremstilt med verktøy fra NVE Atlas.



Figur 47. Sideløp ved Reinåa, ved fiskevallet «home pool» kan restaureres for å tilføre ytterligere 2000 m² med oppvekstområder for parr.



Figur 48. Et større område ved Brenna har stedvis blottlagt leire

5.2.4 Tildekking av blottlagte leirflater og sedimentforvaltning

I forbindelse med kartlegging i 2016 ble det dokumentert større blottlagte leirflater v. Brenna (Figur 48, 63.44137° N, 11.66181° Ø). Her bør elvebunnen restaureres og dekkes med substrat av variert størrelse, for å kunne tilføre et varig tiltak på dette strekket. I tillegg kan det vurderes steinrygger som vesentlig øker mengden skjul i det 17000 m² store området, som i dag har tilnærmet null produktivitet. Elva er svært smal her, og det bør vurderes å øke bredden på elvesenga, dels ved fjerning av masser, og dels ved nye forbygginger som gir elva større bredde.

5.3 Konkrete forslag til hydrologiske tiltak

Tabell 15. Oversikt over utfordringer som følger av hydrologiske endringer etter utbygging, hvilke tiltak som kan settes inn, hvilken effekt de forventes å få og en første vurdering av kostnad/kompleksitet ved eventuell gjennomføring. Grønn farge indikerer gode tiltak i kost-nytte-perspektiv. Gul farge indikerer middels gode tiltak, mens rød farge indikerer at tiltaket kommer dårligere ut i kost-nytte-perspektiv.

Utfordring	Mulig tiltak	Forventet effekt	Kostnad/kompl eksitet
1 Redusert vårflo	Bidra til peaking av vårflo ved ikke å kjøre pumpen i Tevla i noen dager	Moderat	Enkelt å gjennomføre, men direkte tap i kraftproduksjon
2 Forhøyet vintertemperatur og senket temperatur på forsommer	Bygging/ombygging av inntak Fjergen	Bedre islegging, positiv effekt på bunnssubstrat, bedre overlevelse	Veldig dyrt
3 Raske vannstandsøkninger	Analyse av årsakssammenheng og eventuelt identifisering av tiltak i driften	Mulig positiv	Overkommelig
4 Stabil minstevannføring	Utarbeide konkret vurdering og beskrivelse av minstevannføring uten økt vannforbruk	Klart positiv på omfang av gjentetting og skjul	Noe mer kompleks kjøring av kraftverkene, men bør være overkommelig

5.4 Prioritering av tiltak - tiltaksplan

Fjerning av finsedimenter er en mer omfattende prosess som bør gjøres over hele det foreslåtte området, men opprettelse av steinrygger og utlegg av større stein er en mindre omfattende prosess, som kun utføres på deler av området. Ettersom effekten av tilførsel av større skjul også bidrar til å bedre de lokale hydrologiske forholdene, vil vi oppfordre til å ta i bruk denne teknikken der det er mulig og hvor det anses forsvarlig. Tiltak som også medfører økning i vannhastighet kan gå på bekostning av oppvekstområder for årsyngel, men med kunnskap om potensielle gyteområder (vedlegg), skal dette kunne unngås. I tillegg minnes det om at flaskehalsen for bestanden som helhet ikke er på stadiet «yngel». Erfaringer fra tidligere utbedringer viser riktignok at man kan oppnå områder som egner seg både for yngel og eldre ungfish (Pulg m.fl. 2018).

De foreslåtte hydrologiske tiltakene er noe som kommer hele strekket og flere arter til gode, også bunndyr og ørret. En økt prosentvis overlevelse på grunn av bedrede hydrologiske forhold (mindre strandingstilfeller) vil mest sannsynlig virke tetthetsuavhengig, ettersom ungfishens bruk av grunne områder forekommer ved alle ungfishtettheter (Kielland 2013, Puffer m.fl. 2018). Man kan dermed tenke seg en prosentvis økning i smoltproduksjon ved bedring av raske vannføringsendringer eller stabilisering av minstevannføring, herunder økt vannareal (se kapittel 4.2).

For å kunne dokumentere at det faktisk foreligger en økt positiv effekt som følge av de tiltakene som gjøres anbefales det jevnlig overvåkning av referansestasjoner. Dette bør utføres årlig på de behandlede områdene, så vel som på etablerte el-fiskestasjoner som jevnlig har blitt undersøkt siden 1990. I tillegg bør det følges opp med måling av gyteområder og skjul på områder som behandles, hvor det anbefales årlige målinger for å kunne få et godt estimat på hvor ofte evt. vedlikehold bør utføres. En måling av skjul over tid, vil dermed også gi et mål til tilsvarende regulerte elver, hvor problemstillingen er den samme.

Tabell 16. Forslag til prioritering over forespeilede utfordringer, hydrologiske- og habitattiltak, hvilken effekt de forventes å gi og en første vurdering av Kostnad/kompleksitet ved eventuell gjennomføring. Størrelse på effekten er beregnet ved en vannføring på 30 m³/s.

Utfordring/ oppgave	Mulig tiltak	Forventet effekt	Kostnad/kompleksitet	Størrelse, effekt
1 Raske vannstandsøkninger	Analyse av årsaksammenheng og identifisering av tiltak i driften	Klart positiv	Overkommelig	Hele strekket
2 Stabil minste vannføring	Utarbeide konkret vurdering og beskrivelse av miljøbasert minste vannføring uten økt vannforbruk	Klart positiv på omfang av gjentetting og skjul	Noe mer kompleks kjøring av kraftverkene, men bør være overkommelig	Hele strekket
3 Blotlagt leire, Brenna	Plastre elvebunn, utlegg av grus, steinrygger og større stein. Øke bredden på elvesenga	Vesentlig	En del kostnader i form av fyllmasser, men kan muligens finansieres i samarbeid med vassdragsforvaltning	17 000 m ²
4 Utbedring av område ved Gudå	Harving/spyling/tromling samt utlegg av steinrygger	Oppgradering fra lavt produktivt til høyt produktivt	Engangsfinansiering, samt en mindre kostnad for vedlikehold	12 000 m ²
5 Utlegg av steinrygger, oppstrøms Renå	Utlegg av nye steinrygger som tilfører bedre hydrologiske forhold og økt skjul	Positiv for parr, også lite gyting i området. Oppgradering fra lavt til høyt produktivt	Overkommelig	22 000 m ²
6 Høy andel finsedimenter, Krokstadåa	Harving/spyling/tromling	Positiv for parr, lite skjul i området. Oppgradering fra moderat (basert på yngelområder) til høyt produktivt	Overkommelig	8 500 m ²
7 Høy andel finsedimenter, Øya	Harving/spyling/tromling	Positiv for parr, veldig lite skjul i området. Oppgradering fra moderat til høyt produktivt	Moderat	15 000 m ²
8 Restaurering v. Moen Gård, Smemobekken	Fjerning av terskel, utlegg av stein. Utgraving av masser for nytt sideløp i grusør	Utelukkende positivt, tilfører nye områder	Engangsfinansiering + noe vedlikehold	7 500 m ²

9 Utlegg av steinrygg, Påluneset	Utlegg av nye steinrygger som tilfører bedre hydrologiske forhold og økt skjul	Positiv for parr, også lite gyting i området. Oppgradering fra moderat (basert på yngel) til høyt produktivt	Overkommelig	12 000 m ²
10 Fjerning av finsedimenter, Meråker Sentrum	Harving/spyling/tromling, fortrinnsvis med utlegg av stein	Positiv for parr, må stedstilpasses kjente gyteplasser i området. Oppgradering fra moderat (basert på yngel) til høyt produktivt	Moderat, basert på spesialtilpasset design. Krever vedlikehold	10 000 m ²
11 Restaurering sideløp, home pool	Uttak av masse, utjevning av gradient. Utlegg av større substrat og erosjonsikring	Utelukkende positivt, tilfører nytt område	En del grunnarbeid, samhandling med jernbane og erosjonsikring kreves. Kan muligens delfinansieres med Jernbaneverket	2000 m ²
12 Redusert vårflo	Bidra til peaking av vårflo/reneflo ved ikke å kjøre pumpen i Tevla i noen dager	Moderat effekt på vedlikeholdsmengde, muligens negativ effekt på steinutlegg/steinrygger/gytegrus	Enkelt å gjennomføre, men direkte tap i kraftproduksjon	Hele strekket
13 Forhøyet vintertemperatur og senket temperatur på forsommer	Bygging/ombygging av inntak Fjergen	Bedre islegging, positiv effekt på bunns substrat, bedre overlevelse	Veldig dyrt	Hele strekket
			Sum	106 000 m² + hydrologiske forbedringer

6 Vurdering av dagens utsettingspålegg ut fra resultater fra fiskeundersøkelser og tiltaksanalysen

6.1 Gjennomføring av utsettingspålegget

Allerede i 1992 ble det tatt inn stamlaks fra Stjørdalselva og høsten 1993 ble det totalt satt ut 64 700 ensomrig settefisk fra Stjørdalsvassdragets klekkeri (Tabell 17). I alle år, unntatt i 1994, 1997 og 2009, ble det satt ut mellom 19000 og 113500 ensomrig laks på elvestrekninger ovenfor anadrom strekning i Stjørdalsvassdraget. All utsatt fisk har i alle år vært merket ved å klippe bort fettfinnen, og fisken er satt ut som ensomrig settefisk i august (og noen år september). I 1994 ble det satt ut 10700 tosomrig settefisk og bare 1300 ensomrig settefisk, og i 1997 var 9000 av de 22500 settefiskene tosomrige. Det har vært noen episoder med høy dødelighet (vanligvis okerkvelning) i klekkeriet, og i 2009 ble det bare satt ut vel 1400 settefisk. Størst antall laks har vært satt ut i årene 2007, 2004 og 2002 (Tabell 17), og totalt har det over en periode på 24 år vært satt ut ca. 1 525 486 settefisk av laks. Dette gir en gjennomsnittlig årlig utsetting av ca. 63 600 settefisk av et pålegg på 80 000.

På forsøksfeltene ved Øyvollen og Storuddu i Dalåa ble settefisken hvert år fordelt likt utover feltet slik at tettheten i utgangspunktet skulle være om lag like stor på referansefelter og tiltaksfelter. Imidlertid varierte mengden settefisk mellom år, noe som medførte ulik tetthet per kvadratmeter mellom år (Tabell 17). Utenom 2009, hvor det ikke ble satt ut fisk på forsøksområdet, og 2014 hvor det bare ble satt ut 2000 settefisk, har det årlig blitt satt ut 4500 til 12300 settefisk på forsøksområdene, hovedsakelig ensomrig laks satt ut i august. Dette gir en beregnet tetthet på mellom 0,8 og 2,1 fisk per kvadratmeter. I 2012, hvor tiltaksfeltene ble restaurert i september/oktober, ble det bare satt ut 4500 settefisk, og i årene etterpå varierte mengden settefisk utsatt i testområdet mye. Resultatene av undersøkelsene på tilslaget av settefisk på tiltaksfelter og referansefelter er gitt i Arnekleiv m.fl. 2002, 2018.

6.2 Gjenfangster, smoltundersøkelser og bestandsvurderinger

6.2.1 Gjenfangster

Utsatt fettfinneklippt laks fra klekkeriet kom inn i sportsfiskefangstene fra 1996. Rapportering av gjenfangster er gjort til laksebørsen for Stjørdalselva, til Stjørdalsvassdragets klekkeri m.fl. I tillegg er det sendt inn skjellprøver av fisk. På innsamla skjellprøver er det angitt om fettfinne manglet, og det er til en viss grad mulig å skille ut kultivert fisk fra oppdrettsfisk og villfisk i skjellanalysen. Data på skjellanalyser er sammenlignet med innrapportert fettfinneklippt laks til laksebørsen og resultatet er framstilt i tabell 18. Etter 2006 har det også vært mindre fokus på gjenfangstrapportering, og spesielt etter 2010 hvor en stadig større andel laks er gjenutsatt etter fangst, vil vi anta at rapportering av merket laks som gjenutsettes bare skjer unntaksvis. Andel merket laks vil derfor være et minimumstall i forhold til reelt antall gjenfangster.

Vi har derfor valgt å se på gjenfangsttall for perioden 1996-2008 og antar at gjenfangstene har vært i samme størrelsesorden også for de siste ti år. Gjenfangsttall fra laksebørsen/fangststatistikken for hele elva har ikke vært tilgjengelig, men vi har samla opplysninger om gjenfangster av fettfinneklippt fisk i rapporterte sportsfiskefangster i Meråker (Meraker Brug og MJFF) for perioden 1996-2008. Innrapporterte gjenfangster av fettfinneklippet laks lå i perioden 1997-2006 på 1,3-7,8 % i Meråker (Tabell 19). Disse tallene er imidlertid usikre, og for årene 2004-2006 mangler rapporter fra MJFF over gjenfanget fettfinneklippt fisk.

Tabell 17. Antall settefisk av laks (ensomrig, 0+) satt ut i ulike områder/elver i Stjørdalsvassdraget fra Stjørdalsvassdragets Klekkeri i Meråker. All fisk er laks av Stjørdalselv/Forra stamme. (Data fra klekkeriet).

*Det ble satt ut en andel tosomrig fisk, totalt 10170 i 1994 og 9000 i 1997.

År	Dalåa oppstr. Øydammen	Dalåa nedstr. Øyd., andre sideelver	Forra/Vigda	Sum
1993	20000	13700	0	33700
1994	9800*	2200*	0	12000
1995	9000	10000	0	19000
1996	17000	25000	51000	93000
1997	16200*	5300*	1000	22500
1998	14000	8700	0	22700
1999	14000	10000	0	24000
2000	18000	25000	25600	68600
2001	10000	36500	18600	65100
2002	16000	25000	69500	110500
2003	19000	16000	12000	47000
2004	28200	48900	26200	103300
2005	29000	13300	26000	68300
2006	29000	40000	22350	91350
2007	25000	62500	26000	113500
2008	17500	58000	6500	82000
2009	0	846	590	1436
2010	16500	45900	21200	83600
2011	32400	32700	15900	81000
2012	21700	24200	0	45900
2013	26850	41680	17670	86200
2014	17500	44200	12900	74600
2015	30400	67000	0	97400
2016	20900	57900	0	78800
Sum	457950	714526	353010	1525486

Tabell 18. Antall settefisk av laks (ensomrig, 0+) satt ut i testområdet (Storuddu og Øyvollen) i Dalåa fra Stjørdalsvassdragets Klekkeri i Meråker. All fisk er laks av Stjørdalselv stamme. Rogna ble lagt ut i Dalåa ovafor Øydammen. (Data fra klekkeriet)

År	Dalåa testområde	Utsatt tetthet n/m ²	Dalåa, utlagt rogn, antall
1993	5000	0,8	
1994	5800	1,0	
1995	8000	1,4	
1996	11000	1,9	
1997	5000	0,8	
1998	9000	1,5	
1999	9000	1,5	
2000	10000	1,7	
2001	8000	1,4	
2002	7000	1,2	
2003	10000	1,7	
2004	11000	1,9	
2005	10000	1,7	
2006	8000	1,4	41000
2007	8000	1,4	21200
2008	6500	1,1	0
2009	0	0,0	36000
2010	7800	1,3	
2011	12300	2,1	
2012	4500	0,8	
2013	10350	1,8	
2014	2000	0,3	
2015	10000	1,7	
2016	6100	1,0	
Sum	184350	1,3	98200

Tabell 19. Oversikt over antall fettfinneklippt laks ("klekkerifisk") rapportert til laksebørsen m.fl. i forhold til total fangst (hele elva og Meråker, off. statistikk) og andel "klekkerifisk" i innsamla skjellprøver av laks i perioden 1996-2008 (fra Arnekleiv m.fl. 2009). For fisk fanget i sportsfiske, fins kun data på fettfinnestatus fra fisket i Meråker.

År	Antall laks, antall fettfinneklippt ()		Andel (%) fettfinneklippt		Antall skjellprøver		Andel (%) "klekkerifisk"	
	hele elva	Meråker	hele elva	Meråker	hele elva	Meråker	hele elva	Meråker
1996	1226 (ingen data)	52 (0)			166	31	0,6	0
1997	426 ()	37 (1)	2,7		62	13	3,2	7,7
1998	2291 ()	232 (16)	6,9		313	81	4,8	13,6
1999	2110 ()	297 (16)	5,4		476	119	7,1	5,1
2000	3339 ()	513 (40)	7,8		538	110	5,8	9,1
2001	4198 ()	565 (43)	7,6		476	120	5,5	5,0
2002	1966 ()	199 (8)	4,0		388	87	2,6	8,0
2003	3205 ()	165 (6)	3,6		502	97	4,0	1,0
2004	1076 ()	67 (3)	3,1		294	60	3,7	5,0
2005	1519 ()	152 (2)	1,3		245	51	8,6	3,8
2006	1836 ()	195 (3)	1,5		408	97	2,8	4,1
2007		(0)	0		270	45	3,7	0
2008		(6)			420	79	5,2	7,6

Andelen laks med kultiveringsbakgrunn (fettfinneklippet fisk) i skjellprøvene fra Meråker varierte fra 1 % til 13,6 % (tabell 19), og med et gjennomsnitt på 6,5 %. Andelen "klekkerifisk" var også større i Meråker enn i hele elva i 7 av 11 år, vurdert ut fra skjellprøvene. Ut fra skjellprøvene varierte andelen fisk med kultiveringsbakgrunn mellom 2,6 og 8,6 % for hele elva (1997-2006), med gjennomsnitt 4,1 %. Dette er en lavere andel enn andelen merket smolt på utvandring. Fellefangstene av smolt ved Sona bru ga en gjennomsnittlig andel smolt med klekkeribakgrunn på 9,3 % (jf. Arnekleiv m.fl. 2007b). Det er ikke usannsynlig at smolt med kultiveringsbakgrunn kan ha en dårligere overlevelse i sjøen enn villaks slik som vist for kultivert smolt (se Finstad & Jonsson 2001). Vi vil imidlertid peke på at gjenfangstrapportering av fettfinneklippt fisk sannsynligvis også gir en underestimert av reell gjenfangst, uten at vi kan tallfeste hvor stor denne underrapporteringen er.

Oppsummering og konklusjon

Utsatt fettfinneklippt laks fra Stjørdalsvassdragets klekkeri kom inn i sportsfiskefangstene fra 1996. Gjenfangsttall fra innrapporterte fangster i Meråker tyder på en fangstandel på mellom 1,3 % og 7,8 % mellom år. Analyse av skjellprøver av voksen laks fra Meråker viser en andel av kultivert fisk på mellom 1 % og 13,6 % mellom år, med et gjennomsnitt på 6,5 %. Gjenfangstrapportering fra sportsfiske er med stor sannsynlighet underrapportert. Til sammenligning viste fellefangstene av utvandrende smolt ved Sona bru en gjennomsnittlig andel smolt med klekkeribakgrunn på 9,3 %, noe som vurderes som en høy andel. Forskjellen antas dels å skyldes en underrapportering av gjenfanget fettfinneklippt laks, men kan også dels ha sammenheng med at smolt fra settefisk kan ha en noe lavere overlevelse i sjøen enn villsmolt.

6.2.2 Smoltundersøkelser i Dalåa

Utvandring av smolt fra utsatt fisk i Dalåa ble undersøkt ved hjelp av ei Wolf-felle i perioden 1995-2004 samt i 2006 og 2009. Fella ble montert opp ved terskelen på Øydammen i Dalåa (304 moh.) hver vår og demontert på ettersommeren. I tillegg ble smoltutvandringa studert ved smoltfellefangst ved Sona i Stjørdalselva.

Årlig produksjon av settefisksmolt fra Dalåa er ikke fastsatt med sikkerhet og har variert mellom år, men er i gjennomsnitt grovt beregnet til ca. 3 smolt pr. 100 m² i områder det er satt ut fisk (Arnekleiv & Rønning 2018). Basert på det utsettingsarealet som har vært benytta i Dalåa (både ovafor og nedstrøms smoltfella) kan en regne en smoltproduksjon på ca. 4500 smolt pr. år i perioden 1995-2005. Med en gjenfangstprosent på 1,5 vil det representere 67 fettfinnekleipt laks fanget pr. år i hele elva. Antallet rapportert i Meråker har variert mellom 0 og 43 pr. år (1997-2006). Beregningene virker derfor rimelige, tatt i betraktning at det vil være en underrapportering av finnekleipt fisk.

I de årene hvor fella sannsynligvis har fanget storparten av den utvandrende smolten (årene 1995, 1996, 1998, 2000, 2001, 2003, 2004) har smoltutgangen variert mellom 820 og 1460 smolt, med et gjennomsnitt på 1182. For perioden 1993-2002 ble det årlig satt ut i gjennomsnitt 12400 settefisk årlig ovafor fella og som ga en utvandring på 1182 smolt årlig, noe som tilsier en overlevelse fra 0+ til smolt på om lag 9,5 %. Dette vurderes som en lav overlevelse. I forholdet til antallet vill smolt fanget i fellene ved Sona varierte andelen av «Dalåasmolt» fra 4,8-18 % mellom år, og med et gjennomsnitt på 9,3 % i perioden 1995-2005. Laksesmolt produsert fra utsatt ensomrig laks har derfor utgjort en betydelig andel av registrert utvandrende laksesmolt i Stjørdalselva. Laksesmolten fra settefisk fanget ved Sona hadde en signifikant lavere smoltalder (gj.sn. 2,6 år, N = 1852) enn villsmolten (gj.sn. 3,8 år, N= 8840), og den var signifikant lengre (gj.sn. 131,2 mm) enn villsmolten (121,9 mm) i samme periode (Arnekleiv m.fl. 2007a).

6.2.3 Bestandsvurderinger og tiltaksanalyser

Det er fra Miljødirektoratet bedt om at påleggsundersøkelsene har et spesielt fokus på å vurdere utsettingene opp mot andre eventuelle avbøtende tiltak. Utsettingspålegget (80 000 ensomrig settefisk pr. år) skal kompensere eventuelt tap i lakseproduksjonen som skyldes reguleringen. Det blir derfor et spørsmål om de avbøtende tiltakene som er foreslått i kap. 5 helt eller delvis kan kompensere for utsettingene gitt at det kan vises til en redusert fiskeproduksjon som skyldes vannkraftutbyggingen i 1994. Både de fiskebiologiske undersøkelsene (jf. Arnekleiv m.fl. 2014, 2020) og undersøkelsen etter Miljødesignkonseptet (jf. Kap. 4.4) konkluderer med at en habitatforringelse med tiltetting av hulrom i substratet overveiende sannsynlig skyldes reguleringen i 1994, og at dette har redusert tettheten av parr og sannsynlig også smoltproduksjonen på den undersøkte strekningen (Nustadfoss - Renå).

Det er tidligere vist til at tetthetene av laksunger i sone 3 (strekningen som er undersøkt her) er redusert fra en gjennomsnittstetthet på 39,6/100 m² i perioden 1990-1994 til 28/100 m² i perioden 2012-2016 (29,5 % reduksjon). Sammenligner vi tettheten før regulering (1990-1994) med tettheten i perioden 1995-2016 er reduksjonen 23,2 %. Det var en signifikant sammenheng mellom smoltestimatene og tettheten av parr i årene før regulering (jf. Arnekleiv m.fl. 2020). I perioden 1992-2005 ble det gjennomført smoltundersøkelser i Stjørdalselva, hvor det ble funnet en nøytral til positiv (men ingen signifikant) utvikling av smoltestimater i øvre deler av elva (Arnekleiv m.fl. 2007a). Det er videre dokumentert at smoltalderen er redusert, hvilket kan ha motivirket den negative trenden i ungfisktetthet.

I tiltaksanalysen er det foreslått ulike habitatforbedrende tiltak og vist til erfaringer fra andre tilsvarende tiltak i regulerte elver. Resultatene fra slike tiltak har vært høyst variable, og det er derfor stor usikkerhet til hvor mye ekstra smolt en kan produsere ved de foreslåtte tiltakene, og varigheten av tiltakene. Det er foreslått å gjennomføre et utvalg tiltak i første omgang og evaluere effekten av disse som grunnlag for eventuelt å utføre flere tiltak på større arealer. Totalt berører de foreslåtte habitatforbedringene 106 000 m², noe som utgjør omtrent 17% av det totale vannarealet ved en vannføring på 30 m³/s.

Tiltakene med steinutlegging etc. for å øke ungfiskproduksjonen av utsatte laksunger i Dalåa oppnådde en mangedobling av ungfisktetthetene på tiltaksfeltene sammenlignet med referansefeltene de første årene, men forskjellene ble mindre med årene på grunn av tilslamming av hulrommene. En restaurering av feltene i 2012, hvor finsubstratet ble fjernet, resulterte i en gjennomsnittlig dobling av tetthetene, men med stor variasjon mellom år (Arnekleiv & Rønning 2018), med i snitt 129

ungfisk pr. 100 m² de første fem årene etter tiltaket. Likevel må man forvente å kunne oppleve en reduksjon over tid, hvor 60-80 ungfisk pr 100 m² er realistisk etter en femårs-periode. Avhengig av hvor stor andel eldre parr utgjør, vil dette i så fall representere en 3-6 dobling av nåværende parr-tettheter på tiltaksområdene. Estimater forutsetter naturligvis at det restaurerte området fungerer etter hensikten, oppnår høy produktiv status og at det tidligere var lavproduktivt område. I Stjørdalselva utgjør tettheten på de beste el-fiskestasjonene 60-80 laksunger eldre enn 1+ pr 100 m².

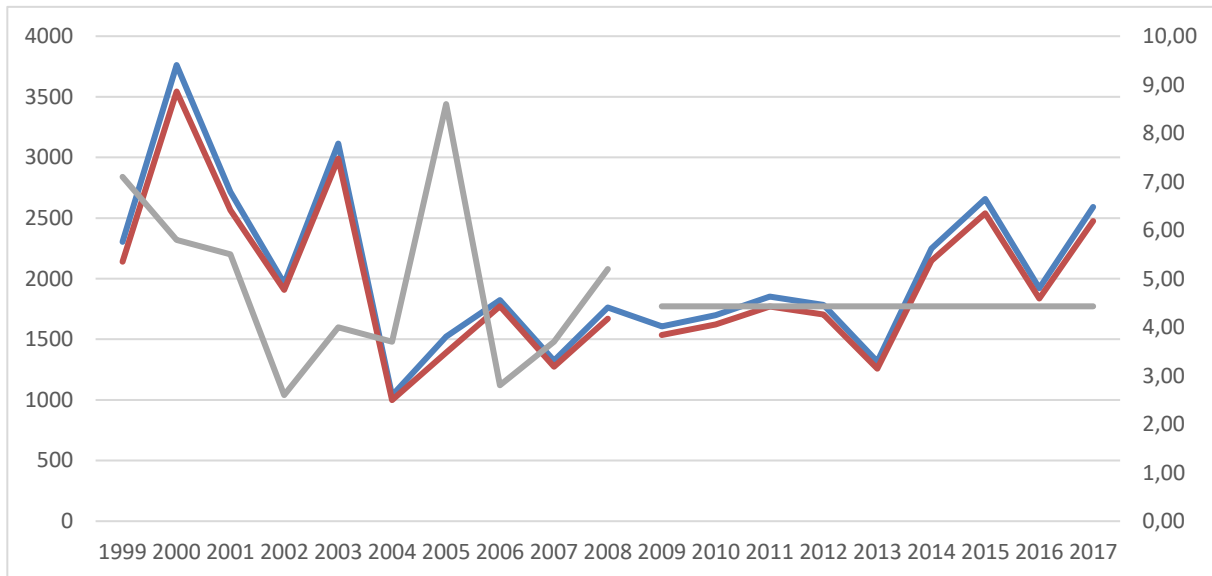
Hvis vi antar at tiltakene øker produksjonen med 5 smolt pr 100 m² (gjennomsnittlig oppgradering fra lavproduktivt til høyproduktivt område), utgjør dette over 5000 smolt årlig- basert på generelle tall (Forseth og Harby 2013). Likevel er det grunn til å anta at dette tallet vil være vesentlig høyere, med en realistisk variasjon mellom 3 og 18 smolt ekstra pr 100 m², basert på en antagelse om ~3-6 dobling av ungfisktettheter i det høyeste optimistiske estimatet. Det høyeste estimatet baseres på differansen mellom tettheten i Stjørdalselvas mest produktive områder, tidligere gode erfaringer og nåværende tetthet på de aktuelle områdene (jf. forrige avsnitt). Det estimerte antallet smolt produsert ved habitattiltak (3180-18200 smolt) er dermed sammenlignbart med antallet smolt (ca. 4500) som estimeres produsert av kultiveringsprogrammet (Arnekleiv m.fl. 2009). Antar vi igjen en overlevelse på rundt 2-3% av denne smolten (noe høyere overlevelse enn kultivert fisk antas, hvor denne er 1.5%), vil tiltakene samlet sett gi 63-546 gytevandrende laks årlig, eller en økning på 5-27% i gytende stedegen fisk. Det laveste estimatet er dermed nært det estimerte antallet gytefisk produsert av kultivering (97, jf. 6.2.4), og representerer over en femdobling på det høyeste estimatet. Slike beregninger er imidlertid høyst usikre anslag på hva en kan oppnå med de foreslåtte habitatforbedrende tiltakene.

6.2.4 Potensielle genetiske effekter forårsaket av kultivering

Hensikten med utsettingen av fisk i Stjørdalsvassdraget har vært å kompensere for noe tapt produksjon av fisk som følge av negativ påvirkning av vassdragsreguleringen. I kunnskapsgjennomgang av effekter av kultivering utført av Vitenskapelig råd for lakseforvaltning (VRL, Anon. 2010), blir det gitt en rekke anbefalinger om kultivering. Hovedkonklusjonen til VRL er at kultivering bare i unntakstilfeller er et egnet virkemiddel, og da for truede eller svekkede bestander. Kultivering kan ha langsiktige negative effekter på laksebestander, for eksempel gjennom tap av genetisk variasjon og egenart. Tap av genetisk variasjon ved kultivering vil i hovedsak skyldes Ryman-Laikre effekten som skyldes at avkom fra stamfisken benyttet til kultivering utgjør en uforholdsvis stor andel av neste generasjon (Ryman & Laikre, 1991). Genetiske endringer kan også skyldes andre forhold ved kultivering, som for eksempel dårlig kontroll med valg av stamfisk. VRL gir følgende anbefalinger i Rapport 2 for kultivering i norske laksebestander:

1. Kultivering i vassdrag der de naturlige produksjonsforholdene er gode eller lite endret bør avvikes.
2. Kultivering i vassdrag med reduserte produksjonsforhold bør evalueres og alternative strategier utredes for om mulig å fase ut kultivering.
3. Store konsesjonspålagte utsettinger i regulerte vassdrag bør underlegges en grundig evaluering og om mulig erstattes av andre tiltak som bedrer de naturlige produksjonsforholdene.
4. Der kultivering opprettholdes bør rutinene for stamfiske og stamfiskekontroll forbedres slik at de tilfredsstiller krav til genetisk representasjon og sikrer lokal genetisk bakgrunn.
5. Kultiveringsmaterialet bør ha så kort tid i kultiveringsanlegg som praktisk mulig.
6. Smolt som utsettingsmateriale gir dårlig overlevelse, representerer det største avviket fra naturlig rekruttering, gir størst feilvandring og bør derfor bare brukes når de naturlige produksjonsforholdene gjør at yngre stadier ikke kan benyttes.
7. Utsettinger av smolt primært for å opprettholde et fiske der forholdene ellers ikke tillater naturlig fiskeproduksjon bør evalueres i forhold til mulige effekter på nærliggende bestander som følge av økt feilvandring, og stoppes eller erstattes av yngre utsettingsstadier der det er risiko for negativ effekt på andre bestander.

8. All kultivering bør være basert på en grundig vurdering av behovet for kultivering, en gjennomarbeidet kultiveringsplan, underlegges effektkontroll som grunnlag for revisjon av plan og gjennomføres under streng veterinærmessig kontroll.

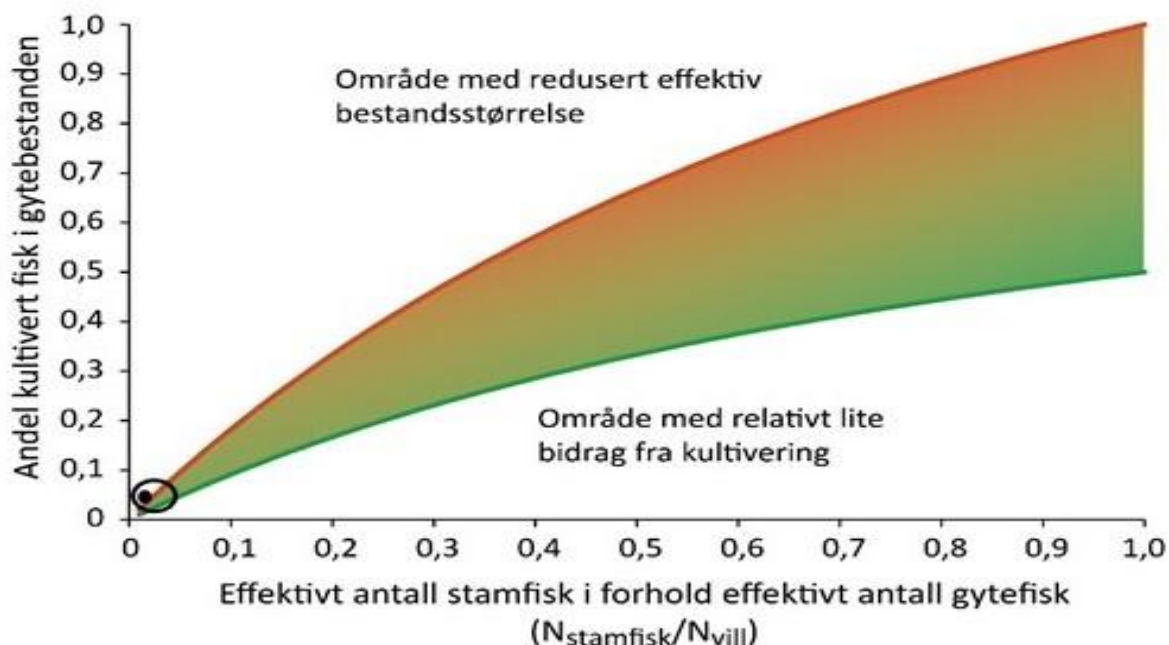


Figur 49. Rapportert fangst i Stjørdalselva fra Lakseregisteret (blå linje, venstre y-akse), rapportert fangst minus andelen kultivertfisk i skjellprøvematerialet (rød linje, venstre y-akse). Prosentandel kultivert fisk (grå linje, høyre y-akse) har årlige verdier fra tabell 16 for perioden 1999-2008, mens for perioden 2009-2017 er gjennomsnittet fra 1999-2008 brukt.

Disse anbefalingene ble tatt med videre i Miljødirektoratets retningslinjer for utsetting av anadrom fisk (Jøranlid, 2014), og mer detaljerte råd om kultiveringspraksiser finnes i NINA Rapport 1269 (Karlsson m.fl.2016).

Laksebestanden i Stjørdalselva er vurdert av Vitenskapelig råd for lakseforvaltning (VRL) i henhold til *kvalitetsnorm for villaks* (Naturmangfoldloven) til å ha svært god eller god status både for gytebestand/høstingspotensiale, genetisk integritet og når målet for god kvalitet etter kvalitetsnormen (Anon. 2013). Andelen klekkerfisk i skjellprøver fra sportsfiske i hele elva i perioden 1996-2008 (Tabell 19) varierte mellom 0.6 og 8.6 % med et snitt på 4.43 %. Effekten av kultivering på totalfangstene i perioden 1999-2017 er vist i Figur 49. Bidraget fra kultiveringen i fangstene i denne perioden varierer fra 38 til 218 fisk med et gjennomsnitt på 97. Vurdering av gytebestandsmålsoppnåelse og kvalitetsnorm for Stjørdalselva ville forblitt tilnærmet uendra for de siste årene, gitt en reduksjon av gytebestanden på 4.43% (Peder Fiske, VRL, pers. med.)

Det er foretatt en vurdering av effekten av kultiveringen med tanke på tap av genetisk variasjon (jf. Karlsson m.fl. 2016), hvor beregning av Ryman-Laikre effekten er gjort ved å sammenligne forholdet mellom den effektive bestandsstørrelsen for både stamfisken (N_{ek}) brukt i kultivering og den ville gytebestanden (N_{ev}) med andelen kultivert fisk i gytebestanden. Effektiv bestandsstørrelse er forenklet forklart et mål på hvor mange individer som fører sine gener videre til neste generasjon, og kan direkte kobles til forventet grad av innavl og tap av genetisk variasjon (se Karlsson m.fl. 2016 og Ryman & Laikre 1991 for detaljer). Effektiv bestandsstørrelse for stamfisk er beregnet fra 1999-2019 basert på antall hanner og hunner i stamfiskmaterialet. Effektiv bestandsstørrelse for stamfisken i perioden varierer mellom 15,8 og 47,7 med et gjennomsnitt på 31,8. Effektiv bestandsstørrelse for villfisk er beregnet ved å estimere antall fisk i gytebestanden ved å anta at fangsten utgjør 30% av totalen (pluss gjenutsatt fisk) og multiplisere med forholdet mellom effektiv bestandsstørrelse og bestandsstørrelse (N_e/N) i den ville bestanden. Dette forholdet er ikke kjent for Stjørdalselva, men er funnet for en annen bestand til å være 0,26 (N_e/N villfisk) basert på analyse av data fra Eira i gyteårsklassene 2007-2011. Dette forholdet er derfor brukt her også, og estimert N_{ev} i Stjørdalselva i perioden 1999-2019 varierer mellom 652 og 2546 med et gjennomsnitt på



Figur 50. Andel kultivert fisk i gytebestanden som gir maksimal total effektiv bestandsstørrelse (grønn linje) og som gir en reduksjon i total effektiv bestandsstørrelse (rød linje) ved ulike forhold mellom effektivt antall stamfisk og effektivt antall vill gytefisk. Spenn i verdier for Stjørdalselva angitt med svart ellipse, svart prikk angir gjennomsnittsverdier av både andel kultivert fisk samt N_{ek}/N_{ev} . Figur modifisert fra NINA Rapport 1269.

1344. For vurdering av effekten av kultivering sammenholdes forholdet N_{ek}/N_{ev} med andelen kultivert fisk i bestanden, dette forholdet varierte mellom 0,0085 og 0,0619 med et gjennomsnitt på 0,0275. I Stjørdalselva gjør dette at estimatet havner i området hvor det er sannsynlig at kultivering bidrar til å redusere effektiv bestandsstørrelse (Figur 50).

Årsaken til at kultiveringen får denne effekten i Stjørdalselva er at forholdvis få stamfisk resulterer i en uforholdsmessig stor andel kultivert fisk i gytebestanden. Dette skyldes at utsatt fisk settes ovenfor lakseførende strekning og på et forholdvis seint livsstadium, noe som minker konkurranse mellom individer og øker overlevelse på den utsatte fisken. Negative genetiske effekter som klekkeriseleksjon (Hagen m.fl. 2019) vil reduseres ved å følge anbefalingene om å bruke så unge stadier som praktisk mulig ved kultivering. Ved å gå over til utsett av egg fra det samme antall stamfisk vil i tillegg overlevelse på utsatt fisk synke dramatisk og i tur minke andelen kultivert fisk i gytebestanden. Dette vil imidlertid også føre til at effekten av kultivering målt i antall returnerende fisk vil minke tilsvarende.

6.3 Anbefalinger

Bestandsstatus i Stjørdalselva vurderes som god og ikke avhengig av kultivering, og vil etter punkt 1 i VRL sine kriterier anbefales avviklet. I kapittel 5 har vi gjennomgått alternativer til kultivering for å øke produksjon av fisk (VRL pkt. 2 og 3, jf. avsnitt 6.2.4 *Potensielle genetiske effekter forårsaket av kultivering*). Konklusjonen av denne gjennomgangen av habitatforbedrende tiltak er at det vil være mulig å erstatte kultivering med tiltak som øker skjul på de angitte stedene i elva hvor det p.t er lite eller moderat produksjon av eldre årsklasser.

Evaluerings av effekten av kultivering på tap av genetisk variasjon, viser at en trolig har en negativ effekt av kultiveringen på bestanden. Dette er i seg selv grunn til å endre/avslutte kultiveringspraksisen. For å fjerne den negative effekten på genetisk variasjon uten å avslutte kultivering, må man enten øke effektivt antall stamfisk i forhold til effektivt antall gytefisk, eller redusere andelen kultivert

fisk i bestanden. Det siste vil være en naturlig konsekvens av å endre utsett fra ensomrig fisk til egg, dette vil også være mer i tråd med gjeldende retningslinjer for kultivering (Skår m.fl. 2011), men også føre til at effekten av kultivering på fangst vil nærme seg null.

Selv om driften og kontroll med stamfisk ved klekkeriet framstår som veldig god, er selve kultiveringen av fisk i Stjørdalselva ikke i tråd med anbefalinger og retningslinjer for kultivering.

- Bestanden er ikke avhengig av kultivering.
- Effekten av kultivering, målt i antall fisk, er lav.
- Det finnes gode alternativer til kultivering for å øke produksjon av fisk.
- Det er trolig negative effekter på genetisk variasjon av dagens kultiveringspraksis.
- Det drives kultivering med eldre stadier av fisk enn anbefalt.

Med de klare anbefalingene fra VRL og retningslinjene fra Miljødirektoratet er det vanskelig å finne faglige argumenter for fortsatt utsetting av fisk i Stjørdalselva. Praksiser som kunne redusert negativ effekt på genetisk variasjon, som enten å øke antall stamfisk eller redusere tilslaget utsettingen har, vil enten være i strid med VRL sine anbefalinger (punkt 1) eller føre til at effekten av utsettingen blir helt marginal sammenholdt med hva en kan oppnå ved ulike habitattiltak skissert i kapittel 5.

7 Referanser

- Anon. 2004. NS9456 – Vannundersøkelse: Visuell telling av laks, sjørret og sjørøye. Norges Standardiseringsforbund, Oslo: 1-16.
- Anon. 2010. Status for norske laksebestander i 2010. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr. 2: 1-213.
- Anon. 2013. Status for norske laksebestander i 2013. – Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr. 5: 1-136.
- Armstrong, J.D., Kemp, P.S., Kennedy, G.J.A., Ladle, M. & Milner, N.J. 2003. Habitat requirements of Atlantic salmon and brown trout in rivers and streams. – Fisheries Research 62, 143-170.
- Arnekleiv, J. V. & Koksvik, J.I. 1980. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Stjørdalsvassdraget 1979. – Kongelige norske Videnskabers Selskab Mus. Rapport Zool. Ser. 1980 6: 1-82.
- Arnekleiv, J. V. 1985. Fiskeribiologiske undersøkelser i øvre deler av Stjørdalsvassdraget forbindelse med planlagt vannkraftutbygging. – K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser. 1985 4: 1-87.
- Arnekleiv, J. V. 1986. Ungfiskundersøkelser i øvre deler av Stjørdalsvassdraget i 1985. – K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser. 1986 1: 1-29.
- Arnekleiv, J. V. 1994. Fisk og bunndyr i Skauga 1985-1990. – Universitetet i Trondheim, Vitenskapsmuseet Zoologisk Notat 1994-7: 1-23.
- Arnekleiv, J. V., Koksvik, J. I., Hvidsten, N.A. & Jensen, A.J. 1994. Virkninger av Bratsbergreguleringen (Bratsberg kraftverk) på bunndyr og fisk i Nidelva, Trondheim (1982-1986). – Vitenskapsmuseet Rapport Zoologisk Serie 1994-7: 1-56.
- Arnekleiv, J. V., Rønning, L., Johansen, S. W., Haug, A. og Bongard, T. 1995. Fiskeribiologiske referanseundersøkelser i Stjørdalsvassdraget 1990 – 1994, i forbindelse med Meråkerutbyggingen. – Vitenskapsmuseet, Rapport Zoologisk Serie 1995-5: 1-86
- Arnekleiv, J. V. 1996. Life cycle strategies and seasonal distribution of mayflies (Ephemeroptera) in a small stream in Central Norway. – Fauna Norvegica Serie B 43: 19-30.
- Arnekleiv, J. V., Rønning, L. & Rikstad, A. 1996. Prosjekt "Bestand og beskatning av laks i Stjørdalselva". Rapport fra et pilotprosjekt i 1995. – Notat fra Zoologisk avdeling 1996-1: 1-11.
- Arnekleiv, J. V., Kjærstad G., Rønning L., Koksvik J. & Urke H.A. 2000. Fiskebiologiske undersøkelser i Stjørdalselva 1990-1999. Del I. Vassdragsregulering, hydrografi, bunndyr, ungfisktettheter og smolt. – Vitenskapsmuseet Rapport Zoologisk Serie 2000-3: 1-91.
- Arnekleiv, J. V., Kjærstad G., Rønning L. & Koksvik J. 2002. Fisk, bunndyr og minstevannføring i elvene Tevla, Torsbjørka og Dalåa, Meråker kommune. – Vitenskapsmuseet Rapport Zoologisk Serie 2002-5: 1-90.
- Arnekleiv, J. V. & Kjærstad, G. 2003. Changes in density and intra-watercourse distribution of Plecoptera following hydropower regulation in a central Norwegian river. – pp 179-186 in Gaino, E (ed.). Research Update on Ephemeroptera and Plecoptera. Università di Perugia – Italy 2003.
- Arnekleiv, J. V., Finstad, A. G. & Rønning, L. 2006. Temporal and spatial variation in growth of juvenile Atlantic salmon. – Journal of Fish Biology 68: 1062-1076.
- Arnekleiv, J. V., Rønning, L., Koksvik, J., Kjærstad, G., Alfredsen, K., Berg, O. K. & Finstad, A. G. 2007a. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Stjørdalselva 1990-2006. Faglig oppsummering: kraftverksregulering, bunndyr, drivfauna, ungfisk og smolt. – NTNU Vitenskapsmuseet Rapp.Zool.Ser 2007,1: 1-141.
- Arnekleiv, J. V., Korsen, I., Rønning, L. & Fiske, P. 2007b. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Stjørdalselva 1990-2006. Faglig oppsummering: kraftverksregulering, voksen, anadrom laksefisk og fangststatistikk. – NTNU Vitenskapsmuseet Rapp.Zool.Ser 2007, 2: 1-87.

- Arnekleiv, J. V. 2008. Fisk, bunndyr og tungmetaller i Torsbjørka – en vurdering av miljøtilstanden i perioden 1991-2008. Notat (10 s) til Fylkesmannen i Nord-Trøndelag. Upublisert.
- Arnekleiv, J. V., Korsen, I., Kjærstad, G. og Rønning, L. 2009. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Stjørdalselva 2007 og 2008. Kraftverksregulering, bunndyr, ungfisk, voksen fisk og fangststatistikk. – NTNU Vitenskapsmuseet Zoologisk rapport 2009-2: 1-136.
- Arnekleiv, J. V. & Kjærstad, G. 2013. Bunndyrundersøkelser i Bævra. Årsrapport 2012 – NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk notat 2013-5: 1-33.
- Arnekleiv, J. V. & Rønning, L. 2018. Habitattiltak i Dalåa, Meråker kommune – langtidseffekteffekt av restaureringstiltak på utsatt laks – en oppsummering. - NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk notat 2018-4: 1-39.
- Arnekleiv, J. V., Kjærstad G., Davidsen, J. G., Rønning, L. & Sjursen, A. 2020. Fiskebiologiske undersøkelser i Stjørdalsvassdraget 1990 – 2016, sluttrapport. NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2020-5 (*in prep.*)
- Arnesen, R. T. & Iversen, E. R. 2000. Meråker gruvefelt – Vurdering av vannføring og forurensning. NIVA rapport 4304: 1-12.
- Asvall, R. P. 1995. Kraftverkene i Meråker. Vanntemperatur- og isforhold 1983-1994. NVE Hydrologisk avdeling Rapport 32-1995.
- Asvall, R. P. 2000a. Vanntemperatur og isforhold i Stjørdalselva 1995-1999. Virkninger av Meråkerutbyggingen. NVE HM-Notat 19-2000: 1-11.
- Asvall, R. P. 2000b. Kraftverkene i Meråker. Virkninger på isforholdene i Stjørdalselva. NVE HM-Notat 27-2000: 1-5.
- Asvall, R. P. 2001. Vanntemperatur og isforhold i Stjørdalselva. NVE Oppdragsrapport 6-2001: 1-58.
- Berg, O. K., Arnekleiv, J. V. & Lohrmann, A. 2006. The influence of hydroelectric power generation on the body composition of juvenile Atlantic salmon. – River Research & Applications 22: 993-1008. DOI: 10.1002/rra.949
- Berger, H. M., Arnekleiv, J. V., Lehn, L. O., Bergan M. A., Rønning, L. & Korsen, I. 2007. Bonitering av fysiske forhold og egnethet for fiske i Stjørdalselva, Nord-Trøndelag 2006. – NTNU Vitenskapsmuseet Rapport, Zoologisk serie 2007 4: 1-47.
- Boe, C. A. 2001. Sak nr. 9/1990 B ved Stjør- og Verdal herredsrett: Meråkerreguleringen. Vanntemperatur, isforhold og klima. Rapport fra den sakkyndige. 38 s.
- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T. G., Rasmussen, G. & Saltveit, S. J. 1989. Electrofishing – Theory and practice with special emphasis on salmonids. – Hydrobiologia 173: 9-43.
- Brodtkorb, E.M, Arnekleiv, J.V., Haug, A. 1995. Fiskebiologiske undersøkelser i Tevla og Skurdalsvoll dammen før regulering og de to første arene etter regulering. Vitenskapsmuseet Zoologisk rapport 1995-4: 1-30.
- Buxton, T. H., Buffington, J. M., Yager, E. M., Hassan, M. A., Fremier, A. K., 2015. The relative stability of salmon redds and unspawned streambeds. Water Resources Research 51: 6074-6092.
- Chow, V. T. 1959. Open-channel hydraulics. Blackburn Press - Caldwell, NJ. 680 s.
- Clifford, H. F. 1982. Life cycles of mayflies (Ephemeroptera), with special reference to voltinism. – Quaestiones entomologicae 18: 15-90.
- Crisp, D.T. 1988. Prediction, from temperature, of eyeing, hatching and 'swim-up' times for salmonid embryos. Freshwater Biology, 19: 41-48. doi:10.1111/j.1365-2427.1988.tb00325.x
- Dahl, T.E. & Godtland, K. 1995. Sedimenttransport i bratte elver. Studie i Gaula i Sør-Trøndelag. - SINTEF NHL (Norsk hydroteknisk laboratorium, Trondheim), Rapport STF60 A95112: 1-49.

- Einum, S., Nislow, K.H. 2005. Local-scale density-dependent survival of mobile organisms in continuous habitats: an experimental test using Atlantic salmon. *Oecologia* 143: 203–210. <https://doi.org/10.1007/s00442-004-1793-y>
- Einum, S., Sundt-Hansen, L. & Nislow, K. H. 2006. The partitioning of density-dependent dispersal, growth and survival throughout ontogeny in a highly fecund organism. *Oikos* 113: 489-496.
- Einum, S., Nislow, K.H., Reynolds, J.D. and Sutherland, W.J. 2008. Predicting population responses to restoration of breeding habitat in Atlantic salmon. *Journal of Applied Ecology*, 45: 930-938. doi:10.1111/j.1365-2664.2008.01464.x
- Elliott, J. M. 1975a. The growth rate of brown trout (*Salmo trutta* L.) fed on maximum rations. – *Journal of Animal Ecology* 44: 805-821.
- Elliott, J. M. 1975b. The growth rate of brown trout (*Salmo trutta* L.) fed on reduced rations. – *Journal of Animal Ecology* 44: 823-842.
- Elliott, J. M. 1991. Tolerance and resistance to thermal stress in juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar*. – *Freshwater Biology* 25: 61-70.
- Elliott, J. M. & Hurley, M. A. & Fryer R. J. 1995. A new, improved growth model for brown trout, *Salmo trutta*. – *Functional Ecology* 9: 290-298.
- Elliott, J. M. & Hurley, M. A. 1997. A functional model for maximum growth of Atlantic salmon parr, *Salmo salar*, from two populations in Northwest England. – *Functional Ecology* 11: 592-603.
- Elliott, J. M. & Hurley, M. A. 1998. A new functional model for estimating the maximum amount of invertebrate food consumed per day by brown trout, *Salmo trutta*. – *Freshwater Biology* 42: 235-246.
- Elliott, J. M. 2001. The relative role of density in the stock-recruitment relationship of salmonids. S. 25-66 I Prévost, E. & Chaput, G. (Red.). *Stock, recruitment and reference points – Assessment and management of Atlantic salmon*. Hydrobiologie et aquaculture, INRA, Paris.
- Elgmork, K. 1970. Plankton og planktonproduksjon i regulerte innsjøer. Kraft og miljø I: 11-15.
- Finstad, B. & Jonsson, N. 2001. Factors Influencing the Yield of Smolt Releases in Norway. – *Nordic Journal of Freshwater Research* 75: 37-55.
- Finstad, A.G., Næsje, T.F. and Forseth, T. 2004a. Seasonal variation in the thermal performance of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Freshwater Biology*, 49: 1459-1467. doi:10.1111/j.1365-2427.2004.01279.x
- Finstad, A.G., Forseth, T., Næsje, T.F. and Ugedal, O. 2004b. The importance of ice cover for energy turnover in juvenile Atlantic salmon. *Journal of Animal Ecology*, 73: 959-966. doi:10.1111/j.0021-8790.2004.00871.x
- Finstad, A. G., Einum, S., Forseth, T., Ugedal, O. 2007. Shelter availability affects behaviour, size-dependent and mean growth of juvenile Atlantic salmon. *Freshwater Biology* 52: 1710-1718.
- Finstad, A. G., Einum, S., Saettem, L.M., Hellen, B.A., 2010. Spatial distribution of Atlantic salmon (*Salmo salar*) breeders: among- and within-river variation and predicted consequences for offspring habitat availability. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 67: 1993-2001.
- Forseth, T., Næsje, T., Jensen, A. J., Saksgård, L. & Hvidsten, N. A. 1996. Ny forbitappingsventil i Alta kraftverk: betydning for laksebestanden. – NINA Oppdragsmelding 392: 1-26.
- Forseth, T., Næsje, T. F., Saksgård, R., Ugedal, O., Aursand, M., Thorstad, E. & Hårsaker, K. 2000. Fat metabolism and physiological condition in juvenile Atlantic salmon from River Alta. *Statkraft Engineeringt*. – Altaelva rapport 14: 1-37.
- Forseth, T., Hurley, M. A., Jensen, A. J. & Elliott, J. M. 2001. Functional models for growth and food consumption of Atlantic salmon parr, *Salmo salar*, from a Norwegian river. – *Freshwater Biology* 46: 173-186.

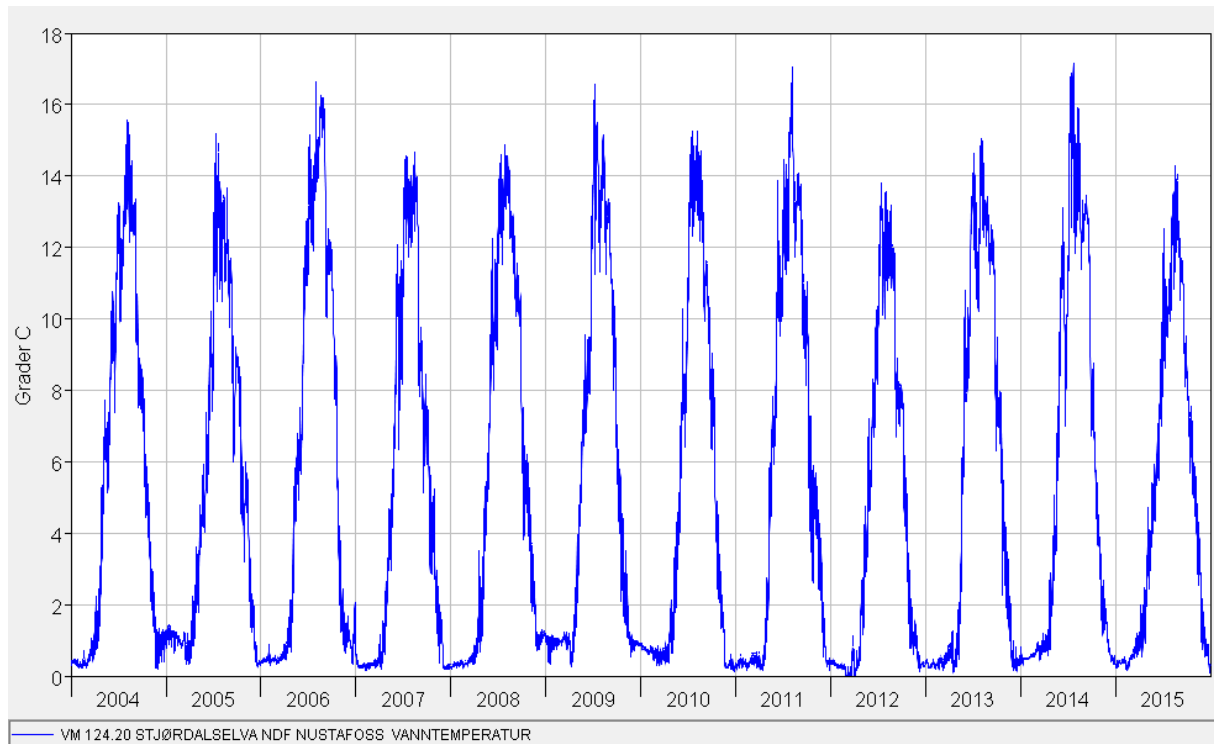
- Forseth, T. & Forsgren, E. (red.). 2008. El-fiskemetodikk. Gamle problemer og nye utfordringer. – NINA Rapport 488: 1-74.
- Forseth, T. & Harby, A. (red.). 2013. Håndbok for miljødesign I regulerte laksevassdrag. NINA Temahefte 52: 1-90.
- Fremier, A., Yanites, B. & Yager, E. 2017. Sex that moves mountains: The influence of spawning fish on river profiles over geologic timescales. *Geomorphology* 305: 163-172. DOI 10.1016/j.geomorph.2017.09.033.
- Hagen, I., Jensen, A. J., Bolstad, G., Diserud, O. H., Hindar, K., Lo, H. & Karlsson, S. 2019. Supplementary stocking selects for domesticated genotypes *Nature communications* 10:199
- Harby, A., Alfredsen K., Arnekleiv, J. V., Flodmark, L. E. W., Halleraker, J. H., Johansen, S. W. & Saltveit, S. J. 2004. Raske vannstandsendringer i elver - Virkninger på fisk, bunndyr og begroing. Sluttrapport fra forskningsprosjektet "Konsekvenser av effektkjøring på økosystemer i rennende vann". – SINTEF Rapport TR A5932: 1-39.
- Harby, A. & Bogen, J. (red.) 2012. Miljøkonsekvenser av raske vannstandsendringer. Norges vassdrags- og energidirektorat. NVE rapport 2012-1: 1-88
- 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.
- Hedger, R.D., Næsje, T.F., Fiske, P., Finstad, A.G. & Thorstad, E.B. 2013. Ice-dependent winter survival of juvenile Atlantic salmon. – *Ecology and Evolution* 3(3): 523-535. DOI 10.1002/ece3.481
- Heggenes, J. and Saltveit, S.J. 1990. Seasonal and spatial microhabitat selection and segregation in young Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and brown trout, *Salmo trutta* L., in a Norwegian river. *Journal of Fish Biology*, 36: 707-720. doi:10.1111/j.1095-8649.1990.tb04325.x
- Hembre, B., Arnekleiv, J.V. & L'Abée-Lund, J.H. 2001. Effect of water discharge and temperature on the seaward migration of anadromous brown trout, *Salmo trutta*, smolts. – *Ecology of Freshwater Fish* 10: 61-64.
- Hindar, K., Diserud, O., Fiske, P., Forseth, T., Jensen, A.J., Ugedal, O., Jonsson, N., Sloreid, S-E., Arnekleiv, J.V., Saltveit, S.J., Sægvog, H. & Sættem, L.M. 2007. Gytebestandsmål for laksebestander i Norge. – NINA Rapport 226: 1-78.
- Hvidsten, N.A. & Koksvik, J.I. 1985. Virkninger av døgnregulering på næringsfauna og fisk i Nidelva. – Fiskesymposiet 1983, Vassdragsregulantenenes forening, Asker.
- Hvidsten, N.A. & Lund, R.A. 1988. Predation on hatchery-reared and wild smolts of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in the estuary of River Orkla, Norway. *Journal of Fish Biology*, 33: 121-126. doi:10.1111/j.1095-8649.1988.tb05453.x
- 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 hos laks. Samlerapport for perioden 1979 - 2002. – NINA Fagrapport 079: 1-94.
- Iversen, E.R., Hylland, K., Arnesen, R. T., Källqvist, S. T. & Aanes, K. J. 1998. Karlegging av forurensningstilstanden i Meråker gruvefelt. NIVA-rapport LNR 3938-98.
- Kjøsnes, A. J. & Hagen, G. B. 2016. Bygging av nytt sideløp i Stjørdalselva. NVE, rapport 65: 1-29.
- Jensen, A.J. & Johnsen, B.O. 1988. The effect of river flow on the results of electrofishing in a large, Norwegian salmon river. – *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 23: 1724 – 1729.
- Jensen, A.J. 1990. Growth of young migratory brown trout *Salmo trutta* correlated with water temperature in Norwegian rivers. – *Journal of Animal Ecology* 59: 603-614.
- Jensen, A. & Johnsen, B.O. 1999. The functional relationship between peak spring floods and survival and growth of juvenile Atlantic Salmon (*Salmo salar*) and Brown Trout (*Salmo trutta*). – *Functional Ecology* 13: 778-785.

- Jensen, A.J. 2003. Atlantic salmon (*Salmo salar*) in the regulated river Alta: Effects of altered water temperature on parr growth. – *River Research and Applications* 19: 733-747.
- Jensen, A.J. (red.). 2004. Geografisk variasjon og utviklingstrekk i norske laksebestander. – NINA Fagrapport 80: 1-79.
- Jensen, A.J., Fiske, P., Hansen, L.P., Johnsen, B.O., Mork, K.A. & Næsje, T.F. 2011. Synchrony in marine growth among Atlantic salmon (*Salmo salar*) populations. – *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 68: 444-457 doi: 410.1139/F1110-1156.
- Jensen A.J., Berg M, Bremset G, Eide O, Finstad B, Hvidsten N.A., Jensås J.G., Lund E. og Ulvan E.M. 2014. Fiskebiologiske undersøkelser i Auravassdraget. Sluttrapport for perioden 2009-2013. - NINA Rapport 1015: 1-74.
- Jensen, J.W. 1982. A check on the invertebrates of a Norwegian Hydroelectric Reservoir and Their Bearing upon Fish Production. Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 60: 39-50.
- Johnsen, B.O., Koksvik, J.I., Jensen, A.J. og Håker, M. 1991. Produksjon av laksesmolt basert på yngelutsetting i elv. Bunndyr og fisk i Litjvassella, Vefsnassdraget. - Universitetet i Trondheim, Vitenskapsmuseet. Rapport Zoologisk Serie 1991 -1: 1-62.
- Johnsen, B. O., Hvidsten, N.A., Bongard, T. & Bremset, G. 2008. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Surna. Årsrapport 2007. NINA Rapport 373: 1-87.
- Johnsen, B.O., Bremset, G. & Hvidsten, N.A. 2011. Fiskebiologiske undersøkelser i Bævre, Møre og Romsdal. Fagrapport 2011. - NINA Rapport 698: 1-70.
- Jonsson, B., Forseth, T., Jensen, A.J. and Næsje, T.F. 2001. Thermal performance of juvenile Atlantic Salmon, *Salmo salar* L. *Functional Ecology*, 15: 701-711. doi: 10.1046/j.0269-8463.2001.00572.x
- Jørnlied A.K. 2014. Retningslinjer for utsetting av anadrom fisk. Miljødirektoratet, M186-2014: 1-12.
- Kanstad-Hanssen, Ø. & Øksenberg S. 2014. Vurderinger og forslag til habitatforbedrende tiltak i lakseførende del av Stjørdalselva. Ferskvannsbiologen, rapport 2014-04: 1-39.
- Karlsson, S., Bjørn, B., Holthe, E., Lo, H. & Ugedal, O. 2016. Veileder for utsetting av fisk for å ivareta genetisk variasjon og integritet – NINA Rapport 1269: 1-25.
- Kielland, Ø. Size-dependent habitat use of juvenile brown trout (*Salmo trutta* L.) in an artificial river. Masteravhandling v. NTNU, Institutt for Biologi 1425: 1-35.
- Koksvik, J.I. 1993. Biotopjusteringstiltak i Innerdalsmagasinet. Utvikling i ørretpopulasjonen i magasinet og et tilknyttet terskelbasseng. I: Brittain, J.E & L'Abée-Lund, J.H. (red.). Biotopjusteringsprogrammet – Status 1992. NVE publikasjon 15: 38-43.
- Koksvik, J. & Arnekleiv, J.V. 2001. Fiskebiologiske undersøkelser i Fjergen sju år etter siste tilleggsregulering. – Vitenskapsmuseet Rapport Zoologisk Serie 2001-1: 1-27.
- Koksvik, J., Arnekleiv, J.V., Rønning, L. & Kjærstad, G. 2003. Rassikring av krogstadmarka, meråker – innvirkning på gyteområder, ungfisk og bunndyr samt forslag til kompensasjonstiltak i stjørdalselva og smemobekken. NTNU Vitenskapsmuseet Zoologisk rapport 2003-4: 1-45.
- Lund, R. A., Johnsen, B.O., & Fiske, P. 2006. Status for laks- og sjøaurebestanden i Surna relatert til reguleringen av vassdraget. Undersøkelser i årene 2002-2005. NINA Rapport 164: 1-102.
- Metcalfe, N. B., and J. E. Thorpe. 1990. Determinants of Geographical Variation in the Age of Seaward-Migrating Salmon, *Salmo Salar*. *Journal of Animal Ecology* 59 (1): 135-145.
- Mjøen, T. 1999. Driftsplan for Stjørdalsvassdraget. Høringsnotat, fullversjon. 60 s.
- NOU 1983-42. Naturfaglige verdier og vassdragsvern.
- NOU 1999:9. Til laks åt alle kan ingen gjera? Om årsaker til nedgangen i de norske villaksbestandene og forslag til strategier og tiltak for å bedre situasjonen. – NOU 1999:9: 1-297.

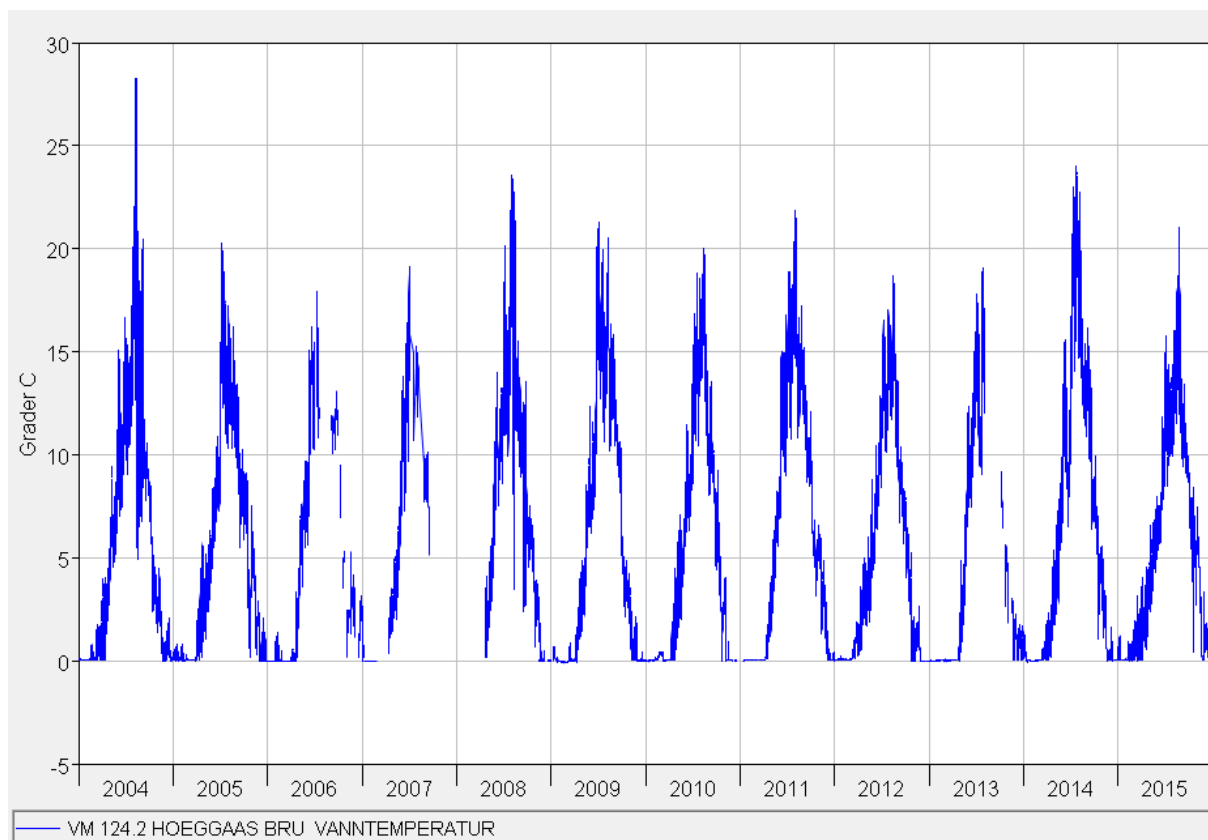
- NVE. 2010. Veileder for planlegging, bygging og drift av små kraftverk. NVE-veileder 1/2010: 1-137.
- Otero, J., L'Abée-Lund. J.H., Castro-Santos, T., Leonardsson, K., Storvik, G.O., Jonsson, B., Dempson, B., Ruddell, I.C., Jensen, A.J., Baglinière, J.L., Dionne, M., Armstrong, J.D., Romakkaniemi, A., Letcher, B.H., Kocik, J.F., Erkinaro, J., Poole, R., Rogan, G., Lundqvist, H., Maclean, J.C., Jokikokko, E., Arnekleiv, J.V., Kennedy, J.R., Niemelä, E., Caballero, P., Music, P.A., Antonsson, T., Gudjonsson, S., Veselov, A.E., Lamberg, A., Groom, S., Taylor, B.H., Taberner, M., Dillane, M., Arnason, F., Horton, G., Hvidsten, N.A., Jonsson, I. R., Jonsson, N., McKelvey, S., Næsje, T.F., Skaala, Ø., Smith, G.W., Sægvog, H., Stenseth, N.C. & Vøllestad, L.A. 2014. Basin-scale phenology and effects of climate variability on global timing of initial seaward migration of Atlantic salmon (*Salmo salar*). – *Global Change Biology* 20: 61-75, doi: 10.1111/gcb.12363
- Puffer, M., Berg, O. K., Huusko, A., Vehanen, T., Forseth, T., and Einum, S. 2014. Seasonal Effects of Hydropeaking on Growth, Energetics and Movement of Juvenile Atlantic Salmon (*Salmo Salar*). *River Res. Applic.*, 31: 1101– 1108. doi: 10.1002/rra.2801.
- Puffer, M., Berg, O. K., Hamnes, F. B., Bentsen, V., Koch, W., Ugedal, O., Forseth, T., Arnekleiv, J. V. & Einum, S. (2018). Density-independent use of shallow riverine areas in juvenile Atlantic salmon. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 76 (7): 1161-1170, doi: 10.1139/cjfas-2017-0500
- Pulg U., Barlaup B.T., Skoglund H., Velle G., Gabrielsen S-E., Stranzl S., Olsen E.E., Lehmann B., Wiers T., Skår N., Nordmann E. og Fjellstad H-P. 2018. Tiltakshåndboka for bedre fysisk vannmiljø: god praksis ved tiltak i elver og bekker. UNI Research Miljø LFI rapport 291. UNI research Bergen. ISSN 1892-8889.
- Ratkowsky, D.A., Lowry, R.K., McMeekin, T.A., Stokes, A.N. & Chandler, R.E. 1983. Model for bacterial culture growth rate throughout the entire biokinetic temperature range. *Journal of Bacteriology* 154: 1222–1226.
- Reinertsen, H. 1998. Resipientforhold i øvre deler av Stjørdalsvassdraget 1997. – Rapport. 21 s.
- Ryman N. & Laikre L., 1991. Effects of supportive breeding on the genetically effective population size. *Conserv Biol* 5: 325–329.
- Saltveit, S., Halleraker, J., Arnekleiv, J. & 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. *Regul. Rivers: Res. Mgmt.*, 17: 609-622. doi:10.1002/rrr.652
- Saltveit, S.J. & Bremnes, T. 2004. Effekter på bunndyr og fisk av ulike vannføringsregimer i Suldalslågen. Sluttrapport. Suldalslågen-Miljørapport 42: 1-137.
- Saltveit, S. J, Fiske, P., Brabrand, Å, Sægvog, H. & Ugedal, O. 2004. Bruk av fangststatistikk for å belyse effekt av endret vannføring på fisk. Norges vassdrags- og energidirektorat Rapport 6: 1-47.
- Skår, K., Barlaup, B., Bremset, G., Dyrendal, H.A., Limstrand, R. & Wennevik, V. 2011. Innstilling fra utvalg om kultivering av anadrom laksefisk (Utvalg utnevnt i brev av 26.10.10 fra Direktoratet for naturforvaltning). DN-utredning 11-2011: 1-50.
- 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.M. & Næsje, T.F. 2007. Biologiske undersøkelser i Altaelva 1981-2006. Oppsummering av kraftreguleringens konsekvenser for laksebestanden. NINA Rapport 281: 1-106.
- Urke, H.A., Arnekleiv, J.V., Nilsen, T.O. & Nilssen, K. J. 2014 a. Development of seawater tolerance and subsequent downstream migration in wild and stocked young-of-the-year derived Atlantic salmon *Salmo salar* smolts. – *Journal of Fish Biology* 84: 178-192. Doi:10.1111/jfb.12276
- Urke, H.A., Arnekleiv, J.V., Nilsen, T.O. & Nilssen, K. J., Rønning, L., Ullvund, J.B. & Kristensen, T. 2014 b. Long-term hypo-osmoregulatory capacity in downstream migrating Atlantic salmon *Salmo salar* L. smolts – *Journal of Fish Biology* 85: 1131-1144. Doi:10.1111/jfb.12508

Vedlegg

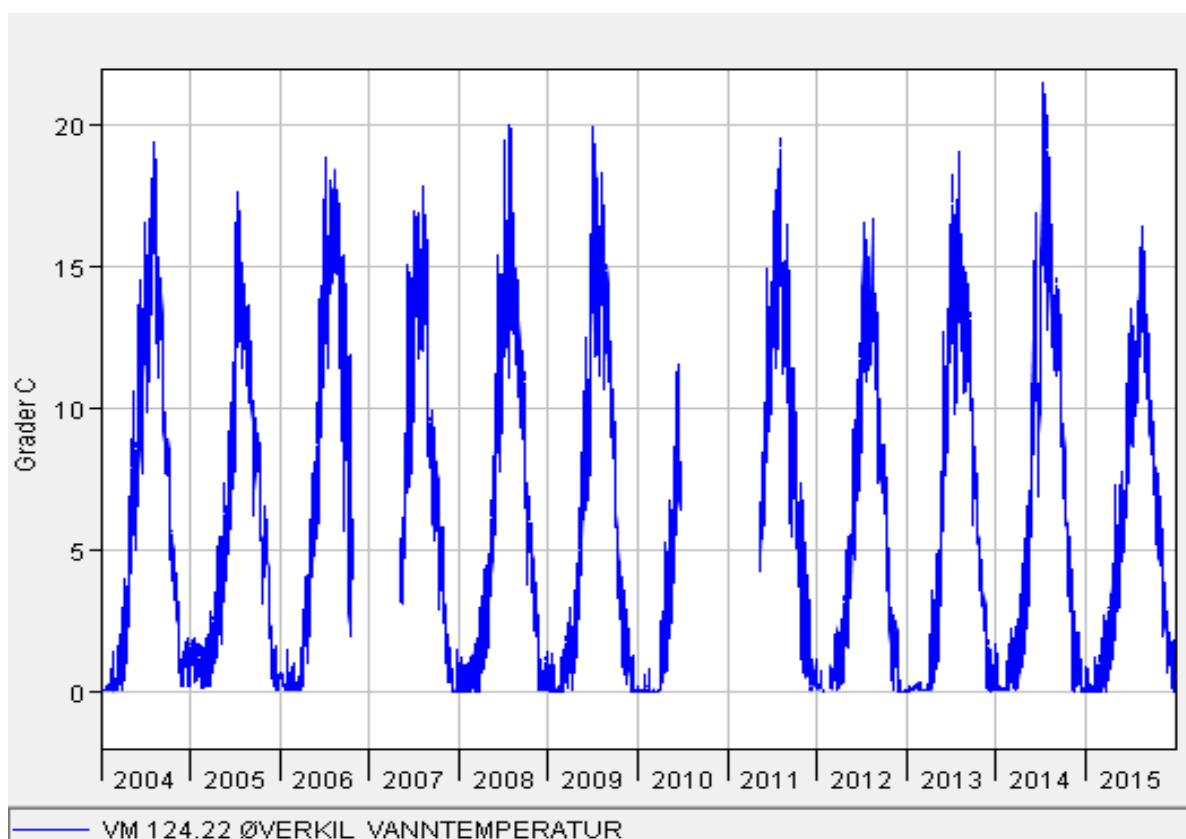
Vedlegg 1. Vanntemperaturer (døgnmiddel) fra Stjørdalselva ved Nustadfoss, Gudå og Øverkil i perioden 2004-2015, og fra Forra ved Høggås bru i samme periode



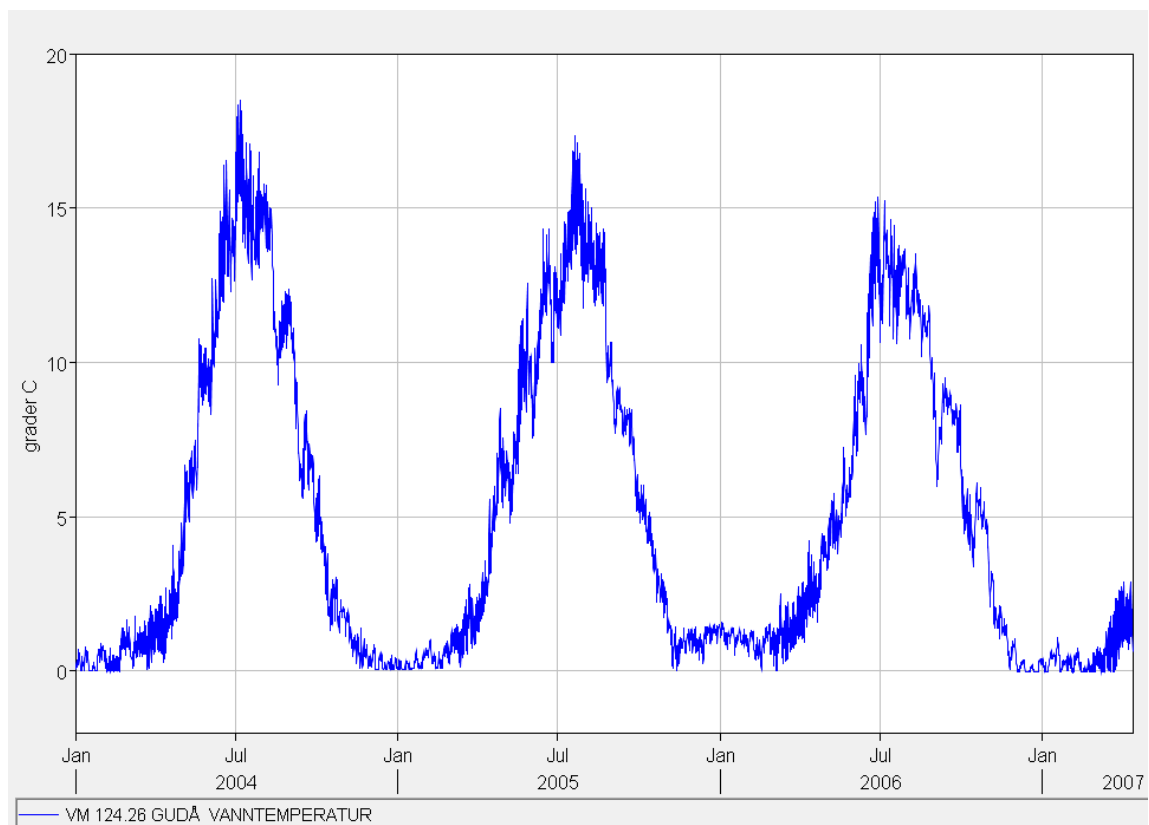
Figur V1. Vanntemperatur Stjørdalselva nedstrøms Nustadfoss.



Figur V2. Vanntemperatur Stjørdalselva ved Høggås bru.



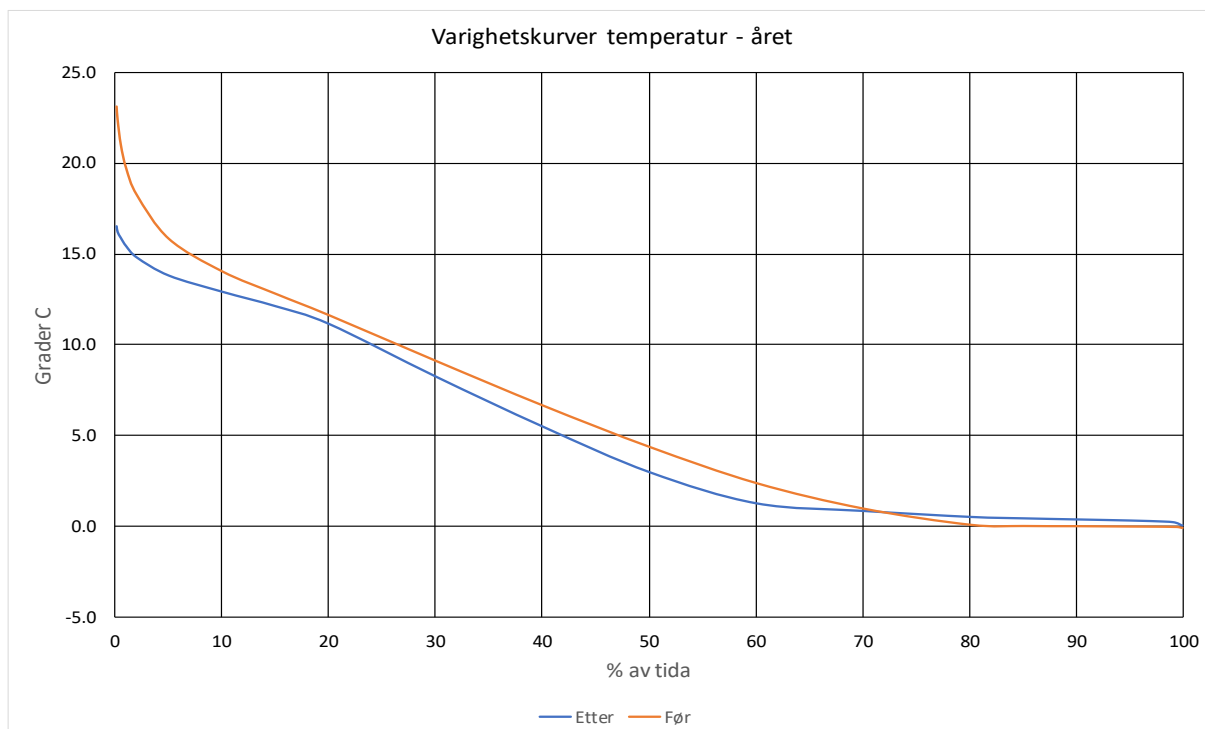
Figur V3. Vanntemperatur Stjørdalselva ved Øverkil



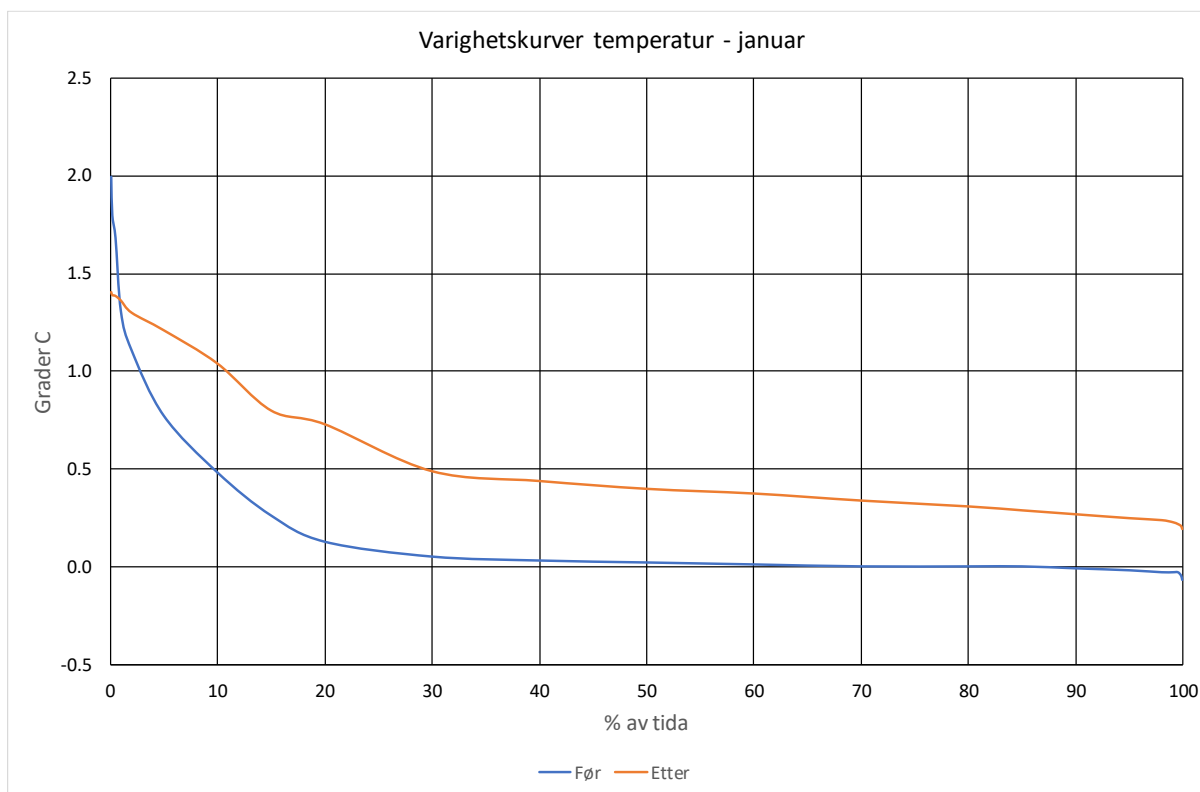
Figur V4. Vanntemperatur Stjørdalselva ved Gudå.

Vedlegg 2

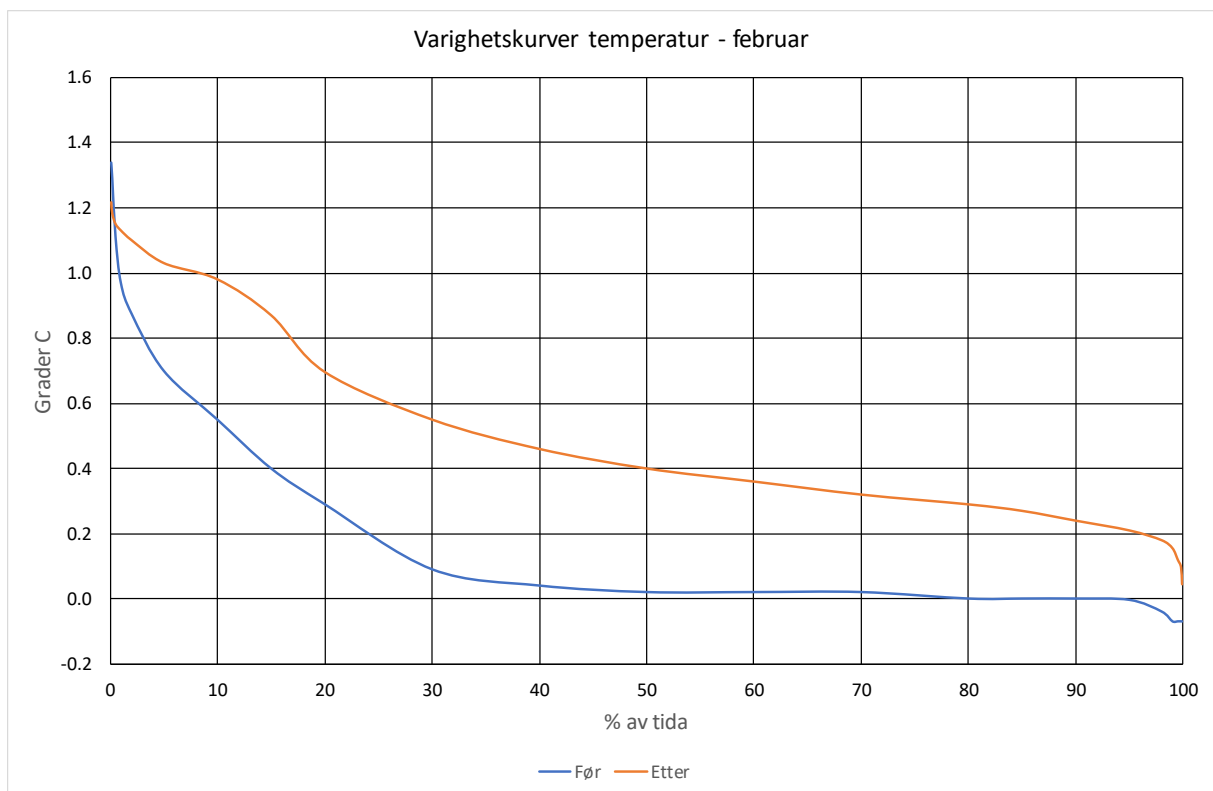
Varighetskurver for vanntemperatur i øvre del av Stjørdalselva i uregulert og regulert situasjon for året, og for hver måned



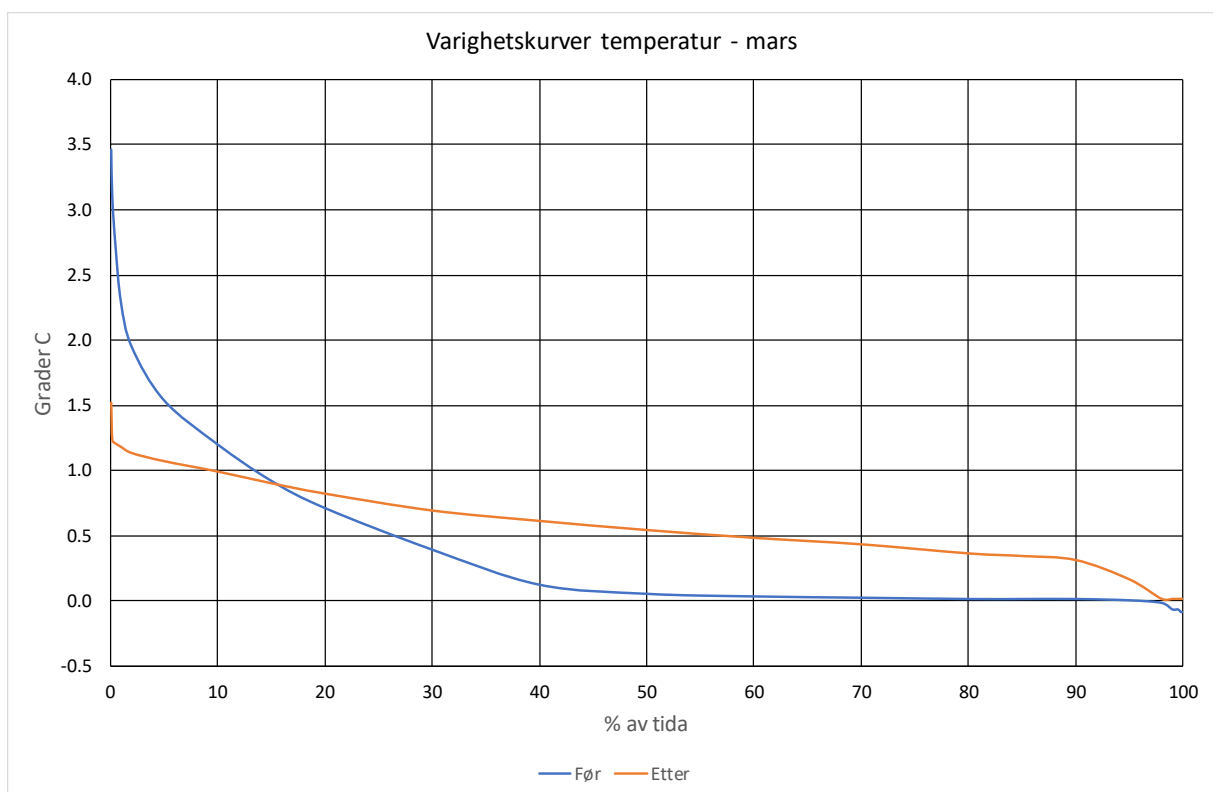
Figur V2-1. Varighetskurver for hele året.



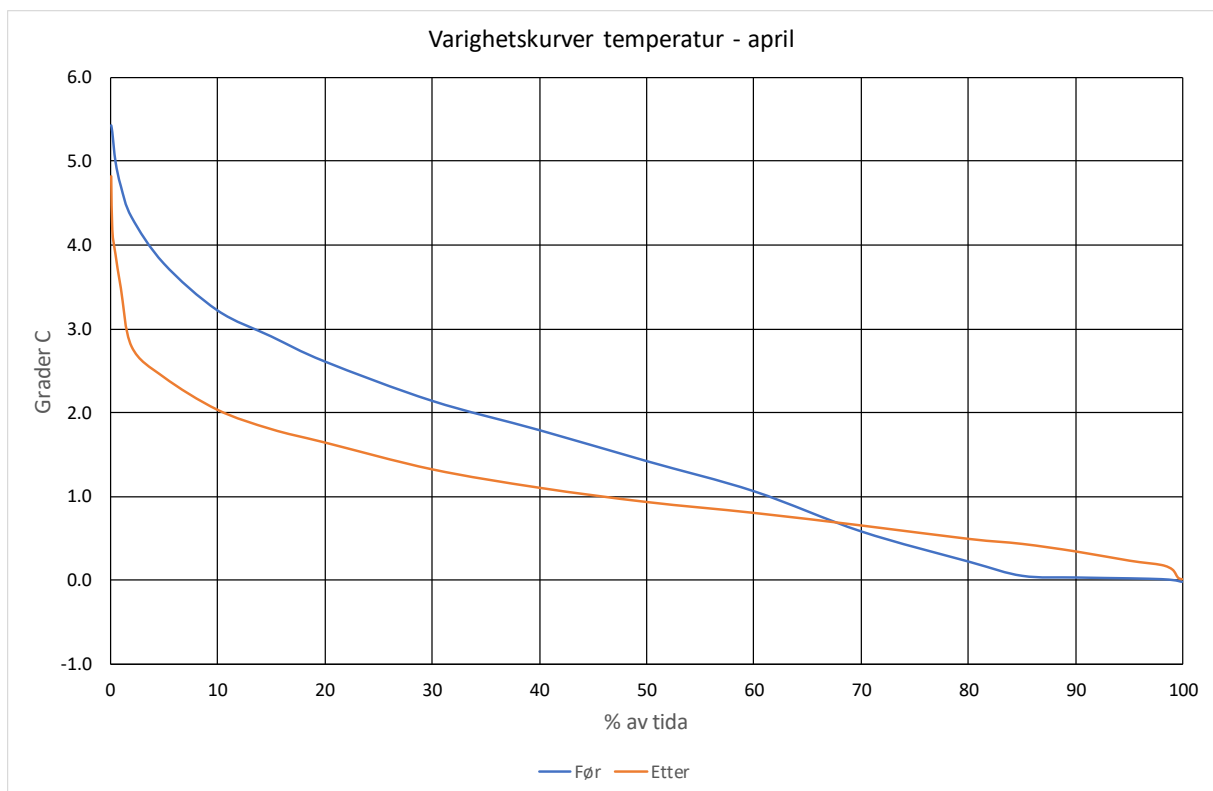
Figur V2-1. Varighetskurver januar.



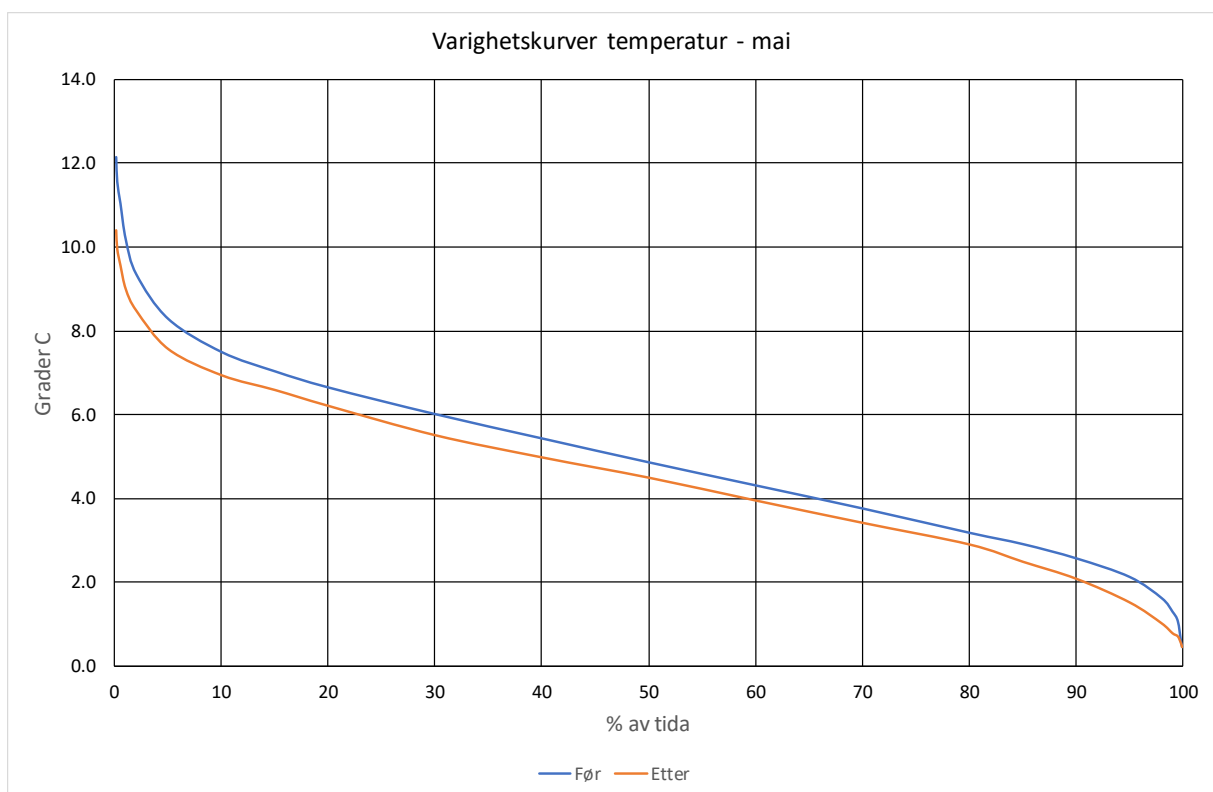
Figur V2-3. Varighetskurver februar.



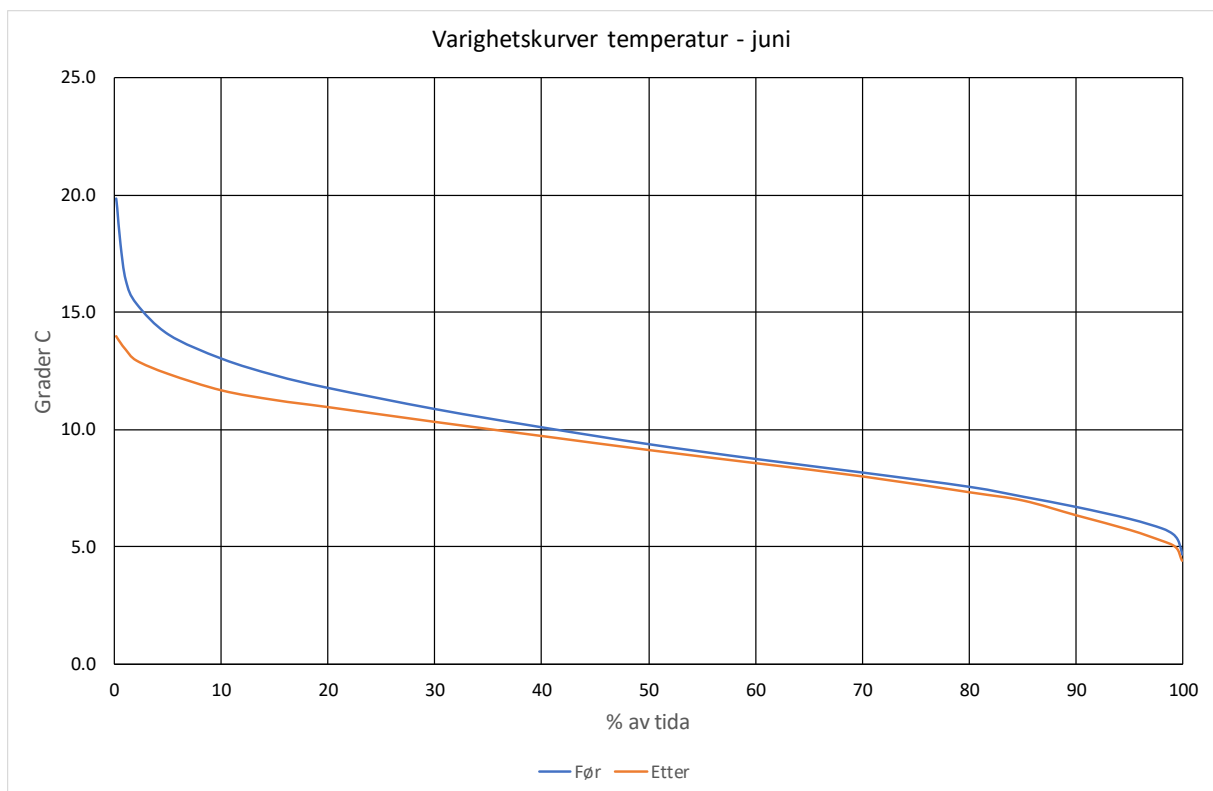
Figur V2-4. Varighetskurver mars.



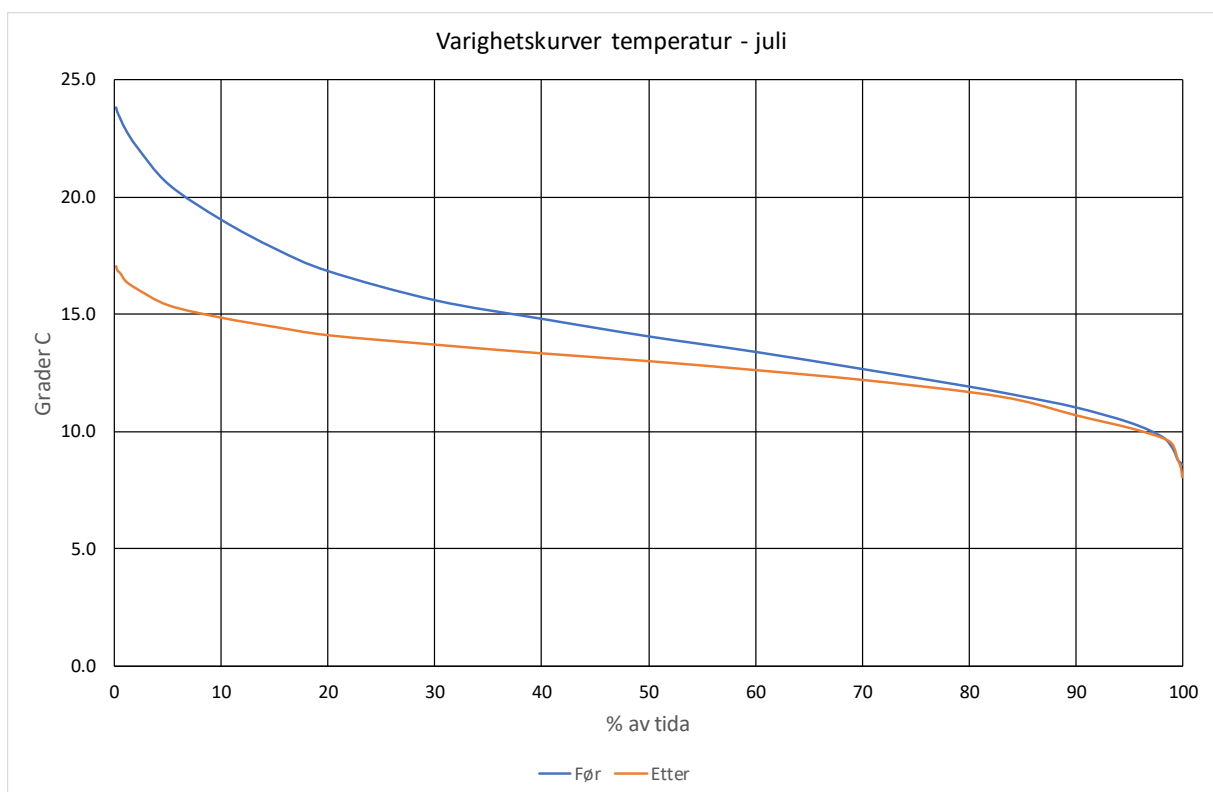
Figur V2-5. Varighetskurver april.



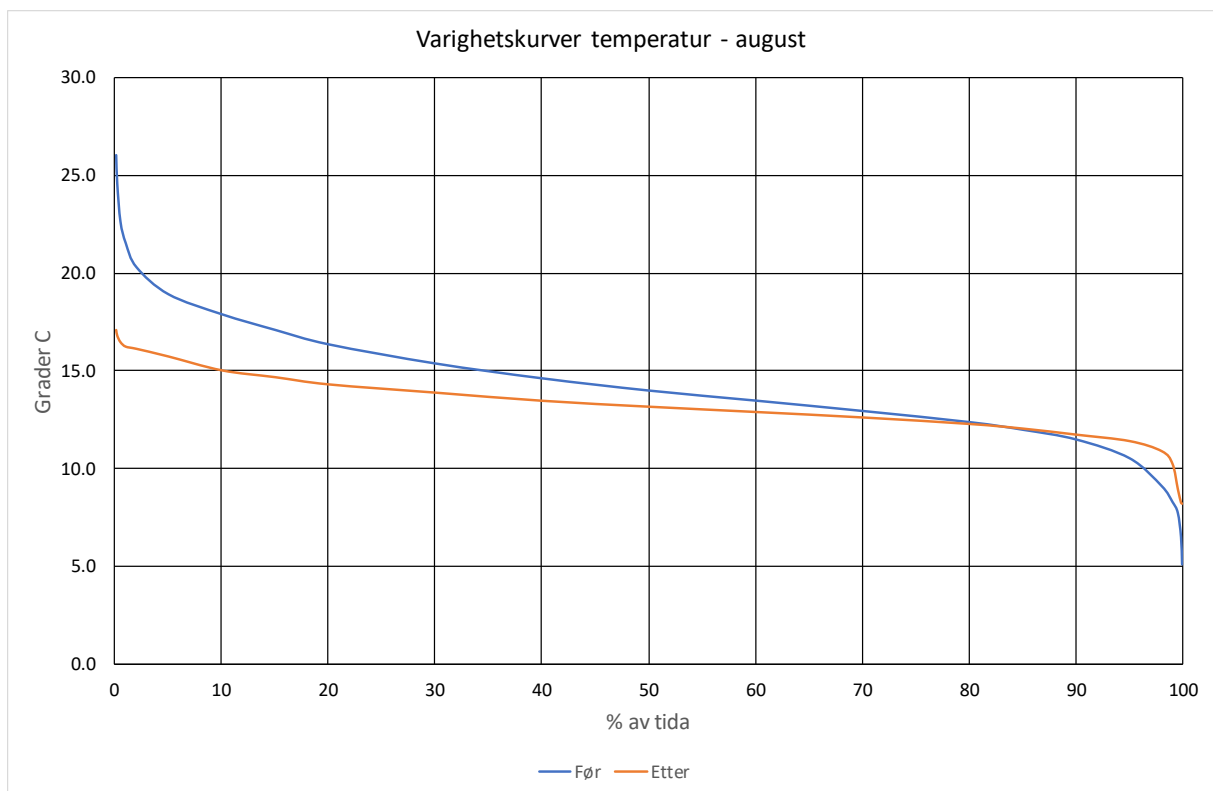
Figur V2-6. Varighetskurver mai.



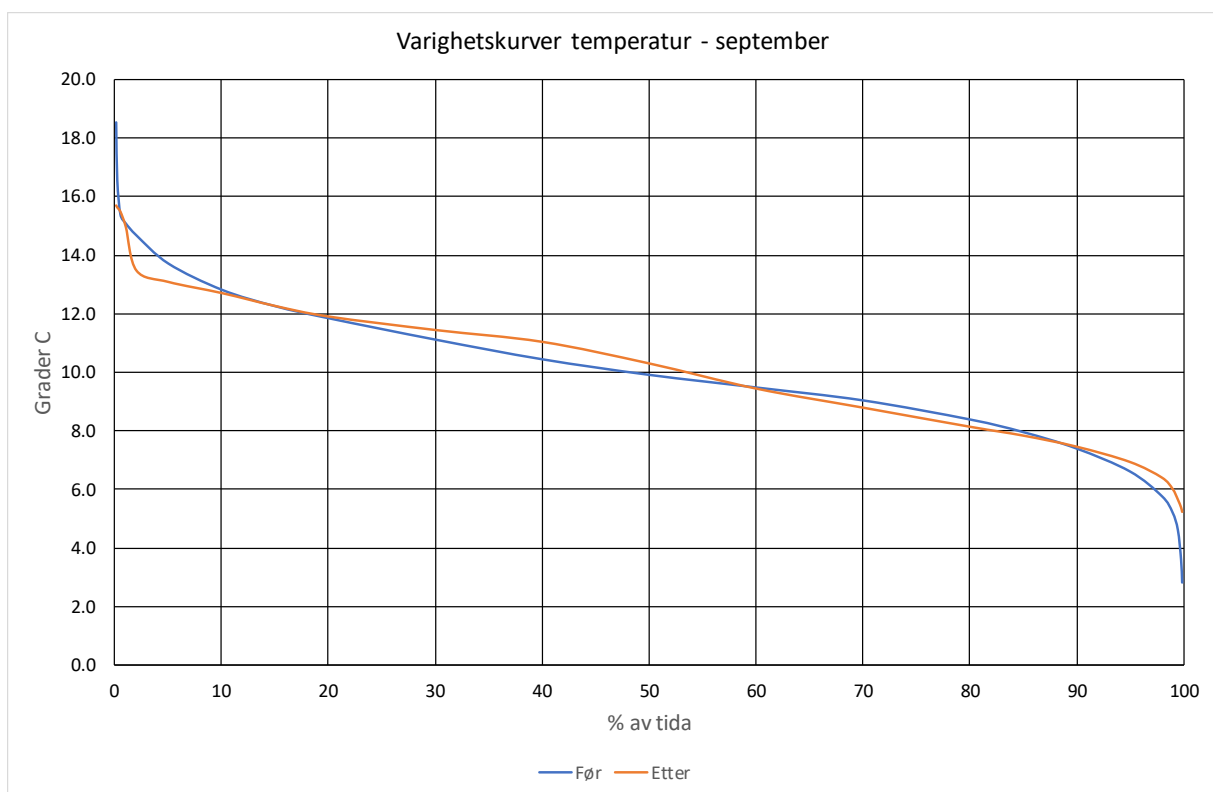
Figur V2-7. Varighetskurver juni.



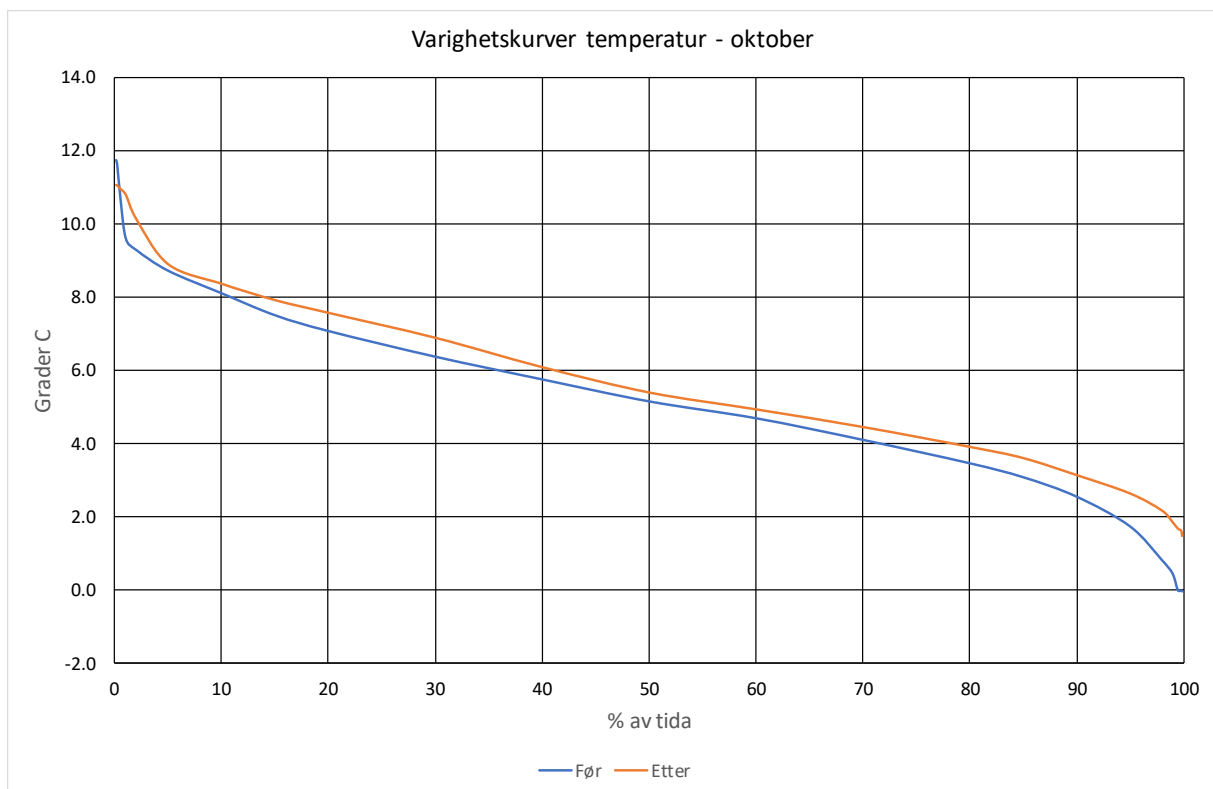
Figur V2-8. Varighetskurver juli.



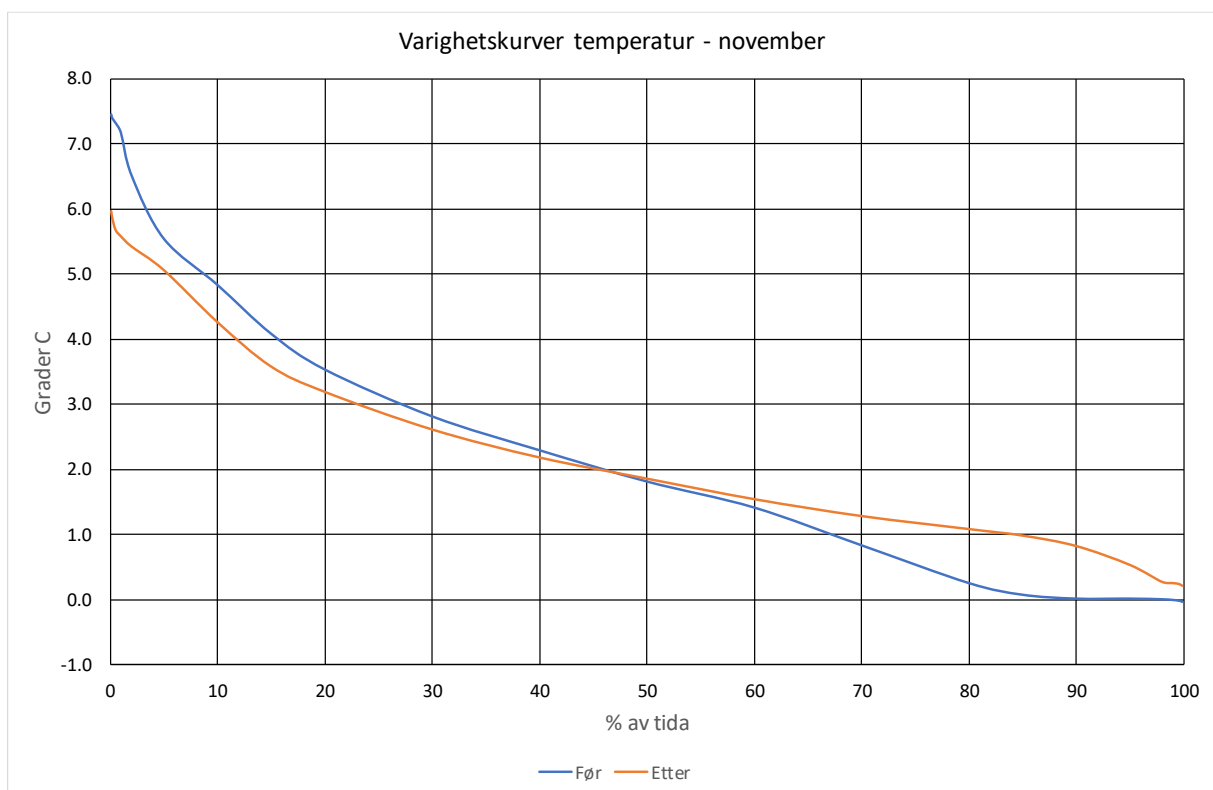
Figur V2-9. Varighetskurver august.



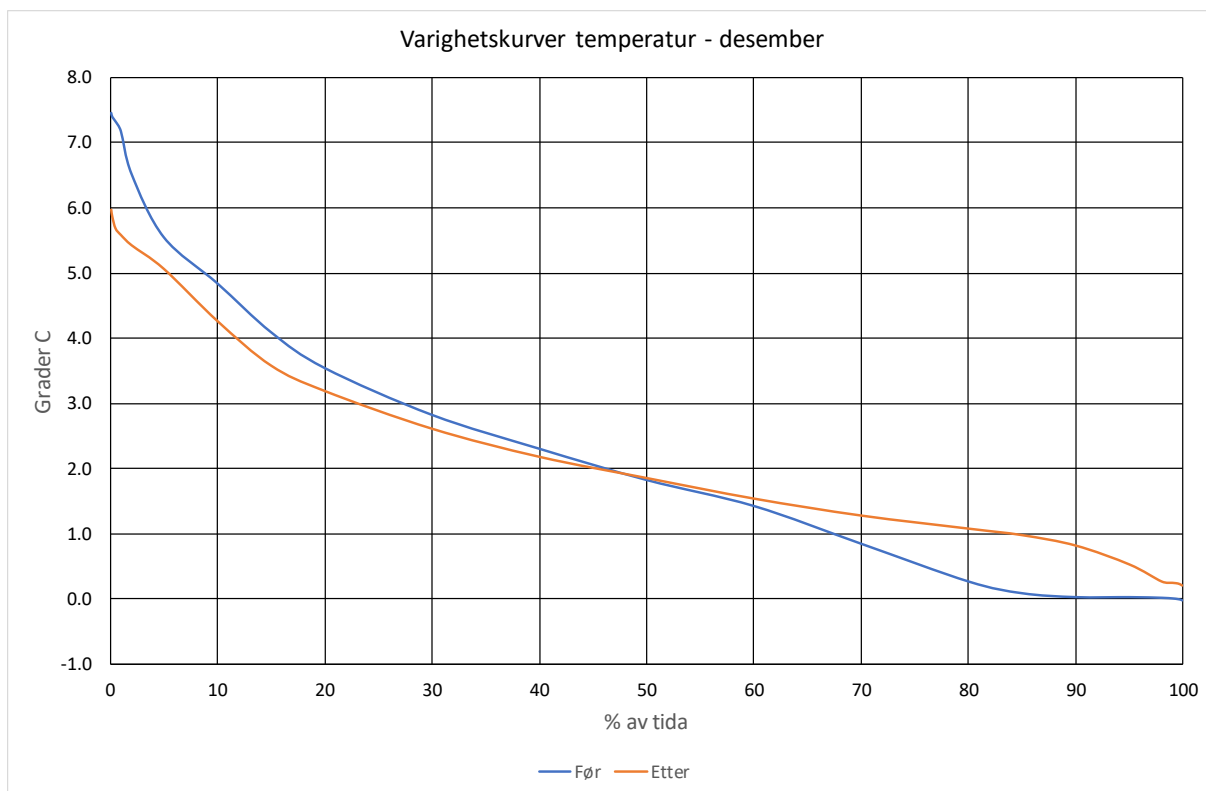
Figur V2-10. Varighetskurver september.



Figur V2-11. Varighetskurver oktober.



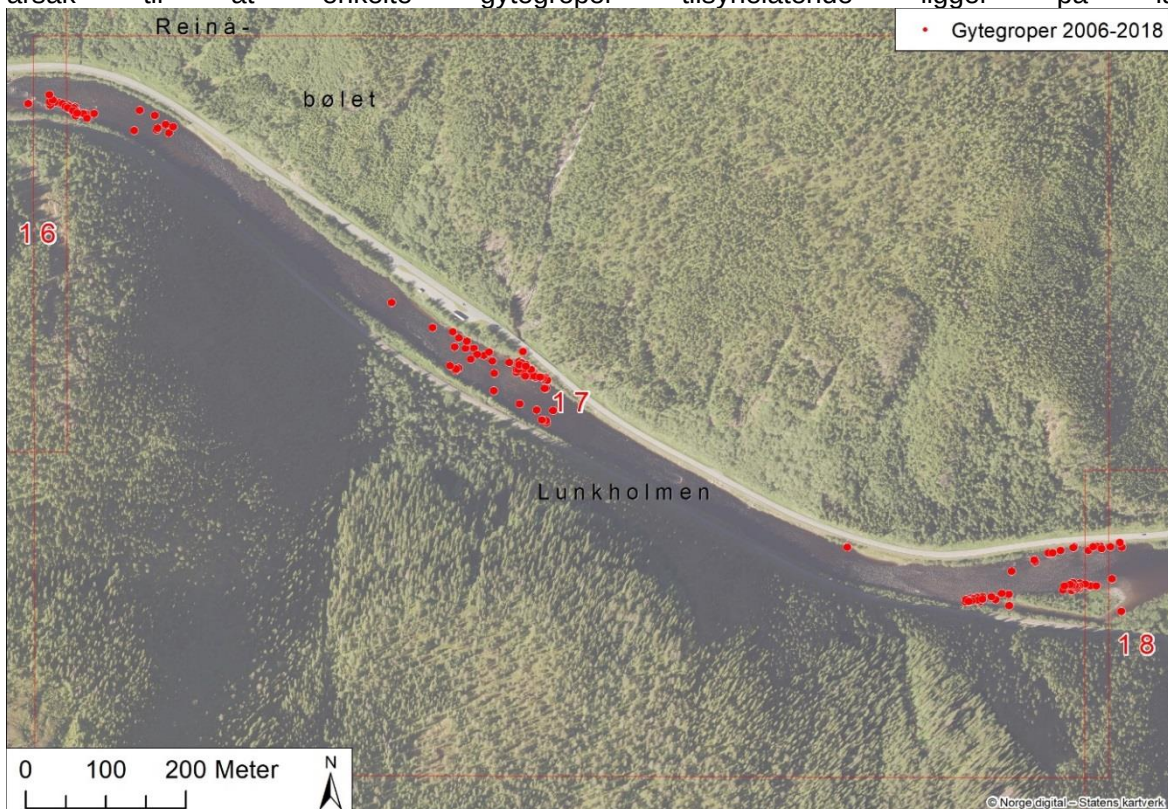
Figur V2-12. Varighetskurver november.

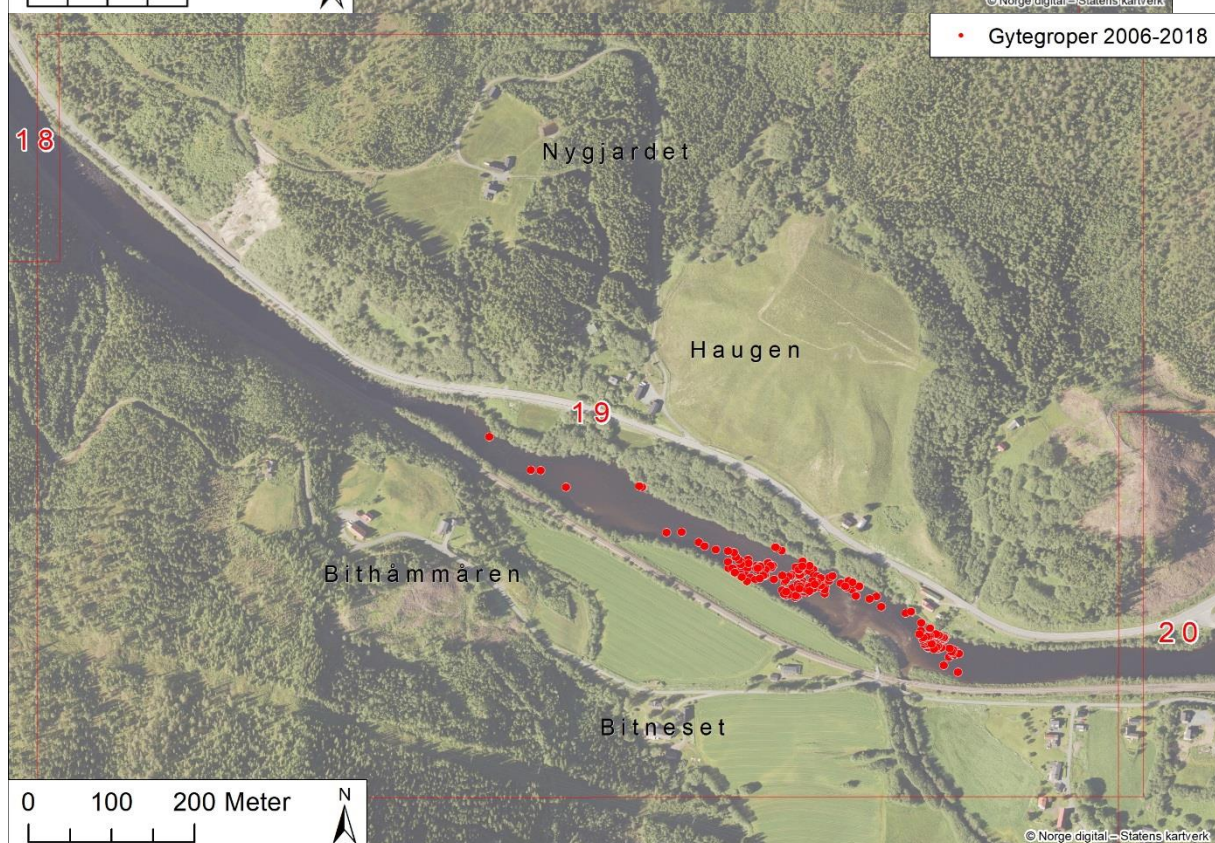
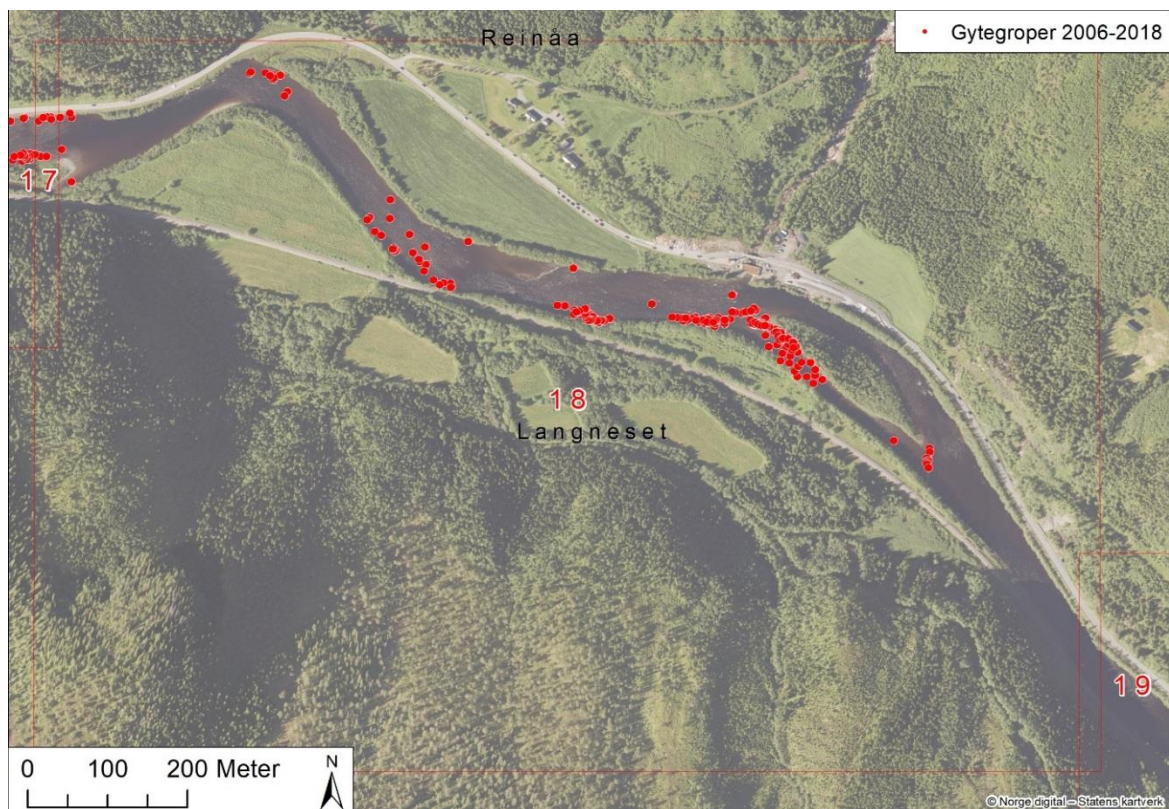


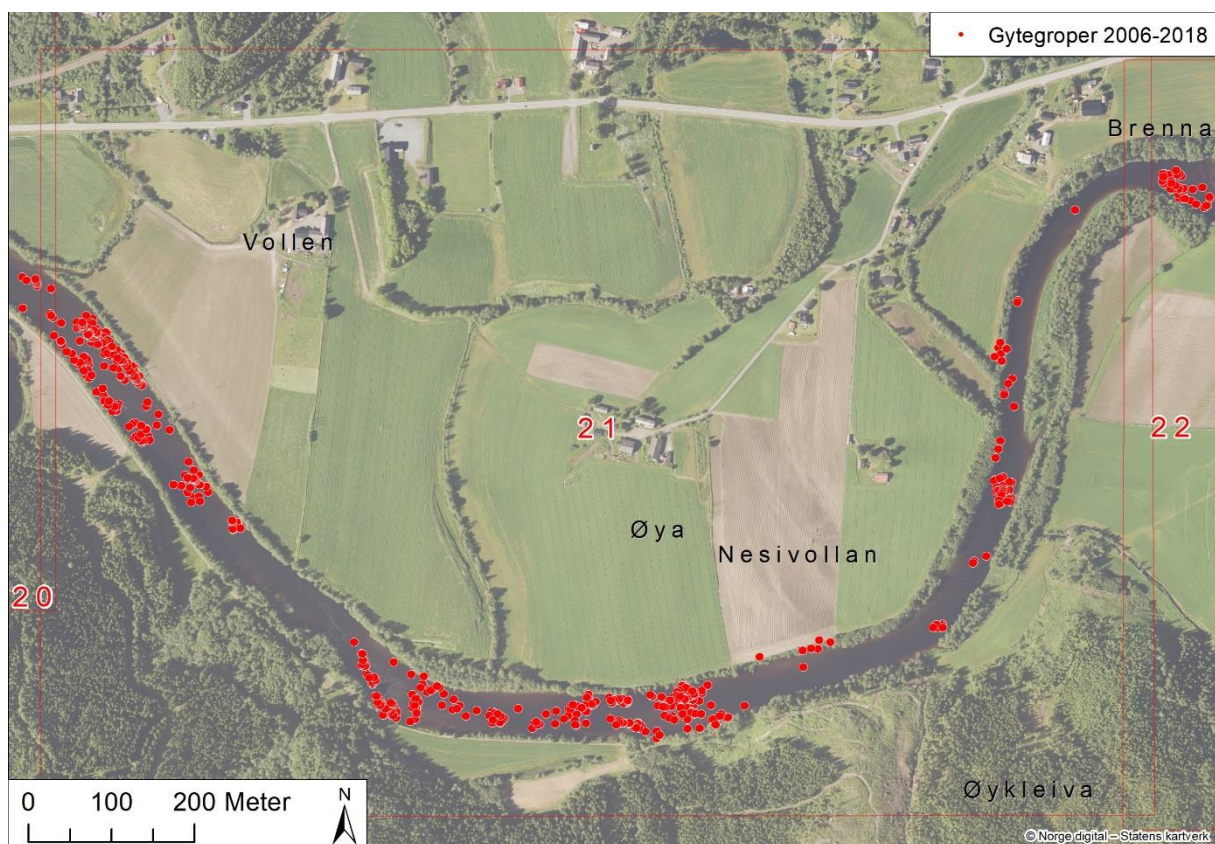
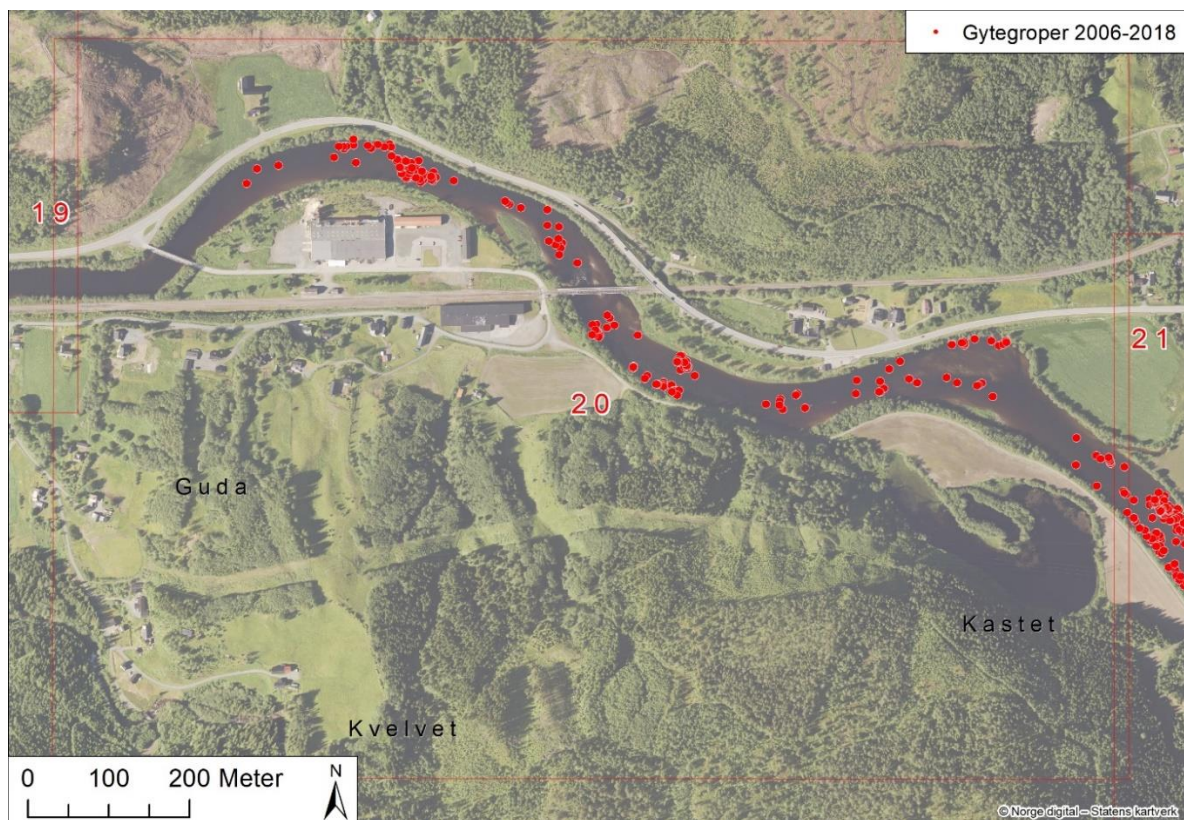
Figur V2-13. Varighetskurver desember.

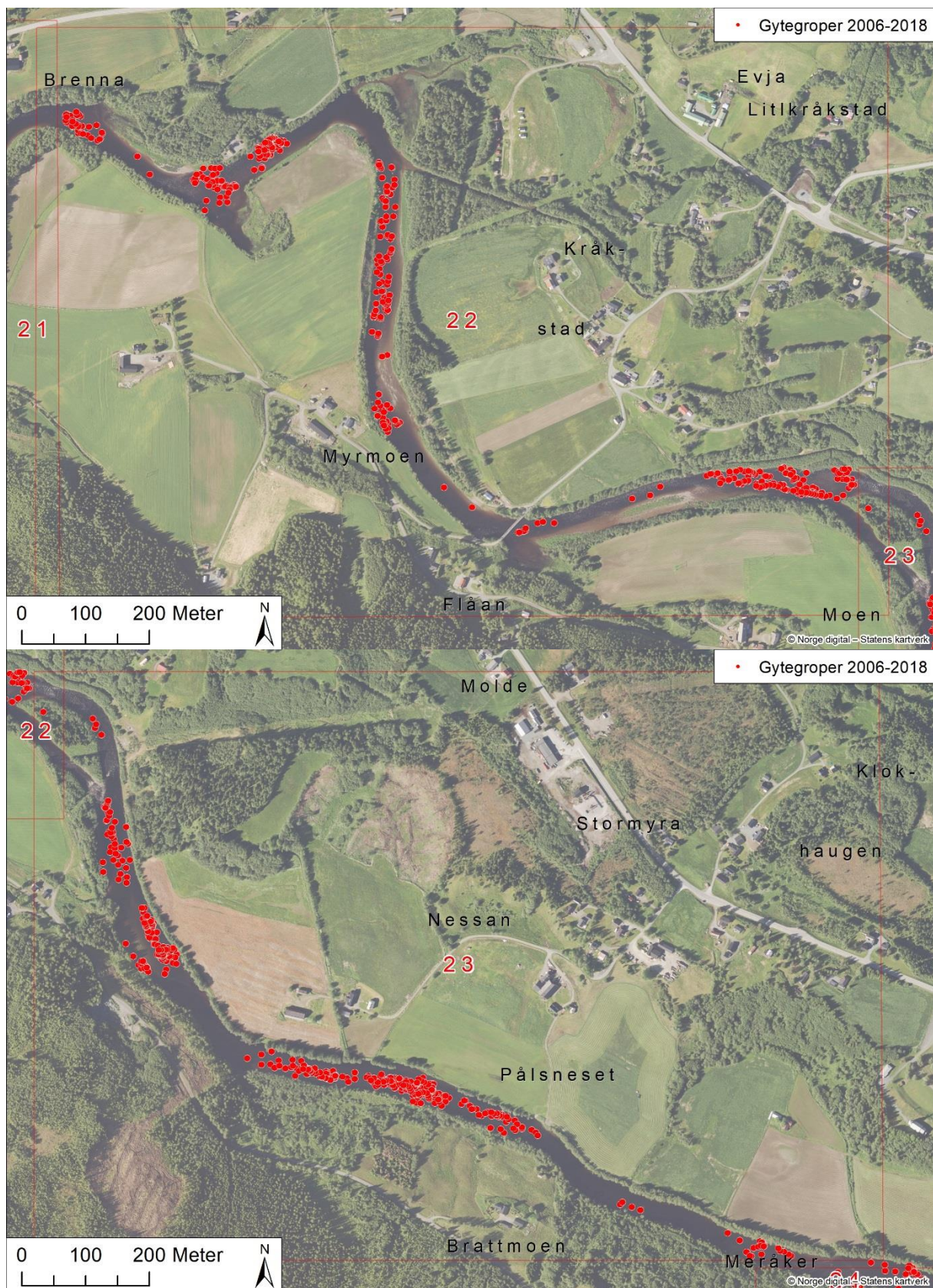
Vedlegg 3.

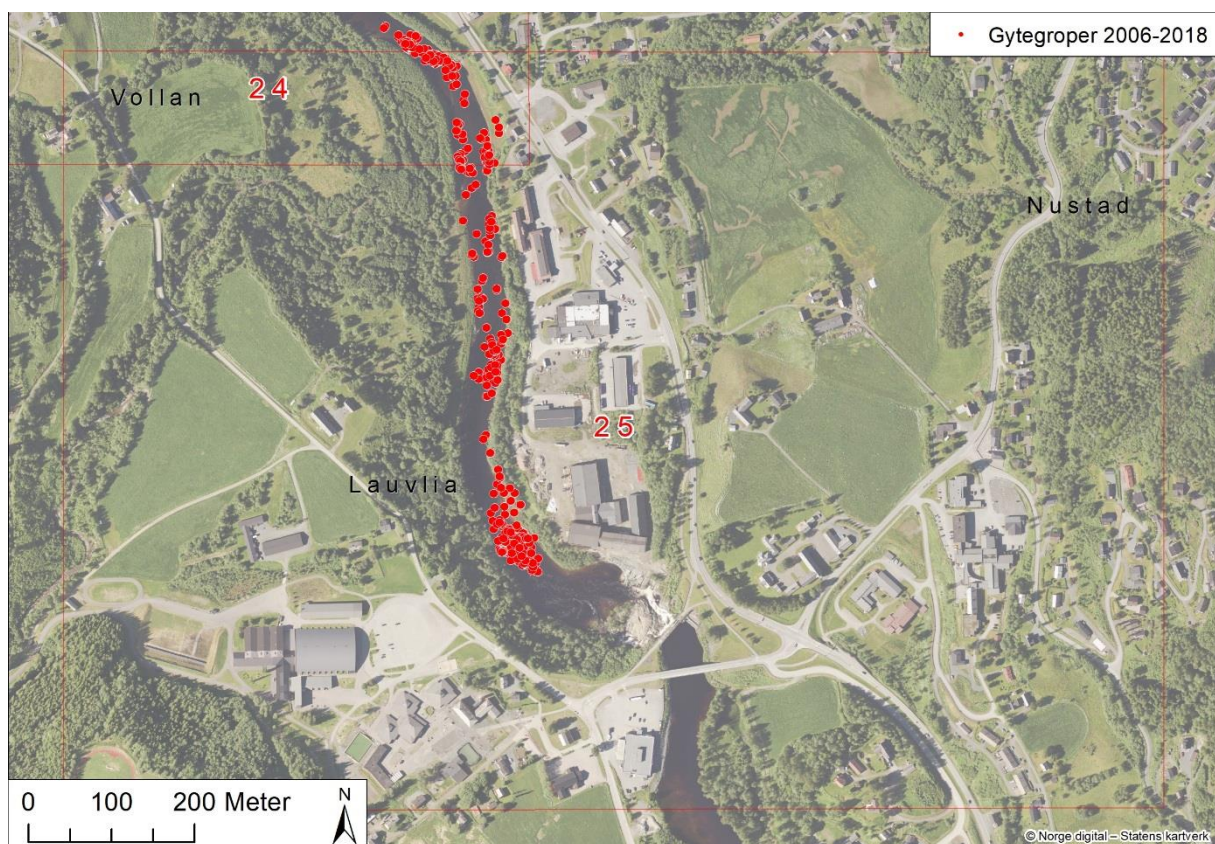
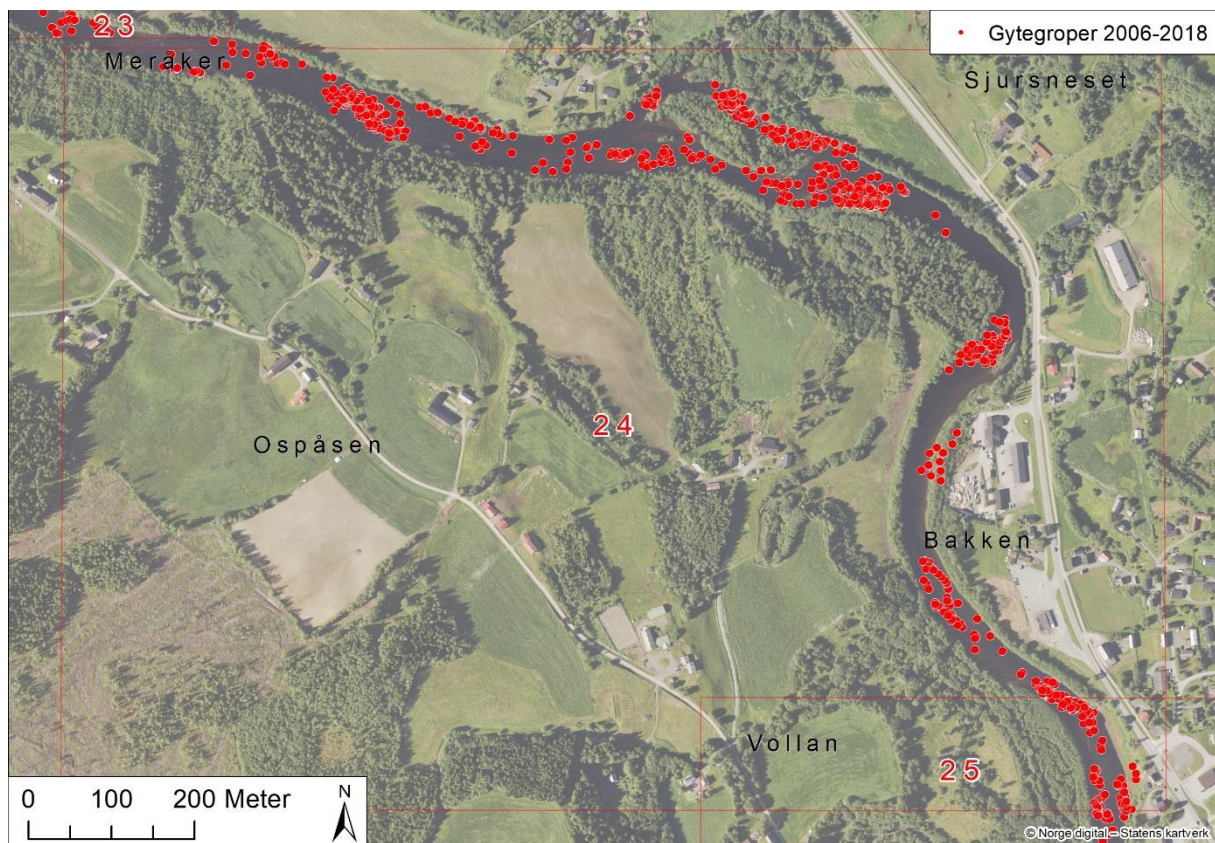
Kumulativ tetthet og fordeling av registrerte gytegrøper i Stjørdalselva i Meråker kommune 2006-2018. Unøyaktige GPS-posisjoner og/eller upresist kartgrunnlag i forhold til reell vannlinje kan være årsak til at enkelte gytegrøper tilsynelatende ligger på land.











NTNU Vitenskapsmuseet er en enhet ved Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet, NTNU.

NTNU Vitenskapsmuseet skal utvikle og formidle kunnskap om natur og kultur, samt sikre, bevare og gjøre de vitenskapelige samlingene tilgjengelige for forskning, forvaltning og formidling.

Institutt for naturhistorie driver forskning innenfor biogeografi, biosystematikk og økologi med vekt på bevaringsbiologi. Instituttet påtar seg forsknings- og utredningsoppgaver innen miljøproblematikk for ulike offentlige myndigheter innen stat, fylker, fylkeskommuner, kommuner og fra private bedrifter. Dette kan være forskningsoppgaver innen våre fagfelt, konsekvensutredninger ved planlagte naturinngrep, for- og etterundersøkelser ved naturinngrep, fauna- og florakartlegging, biologisk overvåking og oppgaver innen biologisk mangfold.

ISBN 978-82-8322-229-6
ISSN 1894-0056

© NTNU Vitenskapsmuseet
Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

www.ntnu.no/museum