

Utvidet miljødesign i demovassdrag Nea

Line E. Sundt-Hansen, Torbjørn Forseth og Atle Harby (red).

Medforfattere: Terje Bongard, Frode Fossøy, Ingerid Julie Arnesen, Berit Köhler, Markus Antti Mikael Majaneva, Rolf Sivertsgård, Helge Skoglund, Margrethe Skår, Håkon Sundt.



HydroCen

Forskningen i HydroCen (Norwegian Research Centre for Hydropower-Technology) skal bidra til å styrke Norges posisjon som en ledende vannkraftnasjon og sikre at norsk vannkraftsektor kan utnytte mulighetene i fremtidens fornybare energisystem.

HydroCen har definert fire forskningsområder:

Vannkraftkonstruksjoner

Turbin og generatorer

Marked og tjenester

miljødesign

NTNU er vertsinstitusjon og hovedforskningspartner i HydroCen sammen med SINTEF Energi og Norsk institutt for naturforskning (NINA).

HydroCen har rundt 50 nasjonale og internasjonale partnere fra forskning, industri og forvaltning.

HydroCen er et av sentrene i Forskningsrådets ordning med forskningssentre for miljøvennlig energi (FME).

Utvidet miljødesign i demovassdrag Nea

Line Elisabeth Sundt-Hansen (red.)

Torbjørn Forseth (red.)

Atle Harby (red.)

Terje Bongard

Frode Fossøy

Ingerid Julie Arnesen

Berit Köhler

Markus Antti Mikael Majaneva

Rolf Sivertsgård

Helge Skoglund

Margrethe Skår

Håkon Sundt

Sundt-Hansen, L.E , Forseth T. & Harby A. (red.). 2021. Utvidet miljødesign i demovassdrag Nea. HydroCen rapport 22. Norwegian Research Centre for Hydropower Technology

Trondheim, Oktober, 2021

ISSN: _2535-5392 (digital publikasjon, Pdf)

ISBN: 978-82-93602-23-1

© NINA 2021

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

FORSIDEBILDE

[Line E. Sundt-Hansen]

NØKKEWORD

Miljødesign, vannkraft, hydrologi, terskler, barrierer, naturmangfold, ørret, miljøDNA, populasjonsgenetikk

KONTAKTOPPLYSNINGER

HydroCen

Vannkraftlaboratoriet, NTNU

Alfred Getz vei 4

Gløshaugen,

Trondheim

Sammendrag

Sundt-Hansen, L.E., Forseth T. & Harby A. (red.), Bongard T., Fossøy F., Arnesen I. J., Köhler B., Majaneva M. A. M., Sivertsgård R., Skoglund H & Sundt H. 2021. Utvidet miljødesign i demovassdrag Nea. HydroCen rapport 22. Norwegian Research Centre for Hydropower Technology

I dette prosjektet har vi utvidet miljødesignkonseptet, opprinnelig utviklet for laks i regulerte vassdrag, til å inkludere større deler av økosystemet (fisk og bunndyr) og menneskers bruk av Nea. Prosjektet startet i 2018 og er satt sammen av forskere fra HydroCen med ekspertise i hydrologi, akvatisk biologi og samfunnsfag. Det overordnede målet har vært å undersøke hvordan miljøforholdene kan bedres i vassdraget ved å ta i bruk de meste moderne og nyeste teknologier og på tvers av fagdisipliner for å utvikle nye metoder.

Historisk har Nea vært en svært viktig gyte- og rekrutteringselv for storørretbestanden i Selbusjøen og denne bestanden er definert som en storørretbestand av stor verdi. Den undersøkte elvestrekningen av Nea fra Hegsetdammen til utløpet i Selbusjøener omtrent 33 km. Strekningen preges av 32 terskler (fram til nylig 34) etablert for å opprettholde et vannspeil på grunn av fraført vann til vannkraft på store deler av strekningen. Hydrologiske analyser viser at vannføringen er betydelig redusert etter regulering, både sommer og vinter.

For å undersøke tilstanden til ørretbestanden ble effektivt antall gytefisk beregnet basert på genetiske analyser av vevsprøver fra ungfisk av ulike alder fanget i Nea i august 2019. Undersøkelsene viser at ørretbestanden har få antall gytefisk. Genetiske analyser indikerer at systemet er fragmentert, sannsynligvis på grunn av vandringshindre i form av terskler som begrenser fiskens vandring og genflyt i bestanden. Et lite antall foreldre gir høy grad av innavl.

Det akvatiske naturmangfoldet og hvordan det påvirkes av terskler og regulering ble undersøkt ved bruk av sparkeprøver analysert av taksonomikspert og moderne genetiske analyser som metabarcoding (analysen av etanolene sparkeprøvene ligger på) og miljøDNA fra vannprøver. Vannprøver og sparkeprøver ble tatt på samme lokalitet. De taksonomiske analysene viste flere arter i strykpartier enn i tersklene i de øvre og midtre delene av den undersøkte strekningen. Bunndyrtetthetene var generelt lave, omkring 10-25 % av forventet antall sammenlignet med forventningssamfunnet for regionen. Den undersøkte strekningen hadde en skjev artsfordeling med dominans av få arter. MiljøDNA av vannprøver viste flere arter enn tradisjonell metode. Forskjellen mellom metodene var størst ved påvisning av sporadiske og sjeldne vårflue-arter og den største andelen av forventede arter var av døgnfluer og vårfluer. Videre ble det undersøkt hvor egnet miljøDNA fra vannprøver var for å teste effekt av tiltak som elv-i-elv og forskjell mellom terskelbasseng og strykområder på bunndyrsamfunn. Analysene av artssamfunnet i stryk og terskler viste at den tradisjonelle metoden og metabarcoding påviser forskjeller i bunndyrsamfunn i de to habitatene, mens miljøDNA fra vannprøver ikke gjør det. Dette skyldes at sparkeprøver er tatt på gitt posisjon og etanolprøvene herfra stammer bare fra denne lokaliteten. MiljøDNA fra vannprøver viser artssamfunn fra et større område, da DNA i en vannprøve også kommer fra et større oppstrøms område. Metoden med miljøDNA analyse av filtrert vann kan ikke skille mellom ulike nærliggende habitater i rennende vann.

For å undersøke hvordan Nea benyttes til rekreasjon, og hvordan ulike brukergrupper vurderer estetiske forhold knyttet til terskler, ble det benyttet både intervjuer og spørreundersøkelser. Undersøkelsene viser at Nea har stor betydning for mange mennesker, både blant lokalbefolkningen og turister. Majoriteten av lokalbefolkningen har god kunnskap om regulering av elva og har generelt en positiv holdning til vannkraftproduksjon. Det var generelt liten lokal motstand til endring eller fjerning av terskler ut fra et visuelt perspektiv, men mange ønsker seg en høyere minstevannføring for å bedre miljøforholdene. Scenarier der terskler ble fjernet ble vurdert som en forbedring sammenlignet med dagens tilstand. Miljøforbedrende tiltak kalt «elv-i-elv» ble i utgangspunktet negativt vurdert blant lokalbefolkningen og mindre negativt blant turistene, men tiltaket ble mer positivt vurdert når de fikk vite at formålet var å bedre levevilkårene for ørret.

Flaskehalsene for ørretbestanden på den undersøkte strekningen er knyttet til både hydrologiske og habitatmessige forhold. Lav vannføring i kombinasjon med høye terskler hindrer trolig i perioder og noen år gyteørret fra å vandre oppstrøms til egnede gyteplasser: Dette er trolig en viktig årsak til en lav effektiv gytebestand og høy innavl. I kombinasjon med lave vannføringer i sommerperioden, gir tersklene en sterk begrensning også for ungfisk til fritt å bevege seg innen elvestrekningen.

Tersklene er identifisert som en sterk flaskehals for ørretbestanden og det er utarbeidet et forslag til terskeltiltak og modifisering av terskelutforming. Med utgangspunkt i identifiserte utfordringer med tersklene har vi satt opp tre funksjonskrav i prioritert rekkefølge; 1) reetablering av frie vandringsveier, 2) sikring av eksisterende og reetablering av ubrukte gyteområder og 3) sikring av dypere overvintringsområder og vanddekt areal. Som hovedtiltak for å nå disse kravene foreslår vi at tersklene delvis åpnes ved hjelp av ramper med vandringskanaler. Et slikt tiltak vil lette to-vegs vandring og kunne bedre rekruttering og dermed økte bestandsstørrelser av ørret i både Nea og Selbusjøen, bedre habitatforhold for ørret og gjøre det dårligere for gjedde og ørekyte, bedre overvintringsforhold og beholde vannspeil som del av landskapet på store deler av strekningen.

Forslag til bruk av vann i henhold til «vannbank-prinsippet» er gjort med tanke på å redusere de viktigste hydrologiske flaskehalsene for ørretproduksjonen. Gitt dagens vannføringsreglement er det utarbeidet et vannbankkonsept for Nea på denne strekningen, noe som kan gi særlig gytefisk bedre muligheter til oppvandring til gyteplasser, men også bedre overlevelse av elvelevende ørret i sommer- og vinterperioden.

De foreslåtte tiltakene til modifisering av terskler i Nea, i kombinasjon med vannbankforslag vil kunne gi store forbedringer for naturmiljøet i Nea.

Line Elisabeth Sundt-Hansen NINA, Høyskoleringen 9, 7034 Trondheim, line.sundt-hansen@nina.no

Torbjørn Forseth, NINA, Høyskoleringen 9, 7034 Trondheim, torbjorn.forseth@nina.no

Atle Harby, SINTEF Energy Research, Sem Sælands vei 11, 7034 Trondheim, atle.harby@sintef.no

Frode Fossøy, NINA, Høyskoleringen 9, 7034 Trondheim, frode.fossøy@nina.no

Markus Antti Mikael Majaneva, NINA, Høyskoleringen 9, 7034 Trondheim, markus.majaneva@nina.no

Terje Bongard, NINA, Høyskoleringen 9, 7034 Trondheim, terjebongard@gmail.com

Berit Köhler NINA, Høyskoleringen 9, 7034 Trondheim, berit.köhler@nina.no

Ingerid Arnesen, NINA, Høyskoleringen 9, 7034 Trondheim, ingerid.hagen@nina.no

Rolf Sivertsgård, NINA, Høyskoleringen 9, 7034 Trondheim, rolf.sivertsgård@nina.no

Helge Skoglund, NORCE, Nygårdsgaten 112, 5008 Bergen, hesk@norceresearch.no

Håkon Sundt, NTNU, Vassbygget, Valgrinda, Trondheim, hakon.sundt@ntnu.no

Abstract

Sundt-Hansen, L. E. , Forseth T. & Harby A. (eds.), 2021. Expanding the concept of environmental design in case River Nea. HydroCen rapport 22. Norwegian Research Centre for Hydropower Technology

Environmental design aims to evaluate, develop, and implement measures to improve environmental conditions in regulated rivers, taking into consideration societal interests as well hydropower production. This concept was originally developed for Atlantic salmon in regulated rivers and with River Nea as our study river we have expanded the concept to include larger parts of the ecosystem (fish and benthic animals) as well as human interests such as leisure activities. Since 2018, hydrologists, biologists, and social scientists from HydroCen have joined forces to investigate how environmental conditions can be improved in the river by using state-of-the-art technologies with a cross disciplinary approach. Scientists have studied how the numerous weirs in the river impact the local brown trout population and benthic invertebrates and have identified bottlenecks for the populations. This has been done using both traditional methods and modern tools such as remote sensing drones, airplanes, and laser, as well as genetic methods such as environmental DNA and barcoding. The leisure use of River Nea and nearby areas by local inhabitants and tourists has been studied, as well as how potential mitigation measures are perceived.

In this project, we have expanded the environmental design concept, originally developed for salmon in regulated watercourses, to include larger parts of the ecosystem (fish and benthic invertebrates) and recreational use of River Nea. Since 2018, hydrologists, biologists, and social scientists from HydroCen have joined forces to investigate how environmental conditions can be improved in the river by using state-of-the-art technologies with a cross disciplinary approach. T

Historically, River Nea has been an important spawning and recruitment river for the large brown population in Lake Selbusjøen and the populations is defined as of great value. The investigated stretch of river Nea, from Hegsetdammen to the outlet in Selbu lake is approximately 33 km. The river stretch is characterized by 32 thresholds (until recently 34) established to maintain a water level to compensate for deferral of water from parts of the river stretch. Hydrological analyses show that the water flow is significantly reduced after regulation, both during summer and winter.

To investigate the ecological status of the brown trout population, the effective number of spawning fish was calculated based on genetic analyses of tissue samples from juvenile trout of different years classes caught by electrofishing in Nea in August 2019. The surveys show that the brown trout population in the river has small spawning stock. Genetical analyses indicate that the system is fragmented, probably due to migration barriers in the form of weirs that limit the migration and gene flow within the population. A small number of parents causes a high degree of inbreeding.

The aquatic biodiversity and how it is affected by weirs and hydropower regulation was investigated using kick samples analysed by taxonomy experts and modern genetic tools such as metabarcoding (analysing the ethanol which kick samples were stored on) and environmental DNA (eDNA) from water samples. Water samples and kick samples were taken at the same location. The taxonomic analyses showed more species in rapids than in the weir pools in the upper and middle parts of the investigated stretch. The abundance of invertebrates was generally low, about 10-25% lower than the expected number for the region. The investigated river stretch had a skewed species distribution with dominance of a few species. Environmental DNA of water samples showed more species than traditional method. The difference between the methods was greatest in the detection of sporadic and rare caddisflies species and the largest proportion of expected species were of mayflies and caddisflies. Furthermore, it was investigated how suitable the eDNA from water samples was to investigate the effect of mitigation measures and the difference between weir pools and rapids on benthic invertebrate communities. Analysis based on traditional kick-sampling and metabarcoding show differences in benthic communities in the two habitats, while eDNA from water samples did not detect differences. The likely explanation for this is that kick samples (and metabarcoding of ethanol from kick samples) represents a specific location in the river, but the eDNA from water samples shows species communities from a larger area,

as the DNA in a water sample is accumulated from a larger upstream area. Thus, using eDNA from water samples cannot distinguish between different nearby habitats in running water.

To investigate how Nea is used for recreation, and how different user groups assess aesthetic conditions related to weirs, both interviews and surveys were used. The surveys show that River Nea is of great importance to many people, both among the locals and tourists. Most of the local population has good knowledge level of hydropower regulation and generally has a positive attitude towards hydropower production. There was generally little local resistance to changing or removing weirs from a visual perspective. Scenarios where weirs were removed were considered an improvement compared to the current situation. The mitigation measures called "river-in-river" were initially assessed negatively among the local population and less negatively among tourists, but the measure was assessed more positively when they learned that the purpose was to improve environmental conditions and habitat for the brown trout population.

The bottlenecks for the brown trout population in the investigated stretch are linked to both hydrological and habitat-related conditions. Low water flow in combination with weirs may prevent spawning trout from migrating upstream to suitable spawning areas, in some years and periods. This may explain the low efficient spawning stock and high level of inbreeding. Low discharge in combination with weirs that are difficult to pass also prevents juveniles from moving upstream and downstream during low water flows in the summer period.

The weirs have been identified as a strong bottleneck for the brown trout population and to mitigate this challenge we have suggested some mitigation measures and modification of the weirs. Based on identified challenges regarding the weirs, we have set up three functional requirements in order of priority; 1) re-establishment of migration routes, 2) securing of existing spawning areas and re-establishment of unused spawning areas and 3) securing of deeper wintering areas and water-covered area. As a main measure to achieve these requirements, we propose that the weirs be partially opened by means of ramps with migration channels. These measures will facilitate two-way migration and to improve recruitment and thus increase population of brown trout in both Nea and the Selbu lake. Thus, better habitat conditions for trout will make it worse for pike and minnow, better winter conditions and retain water levels as part of the landscape in large parts of the river stretch.

A plan of water use has been suggested in accordance with the "water bank principle" to reduce the most pronounced hydrological bottlenecks for brown trout population. The plan is based on the current water flow regulations, which may provide spawning trout in particular better opportunities for migration to spawning grounds, but also better survival of all stream-dwelling trout during the summer and winter period. The proposed measures to modify weirs in River Nea, in combination with water bank proposal, will provide major improvements for the natural environment in River Nea.

Line Elisabeth Sundt-Hansen NINA, Høy skoleringen 9, 7034 Trondheim, line.sundt-hansen@nina.no

Torbjørn Forseth, NINA, Høy skoleringen 9, 7034 Trondheim, torbjorn.forseth@nina.no .

Atle Harby, SINTEF Energy Research, Sem Sælands vei 11, 7034 Trondheim, atle.harby@sintef.no

Frode Fossøy, NINA, Høy skoleringen 9, 7034 Trondheim, frode.fossøy@nina.no

Markus Antti Mikael Majaneva, NINA, Høy skoleringen 9, 7034 Trondheim, markus.majaneva@nina.no

Terje Bongard, NINA, Høy skoleringen 9, 7034 Trondheim, terjebongard@gmail.com

Berit Köhler NINA, Høy skoleringen 9, 7034 Trondheim, berit.köhler@nina.no

Ingerid Arnesen, NINA, Høy skoleringen 9, 7034 Trondheim, ingerid.hagen@nina.no

Rolf Sivertsgård, NINA, Høy skoleringen 9, 7034 Trondheim, rolf.sivertsgård@nina.no

Helge Skoglund, NORCE, Nygårdsgaten 112, 5008 Bergen, hesk@norceresearch.no

Håkon Sundt, NTNU, Vassbygget, Valgrinda, Trondheim, hakon.sundt@ntnu.no

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	5
Innhold	Error! Bookmark not defined.
Forord	9
1 Innledning	10
1.1 Områdebeskrivelse.....	10
1.2 Kraftsystem.....	10
1.3 Fiskebestand og økosystem.....	11
2 Deloppgaver	12
2.1 Hydrologi	12
2.1.1 Fremgangsmåte for IHA-analyser.....	12
2.1.2 Resultat fra IHA-analysene	15
2.2 Elvemorfologi	17
2.3 Genetikk som mål på gytebestand	18
2.3.1 Metode.....	18
2.3.2 Resultater	25
2.3.3 Diskusjon	35
2.3.4 Konklusjon.....	36
2.4 Biodiversitet	37
2.4.1 Målsetting for bunndyrundersøkelsene.....	37
2.4.2 Metoder	37
2.4.3 Resultater av bunndyrprøver og malaisefeller.....	39
2.5 Miljø-DNA	43
2.5.1 Bakgrunn	43
2.5.2 Miljø-DNA fra vannprøver.....	43
2.5.3 Miljø-DNA og fiskesamfunn i Nea	44
2.5.4 Miljø-DNA av bunndyr fra filtrert etanol.....	48
2.5.5 Markører og bioinformatiske analyser for bunndyr.....	48
2.5.6 Miljø-DNA av bunndyr – resultater	49
2.5.7 MiljøDNA av bunndyr – forskjellen mellom stryk og terskel.....	51
2.5.8 Nea forventingssamfunn av bunndyr med ulike metoder	55
2.6 Rekreasjonsbruk, brukergrupper og estetiske forhold knyttet til terskler	58
2.6.1 Metode.....	58
2.6.2 Resultater	63
2.6.3 Konklusjon.....	76
2.7 Gytehabitatundersøkelser.....	77
3 Diagnose	81
3.1 Hydrologiske flaskehalsar.....	81
3.1.1 Sommervannføring	81
3.1.2 Vintervannføring	82
3.1.3 Andre hydrologiske flaskehalsar	83
3.1.1 Høstvannføring og gytevannstand	84
3.2 Habitatflaskehalsar.....	87
3.3 Klassifisering av diagnose	88
4 Designløsninger og potensielle tiltak	90
4.1 Terskler	90

4.1.1	Funksjonskrav til terskeltiltak.....	93
4.1.2	Prinsipper for terskeltiltak.....	94
4.1.3	Forventet effekt av tiltakene.....	96
4.2	Vannbank.....	97
5	Konklusjon.....	98
6	Referanser.....	99
7	Vedlegg.....	105
7.1	Bakgrunn biodiversitet.....	105
7.1.1	Innsamlingsmetodikk bakgrunn.....	106
7.2	Hydrologi.....	113
7.2.1	Delfelt.....	113
7.2.2	Beregnet vannføring på månedsbasis.....	114
7.2.3	Alminnelig lavvannføring (Q95) før regulering.....	114
7.2.4	Normalvannføring (Q _N).....	115
7.2.5	Normalvannføring (Q _N) før regulering – definert ved sesong sommer / vinter.....	118
7.2.6	Normalvannføring (Q _N) før regulering – prosentfordeling av Q gjennom året.....	118
7.2.7	Varighetskurver.....	119

Forord

I dette HydroCen-prosjektet har vi utvidet miljødesignkonseptet som originalt ble utviklet for laks i regulerte vassdrag til å inkludere større deler av økosystemet (fisk og bunndyr) og folks bruk av Nea. Prosjektet startet i 2018 og er satt sammen av forskere fra HydroCen med ekspertise i hydrologi, akvatisk biologi og samfunnsfag fra arbeidspakke WP 4.3 *miljødesign ved fleksibel vannkraft*.

Det overordnede målet var å undersøke hvordan miljøforholdene kan bedres i vassdraget ved å ta i bruk de meste moderne og nyeste teknologier og på tvers av fagdisipliner for å utvikle nye metoder. Prosjektet har hatt følgende tre hovedformål, 1) å benytte Nea til å utvikle utvidet miljødesignmetodikk for innlandsvassdrag med ørret som dominerende fiskeart, 2) å demonstrere at det er mulig å utvikle løsninger som er gode både for kraftproduksjon, bredden av bruksinteresser og naturmiljø gjennom miljødesigntilnærmingen og 3) å bidra med et faglig kunnskapsgrunnlag for tiltak i Nea knyttet både til terskelplan og eventuell vilkårsrevisjon.

Prosjektet har vært organisert som et fellesprosjekt mellom HydroCen arbeidspakke 4.3 og Statkraft, der forskerne i HydroCen er ansvarlig for forskningsaktiviteten og Statkraft for organisering av samarbeid med relevante myndigheter og lokale interesser. Undersøkelsene og påfølgende analyser ble foretatt i 2018 - 2020.

Vi takker for samarbeid med Statkraft og muligheten til å benytte Nea som demovassdrag i dette forskningsprosjektet. Vi takker også dialogforumet for konstruktiv og lærerik dialog. Spesielt har tilbakemelding fra lokale interesser som besitter stor lokal kunnskap om naturmiljøet har vært viktig og nyttig i arbeidet med rapporten. Dialogforumet har bestått av Statkraft, Fylkesmannen i Trøndelag, NVE, Selbu kommune, Tydal kommune, Selbu Utmarksråd, Nea Elveeigarlag, Selbusjøen Grunneigarlag, Tydal Grunneigarlag, Tydal Jeger og Fisk, Selbu Orienteringsklubb, Bygdeungdomslag og Klatreklubb og Vannområde Nea Nidelv.

Vi takker Laila Saksgård, Hans Mack Berger og Vegard M. Ambjørddalen for ekspertise ved elektrisk fiske i Nea. Vi vil takke genetikkklubben på NINA og spesielt Hege Brandsegg for analyse av ørretgenetikk og miljøDNA. Vi takker Hans Petter Fjeldstad og Ingebrigt Uglem for deltagelse på befaringsferder i Nea. Vi takker også NORCE for undersøkelser av ørrethabitat i Nea.

Fordi rapporten både er en rapport som skal inngå i kunnskapsgrunnlaget for tiltak som bedrer miljøforholdene i Nea og en rapport som inngår i HydroCen sin utvikling av utvidet miljødesign, er deler av rapporten relativt teknisk og ikke så lettlest. Imidlertid håper jeg at sammendrag og de mer kortfattede konklusjonene vil være nyttige for alle som er interessert i Neavassdraget.

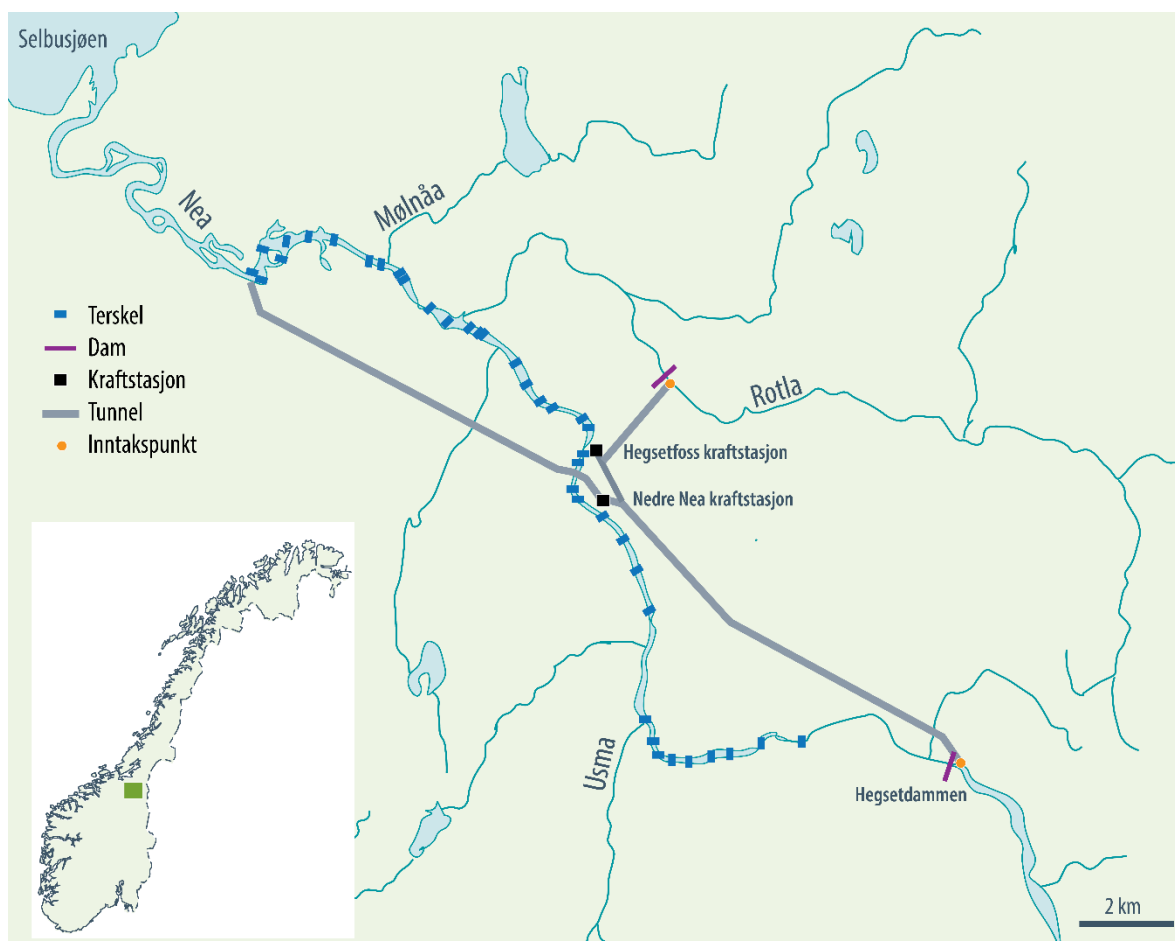
12.10.2021 Line Elisabeth Sundt-Hansen

1 Innledning

Line Elisabeth Sundt-Hansen

1.1 Områdebeskrivelse

Nea har opprinnelse i Sylane og drenerer fjell- og skogsområder i Tydal og Selbu ned til Selbusjøen. Det er flere reguleringsmagasiner i nedbørfeltet hvorav det største er Nesjø-Essandsjø (729-706 moh.). Den undersøkte elvestrekningen av Nea er mellom Hegsetdammen og utløpet i Selbusjøen, en strekning på ca. 33 km. Strekningen preges av 32 terskler (fram til nylig 34) etablert for å opprettholde vannspeilet på grunn av fraført vann til vannkraft (**Figur 1**).



Figur 1. Oversikt over studieområdet i Nea, fra Hegsetdammen og ned til utløp i Selbusjøen. Blå markeringer viser terskler, grå linje viser kraftverkstunneler, svarte firkanter viser kraftstasjoner og lilla linjer viser damkonstruksjoner.

1.2 Kraftsystem

Allerede i 1917 ble det utarbeidet plan og konsesjonssøknad for regulering av Neavassdraget, og i 1919 fikk TVE konsesjon på regulering av Selbusjøen og flere fjellsjøer i Selbu. Nea kraftverk ble satt i drift i 1962 og da ble Hegsetdammen og Hegsetfoss kraftverk bygget. På den ca. 14 km regulerte elvestrekningen mellom dammen og kraftverket ble det da bygget terskler for å opprettholde et vannspeil. Hegsetfoss kraftverk er av Statkraft definert som et flomkraftverk (etter etablering av Nedre Nea kraftverk). Maks ytelse er 32 MW gjennom en Francis-turbin og kraftverket utnytter et fall på 72 m.

Hegsetfoss kraftverk utnytter vannet i Bjørgamagasinet og i tillegg overføres vann fra delfeltene Rotla og Krossåa til kraftverket.

I 1989 ble Nedre Nea Kraftverk bygget og ytterligere 11 km av Nea fikk redusert vannføring, slik at i dag har ca. 25 km av de ca. 34 km elv mellom Selbusjøen og Hegsetdammen sterkt redusert vannføring. Maks ytelse er 67 MW gjennom en Francis-turbin og kraftverket utnytter et fall på 96 m. Kraftverket utnytter vannet i Bjørgamagasinet (alias Hegsetsjøen) som har 6 m reguleringshøyde mellom 249 og 255 m.o.h og 4 Mill. m³ magasinivolum. Utløpspunktet fra Nedre Nea kraftverk ligger ved Bogstadhølen. I tillegg er en stor del av nedbørfeltet til sideelva Rotla også tatt inn til Nedre Nea kraftverk. I Rotla er det ingen pålagt minstevannføring.

Middelvannføringen i Nea ved utløp i Selbusjøen er ca. 70 m³/sek. Pålagt minstevannføring på strekningen Bogstadhølen- Hegsetdammen er 1,5 m³/sek om sommeren (1.5. – 1.10.), mens det ikke er pålagt vannslipp i vinterhalvåret. Det er 34 terskler på den regulerede strekningen nedstrøms Hegsetdammen.

1.3 Fiskebestand og økosystem

Historisk har Nea vært en svært viktig gyte- og rekrutteringselv for storørretbestanden i Selbusjøen (Arnekleiv 1988, Arnekleiv & Kraabøl 1994, Arnekleiv & Rønning 2004; Arnekleiv mfl. 2017). Storørret har likheter med anadrom laks, ved at den bruker innsjøen slik som atlantisk laks bruker havet og at den vandrer opp eller ned til tilløpselver og utløpselver for å gyte (Museth mfl. 2018). Gode livsbetingelser i innsjøen i form av næringstilgang, og i rennende vann i form av gyte og oppvekstområder, er derfor viktig (Museth mfl. 2018). I miljødirektoratets rapport om strategi for bevaring og utvikling av bestandene av storørret, er bestanden i Selbusjøen listet opp som en storørretlokalitet av svært stor verdi (Gladsø mfl. 2020). Det eksisterer et solid bakgrunnsmateriale av fiskebestanden i Neavassdraget og i 2017 ble det publisert en rapport fra vassdraget som også oppsummerer den nåværende status for fiskebestanden i Nea og Selbusjøen (Arnekleiv mfl. 2017).

I 1974 ble ørekyt første gang påvist øverst i Neavassdraget (Koksvik & Langeland 1975) og arten har siden spredt seg nedover vassdraget og finnes i dag også i strandsoner i hele Selbusjøen (Arnekleiv 1992, Hesthagen & Sandlund 1997, Arnekleiv et al. 2017). Gjedde ble første gang fanget i 2004 (Arnekleiv m.fl. 2006), og finnes i dag i de nederste kilometerne av Nea. Flere undersøkelser har vist at økosystemet i Nea har endret seg, dette har blant annet blitt dokumentert gjennom før- og etterundersøkelser av regulering av Rotla (Langeland m.fl. 1986 & 2001, Arnekleiv m.fl. 2006, Kjøsnes & Rustadbakken 2010). På strekningen som har fått redusert vannføring, ble det registrert en endring i artssammensetning av bunndyr som kunne tilskrives reguleringsvirkninger. Nederst i Nea var artsantallet av døgnfluer og vårfluer redusert etter regulering. Tidligere undersøkelser på bunndyr i et sidevassdrag (Rotla) viste at tettheten av bunndyr før og etter regulering var lik, men at artssammensetningen hadde endret seg. Det var økt antall arter som trives i strømsvake deler av elva. Endringene hang sammen med redusert vannføring og en økning i påvekstalg som følge av regulering (Bongard mfl. 1994). Fra dette vassdraget finnes også data fra bonitering av strekningen, der substrat, gyteområder og mulige gyteområder er vurdert (Bjølstad mfl. 2014).

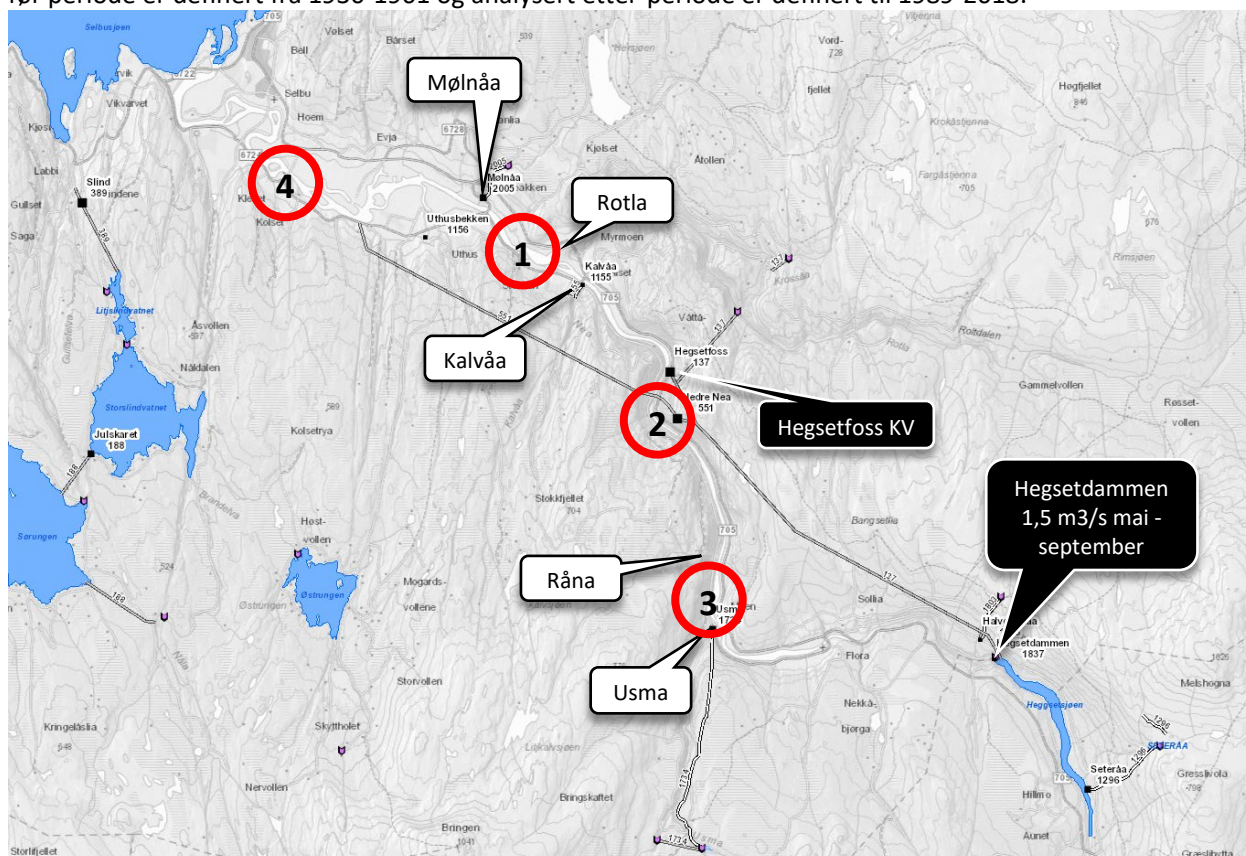
Som en kompensasjon for negative effekter av regulering på fiskebestanden i Nea og Selbusjøener regulant pålagt å sette ut ørretyngel. Men allerede i på 1920-tallet startet den første klekkeridriften i der det ble satt ut i gjennomsnitt 19 800 yngel av ørret over syv år på. Driften av dette klekkeriet ble avsluttet i 1947. Klekkeridriften ble overført til Lundesokna klekkeri på Lundamo (Rygg 1996), men det er ingen dokumentasjon på at det ble satt ut settefisk i på 50-tallet. Det er derimot dokumentert fiskeutsettinger fra starten av 60-tallet. På 90-tallet var pålegget 20 000 ensomrig settefisk i Selbusjøen og Nea og fra 2008 var pålegget 25 000 tosomrige ørret. De senere års undersøkelser (Arnekleiv et al. 2017) har påvist svært dårlig overlevelse av settefisk i Nea og til dels i Selbusjøen, da spesielt av ensomrig settefisk. Gytebestanden i Nea har ikke tidligere blitt undersøkt for genetisk avstamning eller effektiv gytebestandsstørrelse.

2 Deloppgaver

2.1 Hydrologi

Håkon Sundt

For å studere hydrologiske endringer har vi gjennomført såkalte IHA-analyser (Richter et al 1996) for fire lokaliteter i Nea (se **Figur 2**): Stokke, Nea like oppstrøms utløpet fra Hegsetfoss kraftverk, Nea like nedstrøms samløpet med Usma og ved Kulset bru nedstrøms utløpet fra Nedre Nea kraftverk. Analysert før periode er definert fra 1930-1961 og analysert etter-periode er definert til 1989-2018.



Figur 2. Lokaliteter for IHA-analyser. Lokalitetene er markert som røde sirkler. Punkt 1 er Stokke vannføringsstasjon nedstrøms samløp med Rotla. Punkt 2 er Nea oppstrøms utløp fra Hegsetfoss kraftverk. Punkt 3 er Nea ved utløp fra Usma. Punkt 4 er ved Kulset bru nedstrøms utløpet fra Nedre Nea kraftverk.

2.1.1 Fremgangsmåte for IHA-analyser

Vi har brukt den uregulerte vannføringsstasjonen «Kjeldstad i Garbergelva» i et nabovassdrag som utgangspunkt for simulering av tidsserier (døgnverdier). Feltparametere «spesifikk avrenning» og «feltareal» er benyttet for å sette opp tidsserier for hoveddelfeltene Hegsetdammen, Usma, Råna, Kalvåa, Rotla og Møltnå.

Tilpassing av vannføringskurven gjennom året

Vi sammenlignet ukesverdier (gjennomsnitt over en uke) for vannføringsstasjonen Stokke (1930-1961) med ukesverdier for Kjeldstad i Garbergelva gjennom året. Vi justerte så ukesverdier for Kjeldstad i Garbergelva opp eller ned (ved prosent) for å tilpasse vannføringen gjennom året til Stokke. Summen av

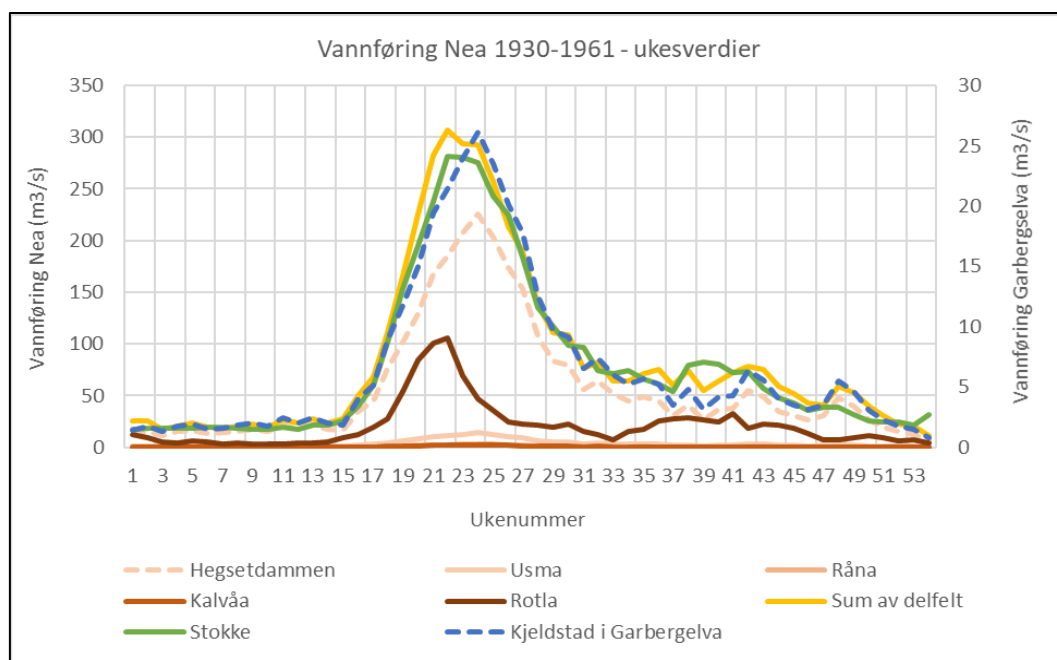
justeringer gjennom året var null (og Q_N tilnærmet lik). Ved videre bruk av Kjeldstad i Garbergelva for å simulere tidsserier i sidevasdragene i Nea ble prosentjusteringene benyttet for hver uke.

Simulering av tidsserier for delfelt

Ved å bruke feltparametrene og ukesjusteringene simulerte vi tidsserier (døgngjennomsnitt) for Hegsetdammen (før regulering i 1989), Usma, Råna, Kalvåa, Rotla og Mølnoa. Rotla ble delvis overført til Hegsetfoss kraftverk etter 1961. Selv om vannet fra Rotla gjennom Hegsetfoss kraftverk kommer tilbake i Nea oppstrøms samløpet med Rotla, er det antatt at dette påvirker vannføringskurven for Nea. Rotla etter 1988 er justert på ukesbasis ved å sammenligne ukesverdier fra før-perioden (simulert via Kjeldstad i Garbergelva) og etter-perioden (målinger ved Rotla bru 1988-1990). Dette er for å kompensere for overføring til kraftproduksjon og omfordeling av vannføring gjennom året. Usma er regulert (småkraftverk med minstevannføringslipp), men det antas at regulering i liten grad påvirker vannføringen i større grad i hovedelva.

Om før- og etter-perioden

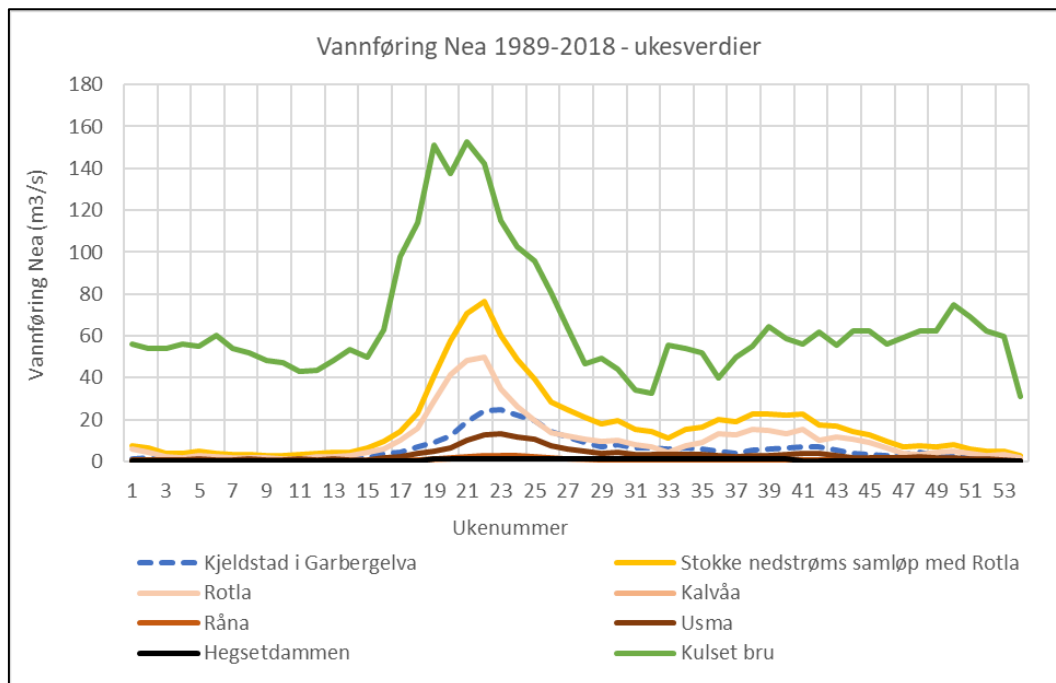
Nedre Nea kraftverk begynte produksjonen i perioden 1985-1988. Hegsetdammen (Björgamagasinet) ble etablert i forbindelse med utbygging av Hegsetfoss kraftverk (1962). For å unngå mulige feil med vannføringskurver i mellomfasen (1962-1988) er IHA utført for årene 1930-1961 (før-periode) og 1989-2018 (etter-perioden). **Figur 3** viser vannføring i Nea og Garbergelva i før-perioden (1930-1961



Figur 3. Gjennomsnittlig vannføring per uke på ulike lokaliteter i Nea (vertikal akse til venstre) og Garbergelva (vertikal akse til høyre) før regulering. Dataserie «Sum av delfelt» er summen av delfeltene Usma, Råna, Kalvåa og Rotla. Dataserie Stokke er målt vannføring ved samme lokalitet. Gul kurve er summen av alle simulerte delfelt oppstrøms Stokke vannføringsstasjon, mens grønn kurve er faktiske ukesverdier for Stokke vannføringsstasjon. Blå, stiplet kurve viser vannføringsstasjon Kjeldstad i Garbergelva (angitt på høyre Y-akse) for sammenligning. De ulike røde kurvene er delfeltene. Lyserød, stiplet kurve viser vannføringen ved Hegsetdammen før regulering.

Simuleringer ved Hegsetdammen antar normalt tilsig uten oppdemming før 1961. Etter 1988 er det brukt $1.5 \text{ m}^3/\text{s}$ fra uke 19 til og med uke 40 (mai til og med september) og $0 \text{ m}^3/\text{s}$ utover dette.

Som erstatning for Stokke vannføringsstasjon, som ble avsluttet i 1966, har vi benyttet summen av vannføringene i Hegsetdammen, Usma, Råna, Kalvåa og Rotla for simuleringer av Stokke etter 1966. Det er i tillegg tilført 10% vannføring som skal representere lokalt tilsig utenfor sidevassdragene. Delfelt Mølnåa renner inn i Nea nedstrøms vannføringsstasjon Stokke og er dermed ikke med i Stokke-summeringen. **Figur 4** viser gjennomsnittlig vannføring per uke for perioden 1989-2018 (etter regulering).



Figur 4. Gjennomsnittlig vannføring per uke på ulike lokaliteter i Nea og i Garbergelva i perioden 1989-2018. Dataserie «Stokke» er summen av simulerte vannføringer i delfeltene Usma, Råna, Kalvåa og Rotla samt minstevannføringslipp fra Hegsetdammen. Den uregulerte vannføringsstasjonen Kjelstad i Garbergelva i nabovassdraget er tatt med for sammenligning.

For sammenligning ble IHA kjørt for den regulerte vannføringsstasjonen Kulset bru. Vannføringen her inkluderer kraftverksproduksjon og vann fra fraført strekning. Stasjonen har vært i drift siden 1986 og IHA-analysen for stasjonen inkluderer årene fra 1986 til og med 2018 unntatt følgende år (som helt eller delvis mangler data): 1989-1999 og 2010.

Tabell 1. for delfelt og aktuelle justeringer i simulerte tidsserier. Stasjonene Stokke t.o.m Kulset bru er kun simulerte og basert på feltparametrene fra de øvrige stasjonene

Stasjonsnavn	Areal	Spesifikk avrenning	Nedbør (mm)		Temperatur			Kommentarer	
			Sommer	Vinter	År	Sommer	Vinter	1930-1961	1989-2018
Kjeldstad i Garbergelva	158.0	37.4	449.0	555.0	2.0	7.9	-2.2	Faktiske målinger (døgn)	
Hegsetdammen	1519.0	33.6	415.0	483.0	0.1	6.4	-4.4	Simulert via Kjeldstad i Garbergelva	1.5 m ³ /s fra mai til og med september og 0 m ³ /s utover dette
Usma	84.9	37.3	410.0	517.9	1.3	7.4	-3.1	Simulert via Kjeldstad i Garbergelva	
Råna	19.8	36.4	414.9	520.1	1.7	7.6	-2.6		
Kalvåa	18.9	29.3	418.9	497.2	2.0	8.1	-2.3		
Rotla	257.0	42.4	440.0	557.0	1.3	7.3	-3.0	Simulert via Kjeldstad i Garbergelva	Simulert via Kjeldstad i Garbergelva og justert på ukesbasis for omfordeling gjennom året
Mølnåa	21.8	21.0	428.6	462.0	2.5	8.5	-1.9	Simulert via Kjeldstad i Garbergelva	
Stokke								Faktiske målinger (døgn)	Simulert som summen av Hegsetdammen, Usma, Råna, Kalvåa og Rotla + 10%
Nea oppstrøms utløp fra Hegsetfoss kraftverk								Simulert via Kjeldstad i Garbergelva. Tilsvarer summen av Hegsetdammen, Usma og Råna + 10%	
Nea nedstrøms samløp med Usma								Simulert via Kjeldstad i Garbergelva. Tilsvarer summen av Hegsetdammen og Usma + 10%	
Kulset bru								Faktiske målinger (døgn) fra 1986 til og med 2018. Enkelte år mangler og er dermed utelatt fra IHA-analysen.	

2.1.2 Resultat fra IHA-analysene

IHA-analyser er gjennomført for fire lokaliteter i Nea (som vist i **Figur 2.**): Stokke, Nea like oppstrøms utløpet fra Hegsetfoss kraftverk, Nea like nedstrøms samløpet med Usma og Kulset bru nedstrøms utløpet fra Nedre Nea kraftverk. IHA-resultatene er oppsummert i **Tabell 2** og i **Figur 5.**

Stokke vannføringsstasjon inkluderer delfeltene Hegsetdammen, Usma, Råna, Kalvåa og Rotla. Det er lagt til 10% vannføring for å kompensere for lokaltilsig langs elva utenfor delfeltene. Perioden 1930-1961 er basert på målte data, mens perioden 1989-2018 er basert på simulerte data for Usma, Råna, Kalvåa og Rotla samt minstevannføringslipp fra Hegsetdammen. Stasjonen er markert som punkt 1 i **Figur 2.**

- Middelvannføring før og etter regulering: 75.36 m³/s og 18.93 m³/s
- Høyeste månedlige middelvannføring: 203.0 m³/s i juni (før reg.) og 38.2 m³/s i juni (etter reg.)
- Laveste månedlige middelvannføring: 10.7 m³/s i mars (før reg.) og 3.1 m³/s i mars (etter reg.)
- 1-døgns minimums vannføring: 5.4 m³/s (før reg.) og 0.9 m³/s (etter reg.)
- 3-døgns minimums vannføring: 6.1 m³/s (før reg.) og 1.0 m³/s (etter reg.)
- 7-døgns minimums vannføring: 6.2 m³/s (før reg.) og 1.2 m³/s (etter reg.)

For Nea oppstrøms utløp fra Hegsetfoss kraftverk inkluderer vannføringspunktet delfeltene Hegsetdammen, Usma og Råna. Det er lagt til 10% vannføring for å kompensere for lokaltilsig langs elva utenfor delfeltene. Begge periodene er basert på simulerte data, med minstevannføringslipp fra Hegsetdammen i perioden 1989-2018. Stasjonen er markert som punkt 2 i **Figur 2.**

- Middelvannføring før og etter regulering: 68.7 m³/s og 6.3 m³/s
- Høyeste månedlige middelvannføring: 203.4 m³/s i juni (før reg.) og 15.1 m³/s i juni (etter reg.)
- Laveste månedlige middelvannføring: 6.2 m³/s i mars (før reg.) og 0.9 m³/s i mars (etter reg.)
- 1-døgns minimums vannføring: 2.7 m³/s (før reg.) og 0.3 m³/s (etter reg.)
- 3-døgns minimums vannføring: 2.8 m³/s (før reg.) og 0.3 m³/s (etter reg.)
- 7-døgns minimums vannføring: 3.0 m³/s (før reg.) og 0.4 m³/s (etter reg.)
-

For Nea nedstrøms samløp med Usma inkluderer Vannføringspunktet delfeltene Hegsetdammen og Usma. Det er lagt til 10% vannføring for å kompensere for lokaltlig langs elva utenfor delfeltene. Begge periodene er basert på simulerte data, med minstevannføringslipp fra Hegsetdammen i perioden 1989-2018. Stasjonen er markert som punkt 3 i **Figur 2**.

- Middelvannføring før og etter regulering: 67.8 m³/s og 5.3 m³/s
- Høyeste månedlige middelvannføring: 200.7 m³/s i juni (før reg.) og 12.6 m³/s i juni (etter reg.)
- Laveste månedlige middelvannføring: 6.1 m³/s i mars (før reg.) og 0.7 m³/s i mars (etter reg.)
- 1-døgns minimums vannføring: 2.7 m³/s (før reg.) og 0.2 m³/s (etter reg.)
- 3-døgns minimums vannføring: 2.8 m³/s (før reg.) og 0.2 m³/s (etter reg.)
- 7-døgns minimums vannføring: 3.0 m³/s (før reg.) og 0.3 m³/s (etter reg.)
-

For Kulset bru nedstrøms utløp fra Nedre Nea kraftverk inkluderer vannføringspunktet kraftverksproduksjon gjennom Nedre Nea kraftverk og vann fra fraført strekning. Kun en periode er analysert: 1986-2018. Stasjonen er markert som punkt 4 i **Figur 2**.

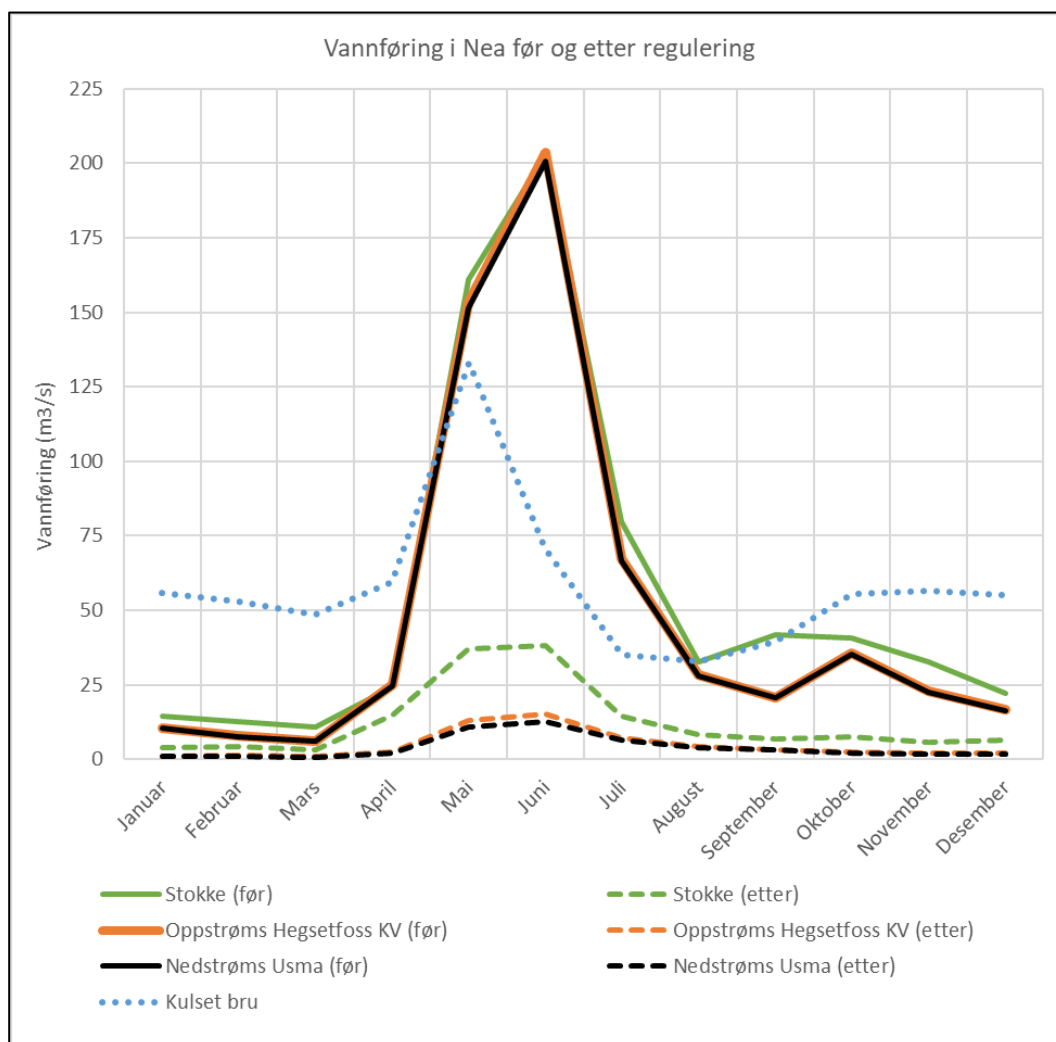
- Middelvannføring: 72.7 m³/s
- Høyeste månedlige middelvannføring: 132.9 m³/s i mai
- Laveste månedlige middelvannføring: 32.7 m³/s i august
- 1-døgns minimums vannføring: 2.7 m³/s
- 3-døgns minimums vannføring: 6.6 m³/s
- 7-døgns minimums vannføring: 12.6 m³/s

Tabell 2. IHA-resultater. Med unntak av Stokke vannføringsstasjon i perioden 1930-1961 (andre kolonne) og Kulset bru er alle tall fra simulerte vannføringsserier.

Parameter (gjennomsnittlig døgnverdi i m ³ /s)	Stokke nedstrøms samløp med Rotla (lokalitet 1)		Nea oppstrøms utløp fra Hegsetfoss kraftverk (lokalitet 2)		Nea etter utløp fra Usma (lokalitet 3)		Kulset bru (lokalitet 4)	Kommentar
	1930- 1961*	1989- 2018	1930- 1961	1989- 2018	1930- 1961	1989- 2018	1986- 2018*	
Januar	14.3	3.9	10.6	1.1	10.5	0.9	55.7	Gjennomsnittlig vannføring per måned
Februar	12.5	4.2	7.7	1.3	7.6	1.0	52.8	
Mars	10.7	3.1	6.2	0.9	6.1	0.7	48.5	
April	24.1	14.8	25.0	2.5	24.6	2.0	59.3	
Mai	160.9	36.9	153.3	13.0	151.3	10.8	132.9	
Juni	203.0	38.2	203.4	15.1	200.7	12.6	70.9	
Juli	79.8	14.3	67.3	7.3	66.4	6.3	35.2	
August	32.8	8.4	28.3	4.1	28.0	3.7	32.7	
September	41.7	6.6	20.8	3.3	20.6	3.0	39.4	
Oktober	40.7	7.5	35.5	2.4	35.1	2.1	55.5	
November	32.6	5.8	22.8	2.2	22.5	1.8	56.6	
Desember	22.2	6.3	16.5	2.0	16.3	1.6	55.1	
1-døgns minimum	5.4	0.9	2.7	0.3	2.7	0.2	2.7	
3-døgns minimum	6.1	1.0	2.8	0.3	2.8	0.2	6.6	
7-døgns minimum	6.2	1.2	3.0	0.4	3.0	0.3	12.6	
30-døgns minimum	7.4	2.2	4.2	0.7	4.1	0.5	21.6	
90-døgns minimum	13.0	5.7	14.4	1.6	14.2	1.3	37.9	
1-døgns maksimum	578.4	175.8	686.8	55.2	677.8	45.2	317.5	

3-døgns maksimum	493.2	139.4	504.3	37.4	497.7	30.8	288.1	
7-døgns maksimum	429.8	110.2	392.0	27.4	386.8	22.6	248.7	
30-døgns maksimum	287.8	64.4	274.3	19.5	270.7	16.2	167.1	
90-døgns maksimum	190.7	41.5	173.3	14.6	171.0	12.2	112.9	
Base flow index	0.08	0.062	0.040	0.061	0.040	0.060	0.2	

* Faktiske målinger

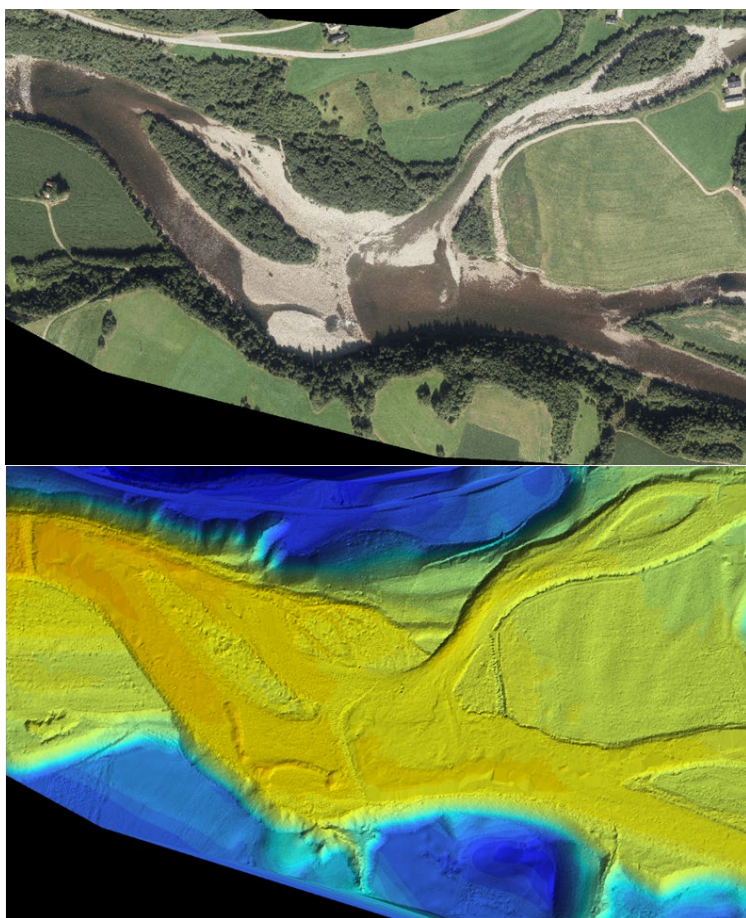


Figur 5. Månedlig middelvannføring fra IHA-analysen for fire lokaliteter i Nea før og etter regulering.

2.2 Elvemorfologi

Håkon Sundt

Neas elvemorfologi har blitt undersøkt ved hjelp av data fra grønn laser og hydraulisk modellering. Grønn laser gir data på eksakt posisjonering av punkt på bakken, det kan benyttes til kategorisering av type terreng, måle vanndeckt areal og elvebunn, vegetasjon. Data fra grønn laser fra to overflygninger ble kombinert med batymetri data, flyfoto og en digital elevmodell (2D) for å simulere effekter, samt vurdere hydraulikk i biotopjusterende tiltak. Dette arbeidet inngår i Håkon Sundts PhD som disputerer høsten 2021 (**Figur 6**).



Figur 6. Flyfoto øverst og modell nederst, laget ved hjelp av grønn laser i Nea.

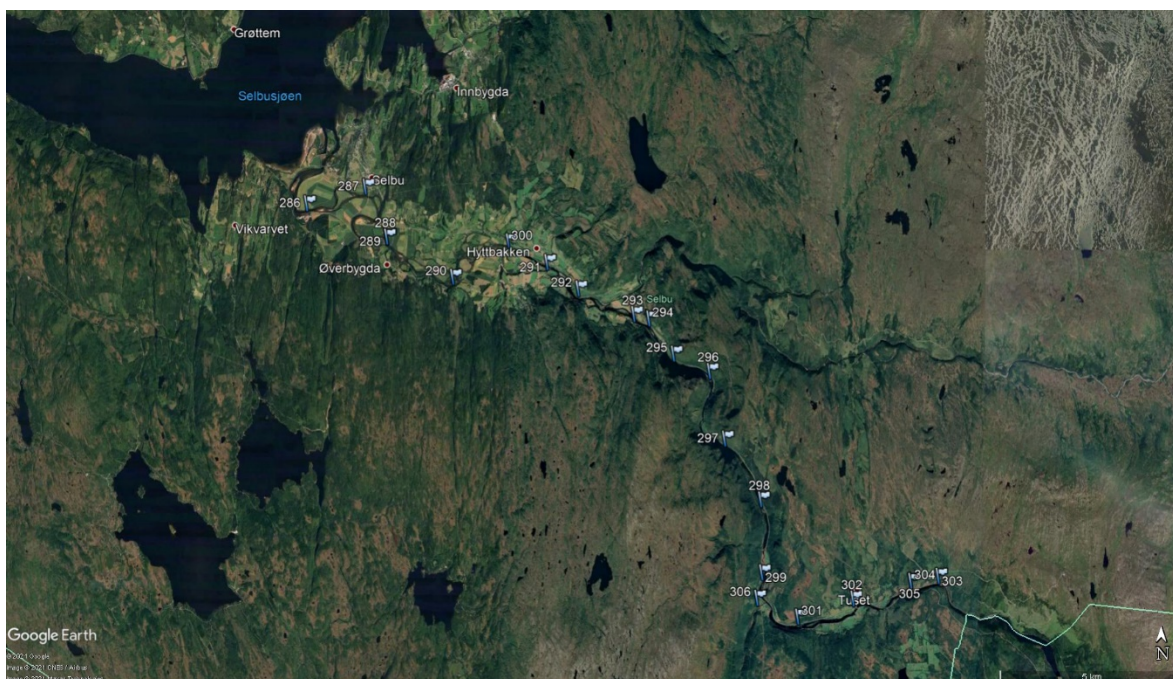
2.3 Genetikk som mål på gytebestand

Ingerid Julie Arnesen

2.3.1 Metode

Elektrisk fiske og innsamling av material

Strandnært elektrisk fiske ble gjennomført i Nea 7- 9. august 2019 (**Figur 7**). Det ble fisket 19 stasjoner, hvorav 18 var i hovedelva og en i sideelva Usma. Det ble foretatt én-gangs overfiske på alle stasjoner fra utløpet av Nea til Selbusjøen og opp til Hegsetdammen (**Bilde 1**). Vanntemperaturene var mellom 16 og 17°C og ledningsevnen ble beregnet til 1,42 m S/m. Vannføring var lav til middels vannstand på strekningen fra kraftverkstunnelen og opp til Hegsetdammen, men relativt høy på strekningen Selbusjøen og utløpet av kraftverkstunnelen. Dette medførte at det ikke ble elfisket helt nede ved utløpet av Nea mot Selbusjøen.



Figur 7. Oversikt over elfiskestasjoner i Nea 7-9. august 2019.



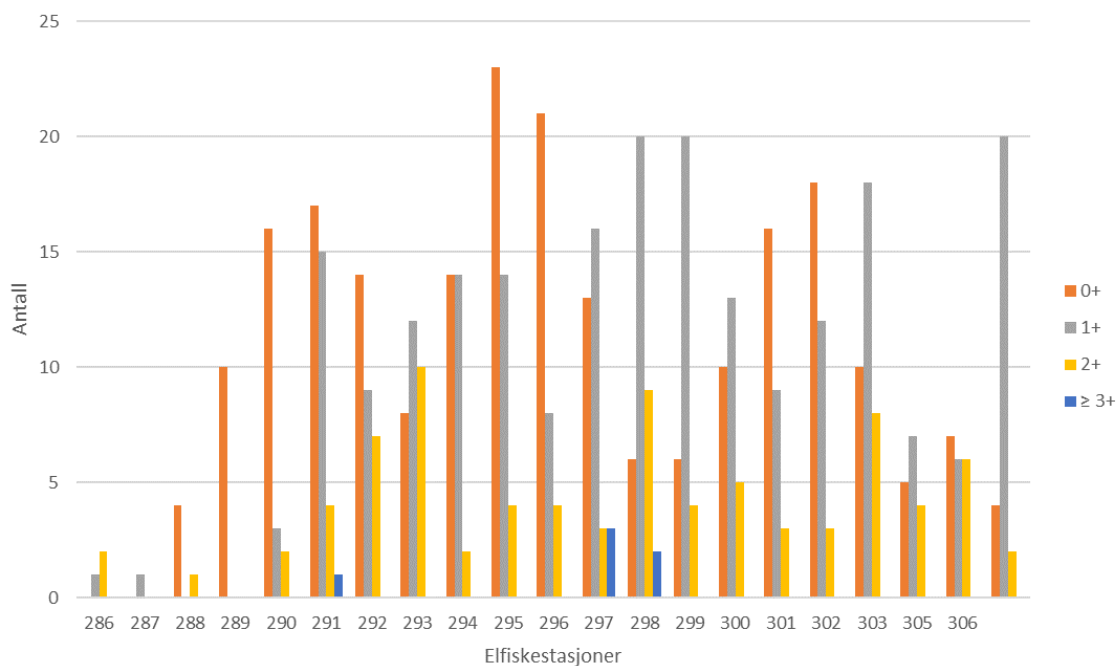
Bilde 1. Elektrisk fiske i Nea ved Morset august 2019. Foto: L. Sundt-Hansen

Det ble totalt fanget 540 ørret og all ørret ble lengdemålt. Det ble alderslest skjell for 238 av individene, for å skille ulike aldersgrupper fra hverandre. Aldersgrupper ble på bakgrunn av analyser av skjellprøvene

delt inn i 0+, 1+, 2+ og $\geq 3+$. Basert på størrelsesfordelingen av ørreten (**Figur 9**) og informasjon om alder kunne vi estimere alder på ytterligere 291 individer. For 11 individer kunne ikke alder beregnes, da størrelsen på disse individene lå i et område av fordelingen der to aldersklasser overlapper. Det ble ikke fanget utsatt settfisk under elfiske i Nea. Det var store variasjoner i tetthet og de laveste tetthetene ble funnet på de tre stasjonene lengst nedstrøms (**Figur 7** og **Figur 8**). En observasjon fra det strandnære elfiske på disse tre stasjonene var at substratet her var lite bevegelig og en del fortetting av hulrom på grunn av sedimentavsetning.

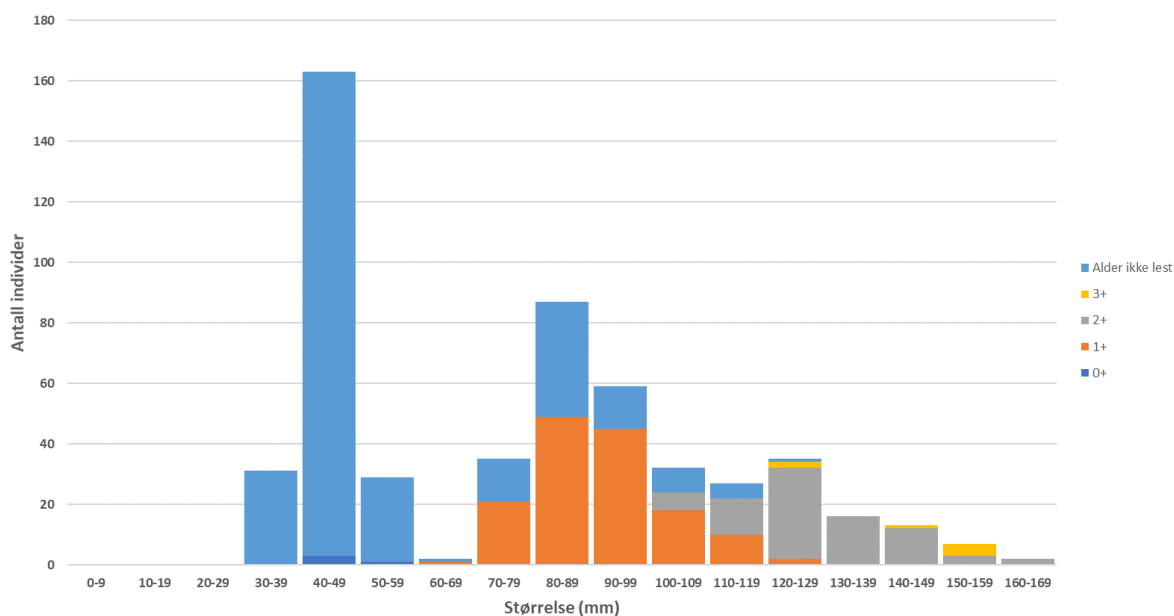
Tabell 3. Oversikt over antall og alder (beregnet fra skjell) av ørret fanget ved strandnært elektrisk fiske, areal på overfiske område og tetthet per areal (per 100 m²). Det presiseres at tetthet er fangst pr 100 m² og ikke estimert tetthet fra utfiskingsmetodikk (det ble bare fisket en gang per stasjon).

Elfiske stasjon	Antall	0+	1+	2+	$\geq 3+$	Areal (m ²)	Tetthet (pr. 100 m ²)
286	1		1			1080	0,1
287	4	4		1		1160	0,3
288	0	10				700	0,0
289	33	16	3	2		1580	2,1
290	26	17	15	4		1000	2,6
300	37	14	9	7	1	2100	1,8
291	31	8	12	10		660	4,7
292	30	14	14	2		1860	1,6
293	31	23	14	4		210	14,8
294	40	21	8	4		3025	1,3
295	36	13	16	3		900	4,0
296	32	6	20	9	3	2100	1,5
297	38	6	20	4	2	684	5,6
298	33	10	13	5		725	4,6
299	28	16	9	3	1	1030	2,7
301	34	18	12	3		600	5,7
302	38	10	18	8		880	4,3
303	16	5	7	4		440	3,6
305	19	7	6	6		2205	0,9
306	30	4	20	2		630	4,8



Figur 8. Oversikt over antall og alder av fanget ørret ved strandnært elektrisk fiske, fordelt på de ulike elfiskestasjonene i Nea.

Det ble også fanget ørekyt på alle stasjoner som ble elfisket, disse ble ikke målt eller talt. Det ble også fanget en liten gjedde (7 cm) et par kilometer opp i Nea, ved Storøya (**Bilde 2**).



Figur 9: Fordeling av størrelse og alder på individer av ungfisk

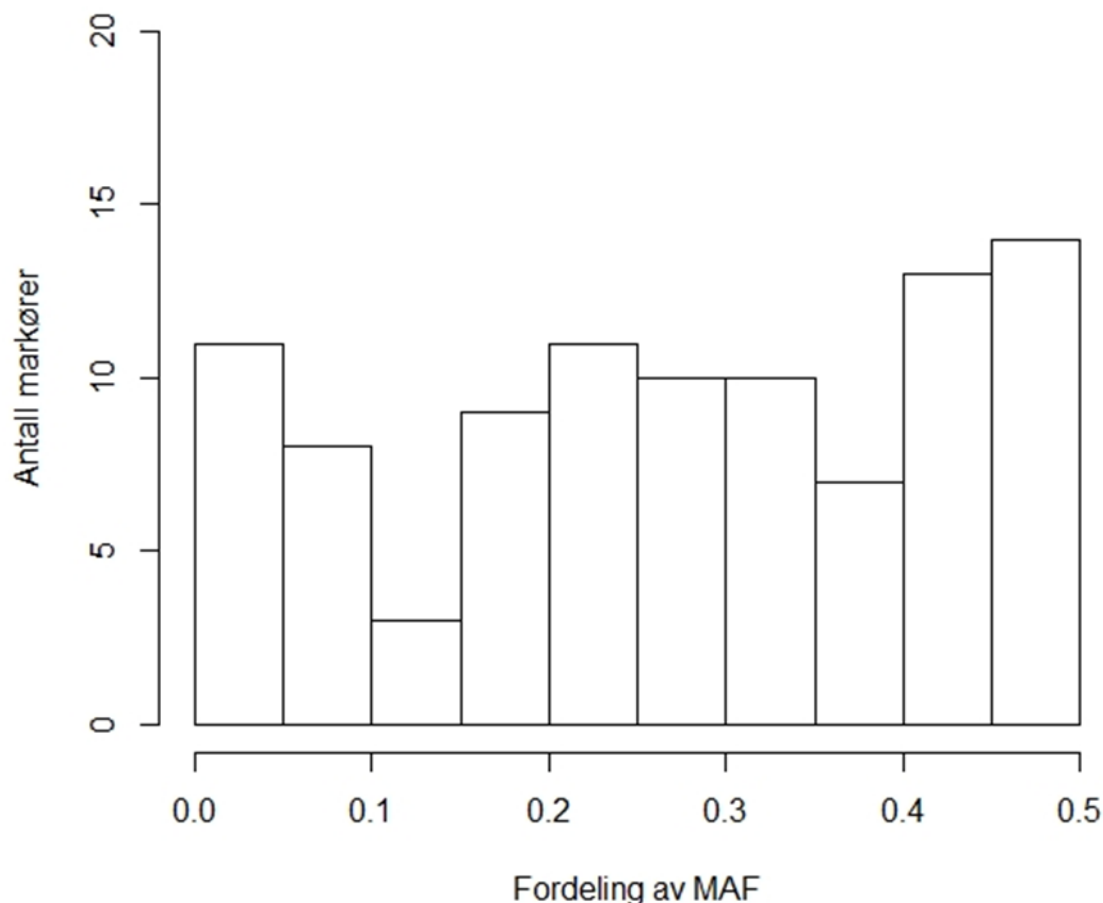


Bilde 2. Fangst av ørret og liten gjedde ved Storøya/Ausa (stasjon WP 286) i Nea. Foto: H. M. Berger

Genetiske markører til genetiske analyser

Det ble genotypet totalt 540 ungfiskindivider. Individene ble genotypet på 96 nukleære Single Nuclear Polymorphism (SNP) markører, som er antatt å være nøytrale. Gjennomsnittlig genotypingsrate (andelen markører hvor laboratorieanalyse fungerte slik at markøren gir informasjon om genotype) var på 97 %. Et fåtall (16) individer hadde en genotypingsrate under 80 % og ble derfor fjernet fra videre genetiske analyser.

Frekvensen av det minst vanlige allelet (MAF) sier noe om hvor mye informasjon markøren gir. Fordi SNP-markørene som er benyttet i dette prosjektet har to alleler, må MAF være 0,5 eller under. Allelfrekvenser ble beregnet i GenAlEx 6.4 (Peakall & Smouse 2006). Gjennomsnittlig MAF for de 96 markørene var 0,27. Rundt 20 markører hadde en MAF mindre enn 0,01, hvilket tilsier at markøren tilfører lite informasjon til analysene (**Figur 10**). Gjennomsnittlig MAF og fordeling (**Figur 9**) tilsier at markørene brukt i dette prosjektet har nok informasjon til å gjennomføre populasjonsgenetiske analyser av ørretbestanden i Nea.



Figur 10. Fordeling av MAF (Minor Allele Frequency) i de 96 markørene som er benyttet for bestandsgenetiske analyser av ørret fanget i Nea.

Beregning av effektivt antall gytefisk og identifikasjon av familiegrupper

Effektivt antall gytefisk er et mål på hvor mange individer som bidro i gytingen og i hvilken grad de har bidratt til å produsere neste generasjon. Beregning av effektivt antall gytefisk ble gjort for hver aldersklasse ved hjelp av «Sibship» metoden (Wang 2009) i programmet COLONY 2.0.2.3 (Jones & Wang 2010). Denne estimerer effektivt antall foreldre i bestanden ved å identifisere halv- og helsøsken ut fra genotypisk likhet og ut fra sammensetningen av hel- og halvøsken og ubeslektede individer i en stikkprøve av bestanden. COLONY ble kjørt separat for individer klassifisert som en-somrige (0+) og ettårig parr (1+) for å beregne effektivt antall foreldre som kan ha gitt opphav til individer av en gyteårsklasse. COLONY har også en funksjon som brukes til å identifisere familiegrupper. I datasettet fra Nea er det mulig å finne hel- og halvøskengrupper både innad og mellom aldersklassene. COLONY ble derfor også kjørt for hele datasettet med alle individer for å identifisere familiegrupper både innad og på tvers av stasjoner og gyteårsklasser med en forventning om at søsken fortrinnsvis befinner seg i geografisk nærhet av hverandre og er i kun liten grad separert av betydelige vandringshindre. I Nea er det fire terskler som antas å representere betydelige vandringshindre (**Figur 11**).



Figur 11: Terskler som representerer betydelige vandringshindre er definert med gule streker. Elfiskestasjoner er markert med lyseblå flagg. Stasjoner mellom gule streker ble slått sammen for å beregne effektivt antall gytefisk i forskjellige soner.

Beregning av slektskap innen stamfisk brukt til utsetninger og innen ungfiskbestanden i Nea

For å kunne beregne slektskap innen stamfisk brukt til utsetninger og innen ungfiskbestanden i Nea utførte vi analyser av parvis slektskap. For å representere ungfiskbestanden i Nea ble alle 0+ individer ($N = 222$) inkludert i analysen og sammenliknet med slektskapet innen de 15 stamfiskene. Slektskapsanalyser ble utført i programmet COANCESTRY 1.0.1.8 (Wang 2011) og TrioML tilnærming. Metoden baserer seg på en forventning om at like gener i individer innen samme bestand skyldes nedarving fra en felles slektning. Slektskapet estimeres ut fra hvor mange gener som er felles mellom par av individer, vektet med frekvensen av de undersøkte genene i populasjonen. Gjennomsnittlig slektskap til de to gruppene ble sammenliknet med en bootstrapp-analyse med 1000 repetisjoner, der par av individer med tilhørende slektskapsestimater ble tilfeldig plassert i en av to grupper og gjennomsnittlig forskjell mellom gruppene ble estimert for hver repetisjon og til slutt sammenliknet med den observerte forskjellen mellom gruppene. Dersom den observerte forskjellen var utenfor 95 % av de tilfeldig genererte forskjellene anså vi gruppene for å ha signifikant forskjellig gjennomsnittlig slektskap.

Populasjonsgenetisk struktur

Populasjonsgenetisk struktur i datamaterialet ble utforsket på fire forskjellige måter: programmet STRUCTURE uten informasjon om hvor individene var samlet inn, F_{ST} -analyser med informasjon om hvor individene var samlet inn, Principal Component Analysis (PCA) med informasjon om hvor individene var samlet inn og en Mantel test som belyser sammenhengen mellom genetisk og geografisk avstand.

Vi benyttet STRUCTURE (Pritchard mfl. 2000, Pritchard mfl. 2007) til å både indentifisere antall bestander i prøvematerialet og tilordne individer til den mest sannsynlige bestanden. STRUCTURE ble først kjørt med antall bestander (K) fra 1 til 10, med en innkjøring på 10 000 og deretter 50 000 MCMC kjeder. Analysen ble gjentatt fem ganger. Metoden gjennomført i STRUCTURE HARVESTER (Earl & vonHoldt 2012) ble benyttet til å finne det mest sannsynlige antall genetiske komponenter eller bestander i STRUCTURE-simuleringene (beregning av K). Fordi den første analysen i STRUCTURE tilsa to til trebestander, ble det kjørt en ny analyse med K fra 1 til 4, en innkjøring på 20 000 og deretter 100 000 MCMC kjeder og fem kjøring av disse parameterne. STRUCTURE ble i alle tilfeller kjørt uten informasjon

om hvor i elven individene ble samlet inn. STRUCTURE ble kjørt både med og uten sannsynlige helsøskengrupper i prøvematerialet, og i analysene uten ble helsøskengrupper med en sannsynlighet over 0,8 fjernet fra datamaterialet.

Analysen av parvis genetisk avstand (F_{ST}) mellom grupper av individer fra ulike elfiskestasjoner i Nea ble gjort i R-pakken AdeGenet (Jombart 2008, Jombart & Ahmed 2011). De nedre stasjonene (286 – 289) ble slått sammen til en gruppe da det ikke er forventet å være vandringshindre mellom disse stasjonene og prøveantallet på hver stasjon var for lite til å gi meningsfulle resultater. Stasjonene 303 og 305 ble også gruppert sammen av samme grunn. Analysen gir et estimat på graden av genetisk avstand mellom de forskjellige gruppene av individer. Analysen ble først kjørt med det fulle datamaterialet, for deretter å gjenta analysen etter at sannsynlige helsøsken var fjernet, med en sannsynlighetsterskel på 0,8.

Principal Component Analysis (PCA) tilnærmingen gir en visuell presentasjon av genetisk avstand mellom individer og grupper av individer. PCA ble utført i programmet GenAlEx 6.4 (Peakall & Smouse 2006). Stasjonen 286 ble slått sammen med 287, da disse ligger nære hverandre og 286 inneholdt bare ett individ. Disse analysene ble gjennomført både med det fulle datamaterialet og etter at sannsynlige helsøsken var fjernet.

En Mantel-test for å undersøke sammenhengen mellom genetisk og geografisk avstand ble gjennomført i GenAlEx. GPS-lokalitet for elfiskestasjoner ble brukt som geografisk plassering. Dette medfører at de geografiske avstandene brukt i analysene tilsvarer avstand i luftlinje. Dette vil være noe mindre enn avstand i elvestrekning, særlig der elven gjør store bukter. Øvre og nedre del av Nea har likevel så stor avstand innbyrdes at en Mantel-test bør kunne avdekke «distanseisolasjon» dersom genetiske forskjeller kan forklares ved geografisk avstand.

2.3.2 Resultater

Effektivt antall gytefisk og identifikasjon av familiegrupper

Sibship-analysen for å beregne effektivt antall gytefisk ble kjørt innen aldersklassene 0+ og 1+. Estimater sier noe om effektivt antall gytefisk som har gitt opphav til individene i de respektive årsklassene, det vil si hvor mange gytefisk som deltok i gytinga og hvor mye de bidro. Resultatene av sibship analyser tilsier at effektivt antall gytefisk i hele Nea er rundt 150 (**Tabell 4**). Beregningene for de to årsklassene er i stor grad sammenfallende.

Tabell 4. Effektivt antall gytefisk (N_e) beregnet med Sibship metoden. Antall gytefisk er beregnet innen årsklassene 0+ og 1+, samt øvre konfidensintervall (KI) for estimatet.

	N_e	Nedre KI	Øvre KI
Alder 0+	156	125	197
Alder 1+	139	110	178

Et antall helsøskengrupper og halvsøskenpar ble identifisert, men identifiseringen er basert på sannsynligheter. Vi presenterer her resultater med en sannsynlighetsterskel på 0,9 (**Tabell 5** og **Tabell 6**) som innebærer at vi er mer enn 90 % sikre på at helsøskengruppen og halvsøskenparet ikke er en falsk positiv.

Noen helsøskengrupper har familiemedlemmer fra flere aldersklasser. Dette tilsier at det samme gytefiskparet har kommet sammen for å gyte to år på rad. I ett tilfelle har vi indentifisert helsøsken fra tre forskjellige aldersklasser, men med en sannsynlighet på 0,92. I mange tilfeller er helsøsken spredt over flere elfiskestasjoner, men disse er som regel i geografisk nærhet av hverandre og i de fleste tilfeller ikke over vandringshindre. Nedstrøms spredning av særlig yngel, men også ungfisk kan skyldes eksplorativ vandring ved gunstige forhold (høy vannføring). Terskler og/eller lavere vannføring kan gjøre

tilbakevandring vanskelig. Videre kan det ikke utelukkes at ungfisk kan ha blitt ført nedover elven i flomperioder.

Tabell 5. Helsøskengrupper som er indentifisert innad i Nea og som har en sannsynlighet (Prob (Exc.)) over 0,9. Fargen på ruten og det siste sifferet i individnavnet indikerer aldersklasse, der grønn er 0+, blå er 1+ og gul er 2+. Individuer i hvite ruter er ikke aldersbestemt. Det nest siste sifferet i individnavnet tilsier elfiskestasjon. Svarte streker mellom ruter indikerer at det er et vandringshinder mellom stasjonene.

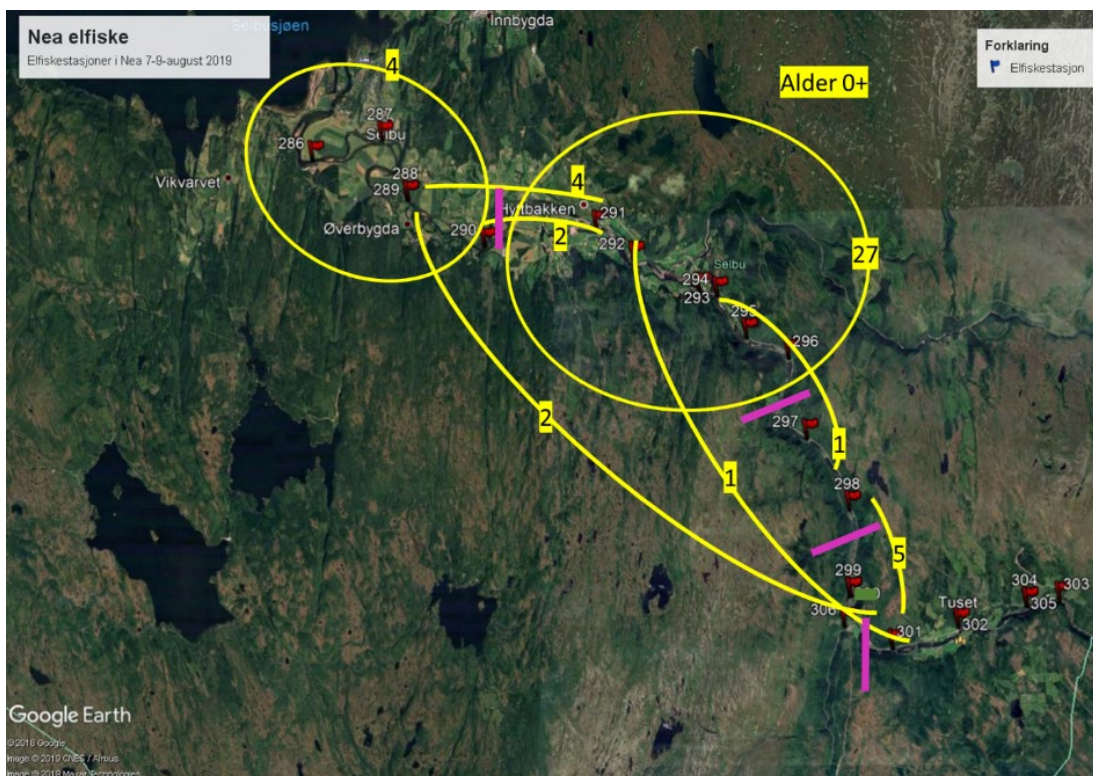
Prob(Exc.)	Søsken1	Søsken2	Søsken3	Søsken4	Søsken5	Søsken6	Søsken7	Søsken8
1	Nea_19_0129_294_1	Nea_19_0318_294_1	Nea_19_0320_294_1	Nea_19_0321_294_1	Nea_19_0322_294_1	Nea_19_0345_295_0	Nea_19_0213_295_1	Nea_19_0030_296_1
0.9991	Nea_19_0457_290_1	Nea_19_0251_293_1	Nea_19_0259_293_1	Nea_19_0317_294_1	Nea_19_0303_296_1	Nea_19_0377_297_1		
0.9995	Nea_19_0230_292_2	Nea_19_0248_293_2	Nea_19_0344_295_0	Nea_19_0022_296_0	Nea_19_0027_296_0			
0.9867	Nea_19_0028_296_1	Nea_19_0029_296_1	Nea_19_0055_296_1	Nea_19_0302_296_1	Nea_19_0306_296_1			
0.973	Nea_19_0001_301_0	Nea_19_0003_301_0	Nea_19_0013_301_0	Nea_19_0114_301_0				
0.9963	Nea_19_0355_294_0	Nea_19_0335_295_0	Nea_19_0339_295_0	Nea_19_0350_295_0				
0.9999	Nea_19_0239_293_0	Nea_19_0354_294_0	Nea_19_0357_294_0	Nea_19_0369_294_0				
0.9926	Nea_19_0095_302_1	Nea_19_0040_303_1	Nea_19_0090_305_1					
0.9799	Nea_19_0513_297_0	Nea_19_0506_299_1	Nea_19_0111_306_1					
0.9078	Nea_19_0130_300_0	Nea_19_0132_300_0	Nea_19_0143_300_0					
0.9159	Nea_19_0447_288_0	Nea_19_0288_291_1	Nea_19_0231_292_2					
0.922	Nea_19_0352_294_0	Nea_19_0341_295_0	Nea_19_0346_295_0					
0.9557	Nea_19_0236_293_0	Nea_19_0367_294_0	Nea_19_0368_294_0					
0.9826	Nea_19_0443_288_0	Nea_19_0399_289_0	Nea_19_0404_289_0					
0.9862	Nea_19_0008_301_0	Nea_19_0009_301_0						
0.953	Nea_19_0502_299_0	Nea_19_0072_306_0						
0.9926	Nea_19_0081_305_0	Nea_19_0082_305_0						
0.998	Nea_19_0084_305_0	Nea_19_0086_305_0						
0.9889	Nea_19_0519_297_1	Nea_19_0104_306_1						
0.9921	Nea_19_0235_293_0	Nea_19_0122_294_0						
0.9592	Nea_19_0442_288_0	Nea_19_0140_300_0						
0.9992	Nea_19_0121_301_1	Nea_19_0186_301_#						
0.9602	Nea_19_0116_301_1	Nea_19_0188_301_1						
0.985	Nea_19_0295_295_2	Nea_19_0194_306_#						
0.999	Nea_19_0219_292_0	Nea_19_0221_292_0						
0.9684	Nea_19_0046_292_2	Nea_19_0310_297_2						
0.9955	Nea_19_0243_293_0	Nea_19_0365_294_0						
0.9524	Nea_19_0299_296_1	Nea_19_0386_299_1						
0.9974	Nea_19_0394_289_0	Nea_19_0406_289_0						
0.9759	Nea_19_0314_297_1	Nea_19_0425_299_1						
0.9883	Nea_19_0436_298_1	Nea_19_0488_298_1						
0.973	Nea_19_0492_298_0	Nea_19_0495_298_0						
0.9702	Nea_19_0520_297_1	Nea_19_0522_297_1						

Totalt ble det funnet 168 halvsøskenpar med en sannsynlighet over 0,9. De fleste av disse (46 par) var innen aldersklasse 0+. Deretter antallet par innen aldersklasser til 35 par for 1+, 2 par for 2+ og ingen par for 3+ (**Tabell 6**). Tilsvarende ble det funnet et minkende antall par mellom aldersklasser med økende aldersforskjell mellom aldersklassene.

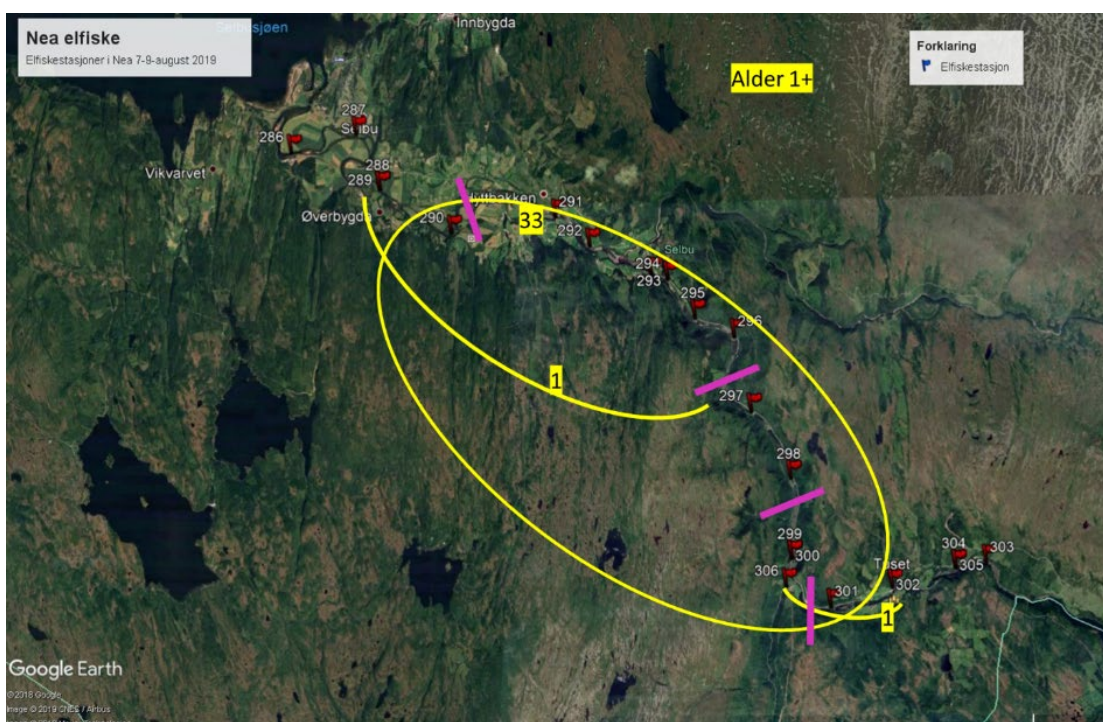
Tabell 6. Antall halvsøskenpar som er funnet innad og mellom ulike aldersklasser, med en sannsynlighet på 0,9 eller mer.

Alder	Antall par	Totalt antall individer analysert
0+	46	222
1+	35	213
2+	2	79
3+	0	7
0+ og 1+	42	
0+ og 2+	19	
0+ og 3+	0	
1+ og 2+	15	
1+ og 3+	1	
Ukjent	8	

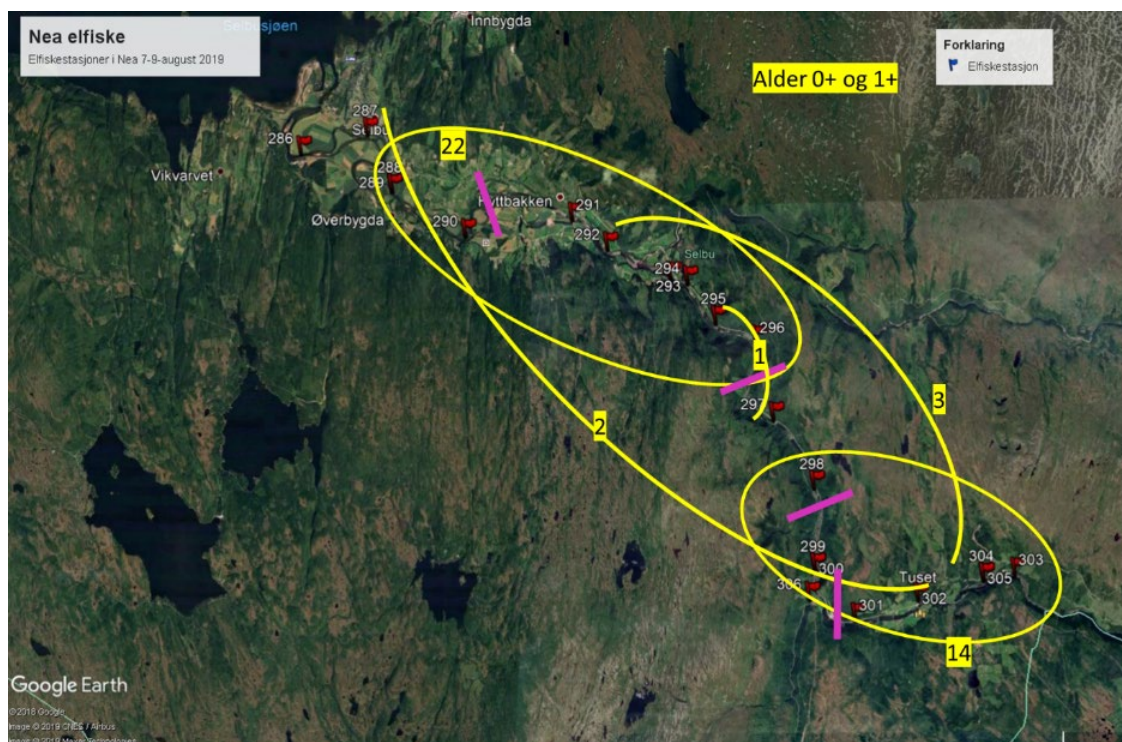
Den geografiske lokaliseringen av halvsøskenpar (**Figur 12 til Figur 16**) kan sammen med geografisk lokalisering av helsøkengrupper gi informasjon om fragmentering og spredning innad i Nea. Selv om en del halvsøskenpar ble fanget på tvers av betydelige vandringshindre (indikert med lilla steker i figur 3 til 7) befinner de fleste par seg innenfor antatte vandringshindre (**Figur 12**). For aldersklassen 1+ (**Figur 13**) er individene mer spredt på tvers av vandringshindre, men de fleste par ble funnet i midtre del av elven. For kombinasjoner av aldersgruppene er det en tendens til at de fleste par befinner seg innenfor antatte vandringshindre (**Figur 14 til Figur 16**).



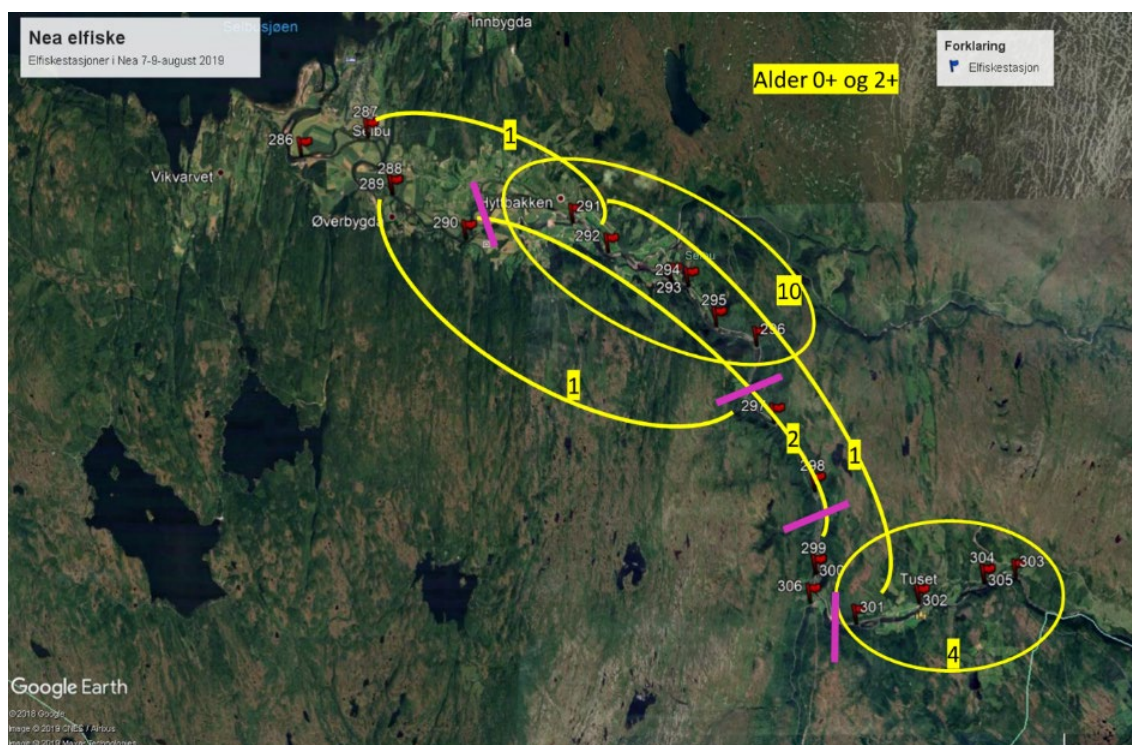
Figur 12. Halvsøskenpar innen aldersklasse 0+ som er funnet innad i Nea. Sirkler med tall indikerer antall halvsøskenpar som er funnet innenfor et område. Streker mellom elfiskestasjoner indikerer at halvsøskenpar ble funnet mellom de respektive stasjonene og tall indikerer antall par.



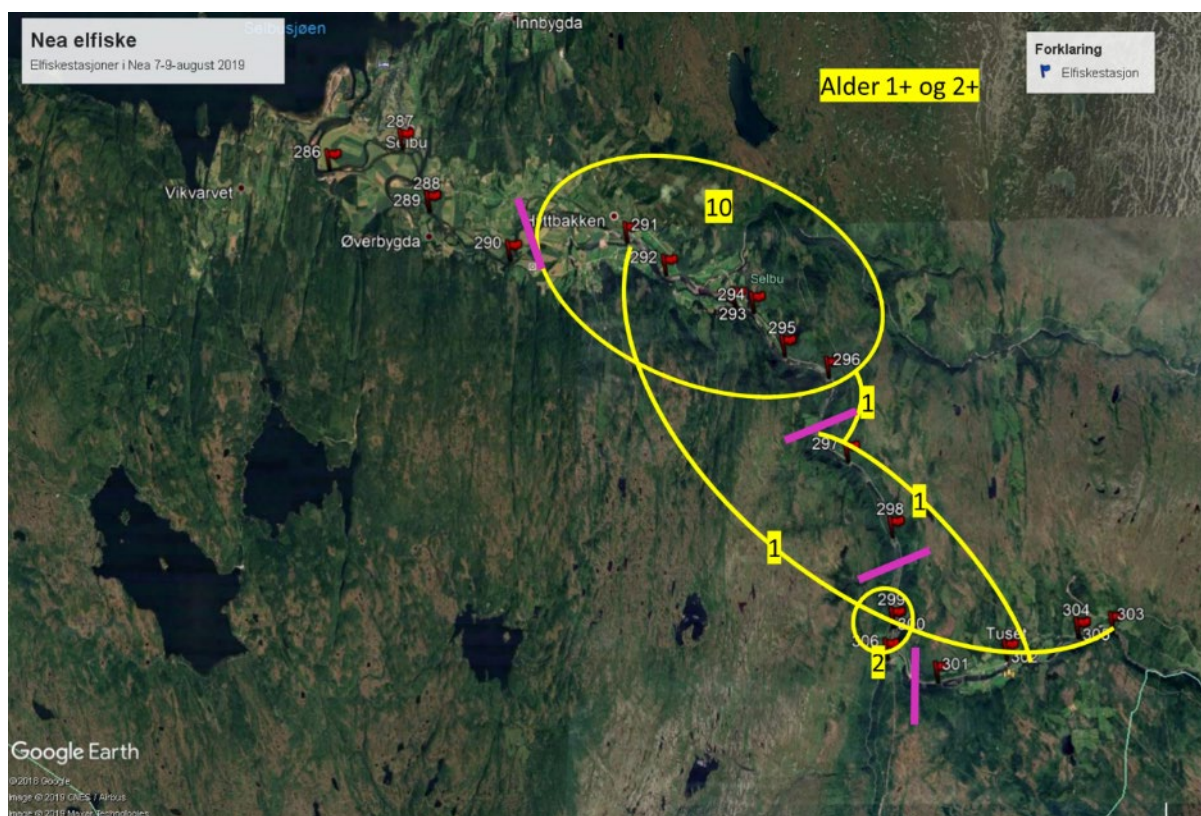
Figur 13. Halvsøskenpar innen aldersklasse 1+ som er funnet innad i Nea. Sirkler med tall indikerer antall halvsøskenpar som er funnet innenfor et område. Streker mellom elfiskestasjoner indikerer at halvsøskenpar ble funnet mellom de respektive stasjonene og tall indikerer antall par.



Figur 14: Halvsøskenpar mellom aldersklassene 0+ og 1+ som er funnet innad i Nea. Sirkler med tall indikerer antall halvsøskenpar som er funnet innenfor et område. Streker mellom elfiskestasjoner indikerer at halvsøskenpar ble funnet mellom de respektive stasjonene og tall indikerer antall par.



Figur 15. Halvsøskenpar mellom aldersklassene 0+ og 2+ som er funnet innad i Nea. Sirkler med tall indikerer antall halvsøskenpar som er funnet innenfor et område. Streker mellom elfiskestasjoner indikerer at halvsøskenpar ble funnet mellom de respektive stasjonene og tall indikerer antall par.



Figur 16: Halvsøskenpar mellom aldersklassene 1+ og 2+ som er funnet innad i Nea. Sirkler med tall indikerer antall halvsøskenpar som er funnet innenfor et område. Streker mellom elfiskestasjoner indikerer at halvsøskenpar ble funnet mellom de respektive stasjonene og tall indikerer antall par.

Det store antallet helsøskengrupper og halvsøskenpar tilsier at det er et begrenset antall gytefisk i Nea. Dette er sammenfallende med resultatene fra gytefiskberegninger, som tilsier et effektivt antall gytefisk på i underkant av 150. Den geografiske plasseringen av helsøskengrupper og halvsøskenpar tilsier at søsken som oftest befinner seg i relativ nærhet av hverandre.

Slektskap innen stamfisk brukt til utsettinger sammenliknet med slektskapet innen representanter fra ungfiskbestanden i Nea

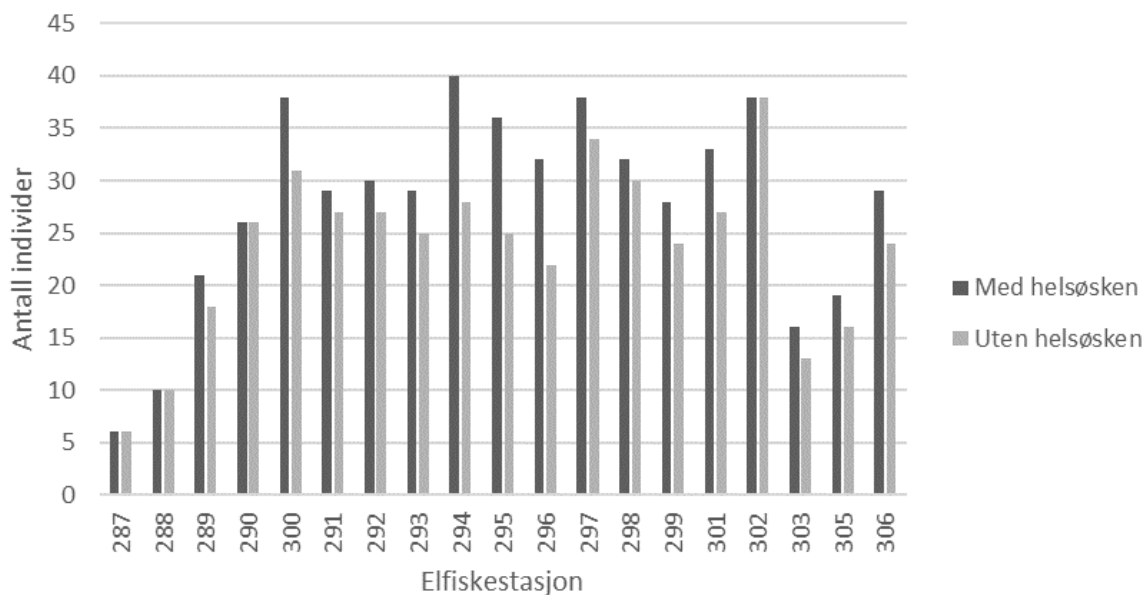
Gjennomsnittlig slektskap blant de 15 stamfiskene som har blitt brukt til utsettinger i Nea ble beregnet til 0,20, mens slektskapet innen alle 0+ ble beregnet til 0,07. Denne forskjellen er statistisk signifikant og ligger utenfor 2,5 og 97,5 % konfidensintervall. Dersom stamfisken hadde vært samlet inn ved et tilfeldig utvalg hver generasjon skulle en ikke forvente et så høyt slektskap innen stamfisken. Videre fant vi to sannsynlige helsøskenpar blant de 15 stamfiskene (med sannsynlighet på hhv 0,98 og 0,9) og tre andre helsøskenpar med en sannsynlighet under 0,9 (**Tabell 7**). Det ble observert et generelt høyt slektskap mellom individer som ikke er hel- eller halvsøsken (**Tabell 7**), hvilket kan tyde på en viss grad av akkumulert innavl. Dette samsvarer med informasjon om at stamfisken har blitt holdt i flere generasjoner, og antyder at beslektede individer har blitt kryssset.

Tabell 7. Parvis slektskap for alle de 15 representantene av stamfisker som er benyttet til utsettinger i Nea. Slektskap på 0,5 er forventet for helsøsken. Totalt er fem indentifiserte helsøskenpar markert. Grønne ruter indikerer en sannsynlighet på 0,9 eller over, mens oransje ruter tilsier helsøskenpar med lavere sannsynlighet.

	Stam1														
Stam2	0.228	Stam2													
Stam3	0.207	0.280	Stam3												
Stam4	0.138	0.356	0.072	Stam4											
Stam5	0.261	0.560	0.001	0.522	Stam5										
Stam6	0.168	0.189	0.284	0.036	0.036	Stam6									
Stam7	0.122	0.223	0.351	0.108	0.042	0.682	Stam7								
Stam8	0.009	0	0.094	0.071	0.063	0.148	0.169	Stam8							
Stam9	0	0.380	0.146	0.100	0.353	0.137	0.217	0.132	Stam9						
Stam10	0.651	0.342	0.277	0.410	0.301	0.412	0.310	0.010	0.072	Stam10					
Stam11	0.413	0	0.131	0	0	0.197	0.136	0	0	0.256	Stam11				
Stam12	0.387	0.341	0.167	0.187	0.144	0.259	0.177	0.075	0.007	0.419	0.169	Stam12			
Stam13	0.101	0.089	0.281	0.224	0.070	0.075	0.168	0.179	0.022	0.137	0	0.080	Stam13		
Stam14	0.131	0.335	0.129	0.368	0.481	0.067	0.090	0.108	0.373	0.291	0	0.169	0.225	Stam14	
Stam15	0.015	0.653	0.178	0.331	0.459	0.251	0.235	0.202	0.363	0.222	0	0.276	0.114	0.314	

Populasjonsgenetisk struktur

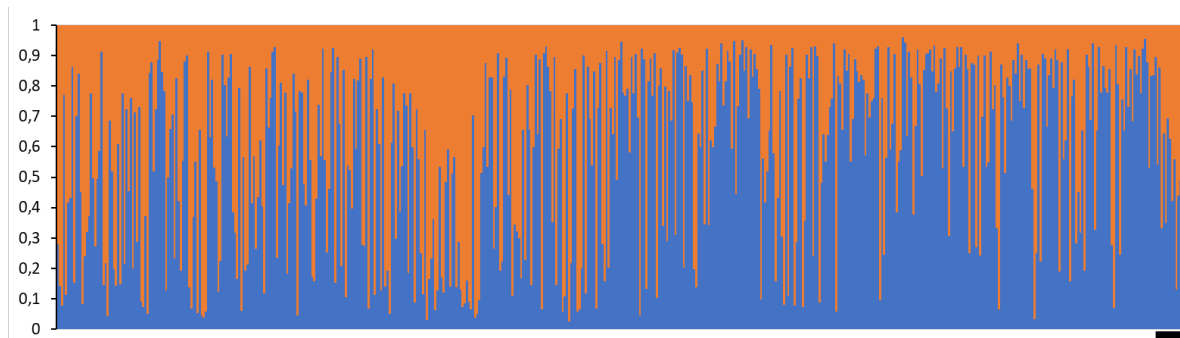
Med unntak av Mantel-test, ble alle analyser gjennomført med og uten sannsynlige helsøsken grupper. **Figur 17** viser antall prøver fra de forskjellige stasjonene før og etter at sannsynlige helsøsken ble fjernet fra analysene. De fleste individene ble fjernet fra stasjonene 294, 295 og 296. Disse tre stasjonene hadde dermed den største andelen helsøskenrelasjoner mellom individer.



Figur 17. Antall prøver fra de forskjellige stasjonene før og etter at sannsynlige helsøsken ble fjernet fra analysene. Stasjon 286 er slått sammen med stasjon 287.

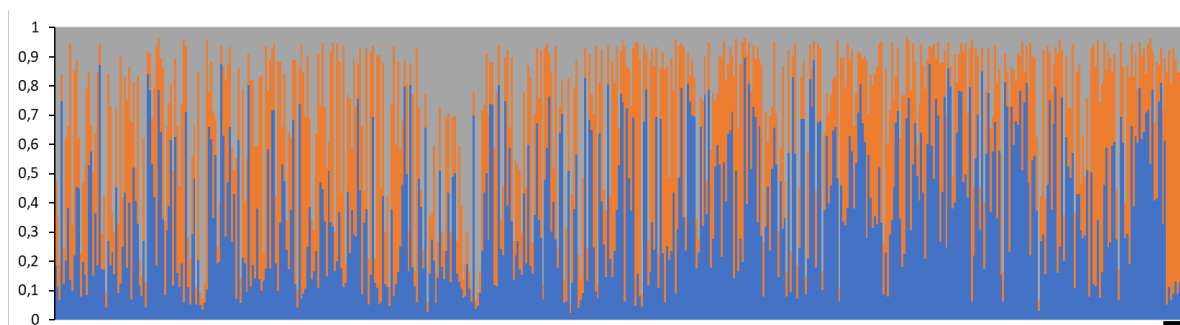
Det ga lite endringer i STRUCTURE-resultatene å kjøre analysen med alle individer sammenliknet med å fjerne sannsynlige helsøsken for å begrense familiestruktur. Vi viser derfor bare resultater der helsøsken er inkludert. Resultat fra STRUCTURE tilsier at det mest sannsynlig er to eller tre bestander eller genetiske komponenter i datamaterialet.

I **Figur 18** er den genetiske tilhørigheten til alle individer illustrert i et stolpediagram der to bestander eller genetiske komponenter er antatt. Diagrammet viser at individene har en tydelig tilhørighet til enten den ene eller den andre komponenten, men at denne tilhørigheten ikke avhenger av lokalitet i elven.



Figur 18. Stolpediagram for STRUCTURE-resultat dersom to bestander eller genetiske komponenter er antatt. En stolpe beskriver den genetiske tilhørigheten til ett individ. Blå og oransje farge tilsier i hvor stor grad ett individ tilhører den ene gruppen (blå) eller den andre gruppen (oransje). Individene er ordnet etter elfiskestasjon. Stolpene til venstre representerer elfiskestasjoner nederst i Nea. Deretter følger stasjoner etter fysisk lokalitet oppover i elven. Stamfisken er gruppert til høyre og markert med en svart strek.

I stolpediagrammet i **Figur 19** er tre bestander eller genetiske komponenter antatt. Fortsatt ser vi at mange individer har en tydelig tilhørighet, og at denne ikke er påvirket av lokalitet utover at individene fanget i øvre halvdel har noe høyere tendens til å tilhøre blå gruppe. Stamfisken skiller seg tydelig ut, med en høy tilhørighet til oransje gruppe. Unntaket er to stamfiskindivider med tilhørighet til grå gruppe. Disse individene er de som har lavest slektskap med andre stamfisk (Stam8 og Stam11 i **tabell 4**).



Figur 19. Stolpediagram for STRUCTURE-resultat dersom tre bestander eller genetiske komponenter er antatt. En stolpe beskriver den genetiske tilhørigheten til ett individ. Blå, oransje og grå farge tilsier i hvor stor grad ett individ tilhører den ene gruppen (blå), den andre gruppen (oransje) eller den tredje gruppen (grå). Individene er ordnet etter elfiskestasjon. Stolpene til venstre representerer elfiskestasjoner nederst i Nea. Deretter følger stasjoner etter fysisk lokalitet oppover i elven. Stamfisken er gruppert til høyre og markert med en svart strek.

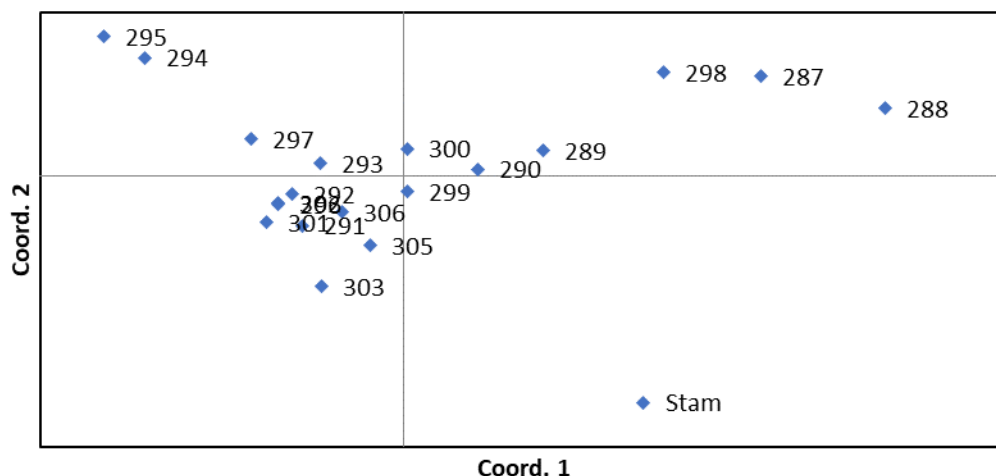
STRUCTURE-resultatene tilsier dermed at det er to eller tre genetiske komponenter i ørret fanget i Nea, men at disse komponentene ikke er bestemt av lokalitet i elven. De store forskjellene mellom individer kan indikere at det har forekommet en innkrysning mellom to eller tre genetiske komponenter, men at denne ikke har nådd likevekt i bestanden. Dette tilsier at innkrysning mellom de ulike genetiske komponentene har forekommet relativt nylig, for eksempel ved jevnlig tilførsel og innkrysning av individer med tilhørighet til den ene genetiske gruppen. Dette kan representere en elvelevende bestand, og bestanden i Selbusjøen. Utsetting av fisk med opphav i stamfisk fanget i Selbusjøen kan bidra til denne strukturen. Innkrysning av nedvandrende fisk fra området ovenfor Hegsetdammen kan også bidra til en slik dypere genetisk struktur.

For analyser av parvise genetiske avstander (F_{ST} -verdier) mellom grupper av individer fra ulike elfiskestasjoner hadde det liten betydning for resultatene om avstandene ble estimert med alle individer eller etter å ha fjernet sannsynlige helsøsken for å begrense familiestrukturen i datamaterialet. Vi presenterer derfor bare resultater fra analyser der helsøsken er fjernet. Parvise F_{ST} -analyser tilsier at det er noe genetisk struktur mellom forskjellige elfiskestasjoner i Nea (**Tabell 8**) og de 15 stamfiskene som har blitt brukt som opphav til utsatt fisk i Nea. De største genetiske forskjellene fant vi mellom stamfisken og prøvematerialet fra Nea. De fleste elfiskestasjoner har F_{ST} verdier over 0,02 mot stamfisken; unntakene er de nederste stasjonene og 298. De noe lavere F_{ST} -verdiene mot individer fanget på de nederste stasjonene kan være på grunn av at de nederste stasjonene i større grad representerer ørret i Selbusjøen og at stamfisken har opphav i Selbusjøen. Høye F_{ST} -verdier til stamfisken kan være drevet frem av at fisken har blitt holdt i flere generasjoner og kan ha blitt påvirket av domestiseringsseleksjon og akkumulert innavl. De minste genetiske forskjellene fant vi mellom grupper av individer i geografisk nærhet av hverandre. De nedre stasjonene hadde F_{ST} -verdier over 0.015 mot grupper av individer fanget i øvre halvdel av elven. På samme vis ser vi at grupper av individer fanget i midtre del av elven (elfiskestasjoner 293 til 296) i stor grad har F_{ST} -verdier over 0.015 mot grupper av individer fanget i både nedre og øvre deler av elven. Stasjon 298 er interessant i den forstand at F_{ST} -verdiene er svært lave og ingen av verdiene mot andre stasjoner er signifikante. Stasjon 298 er representert med flere prøver enn enkelte andre stasjoner (**Figur 17**) og prøvene fra stasjon 298 har ikke lavere genotypingsrate enn andre prøver. Årsaken til de lave og ikke-signifikante F_{ST} verdiene er dermed ukjent.

Tabell 8. Parvise F_{ST} -verdier mellom grupper av individer der individene er gruppert enten som stamfisk (Stam) eller etter elfiskestasjon, som er listet etter fysisk lokalitet i elven, med de nederste stasjonene først. På grunn av lavt prøveantall ble stasjon 386 - 389 slått sammen i nedre del av vassdraget og stasjon 303 og 305 ble slått sammen i øvre del. Verdier over diagonalen er p-verdier for de respektive F_{ST} -verdiene (under diagonalen). Rødt representerer p-verdier under 0.05, gult representer F_{ST} -verdier over 0.015 og grønt representerer F_{ST} -verdier over 0.02. Signifikante F_{ST} -verdier er uthevet.

	Ned	290	300	291	292	293	294	295	296	297	298	299	306	301	302	303, 305	Stam
Ned		0.468	0.023	0.120	0.100	0.029	0.057	0.028	0.008	0.005	1.000	0.018	0.005	0.015	0.016	0.012	0.008
290	0.0091		0.377	0.750	0.971	0.294	0.623	0.103	0.173	0.056	1.000	0.331	0.147	0.476	0.475	0.223	0.071
300	0.0152	0.0095		0.060	0.061	0.010	0.044	0.029	0.002	0.004	1.000	0.008	0.001	0.007	0.079	0.038	0.001
291	0.0122	0.0076	0.0134		0.541	0.023	0.302	0.037	0.038	0.021	1.000	0.275	0.254	0.068	0.366	0.114	0.006
292	0.0123	0.0058	0.0132	0.0088		0.129	0.655	0.169	0.050	0.066	1.000	0.024	0.037	0.212	0.149	0.124	0.004
293	0.0146	0.0104	0.0166	0.0151	0.0118		0.355	0.027	0.002	0.007	1.000	0.003	0.003	0.012	0.052	0.008	0.001
294	0.0135	0.0082	0.0141	0.0103	0.0083	0.0099		0.028	0.020	0.204	1.000	0.182	0.043	0.042	0.150	0.009	0.002
295	0.0146	0.0122	0.0145	0.0141	0.0115	0.0150	0.0146		0.010	0.041	1.000	0.015	0.006	0.012	0.030	0.016	0.001
296	0.0176	0.0115	0.0206	0.0143	0.0143	0.0217	0.0156	0.0170		0.100	0.999	0.003	0.003	0.035	0.046	0.123	0.002
297	0.0192	0.0137	0.0196	0.0153	0.0133	0.0180	0.0114	0.0144	0.0132		1.000	0.121	0.088	0.148	0.182	0.123	0.001
298	0.0022	0.0032	0.0013	0.0034	0.0018	0.0042	0.0014	0.0039	0.0041	0.0004		1.0000	1.000	1.000	1.000	1.000	0.044
299	0.0155	0.0101	0.0179	0.0107	0.0152	0.0199	0.0117	0.0163	0.0188	0.0125	0.0017		0.163	0.148	0.132	0.318	0.001
306	0.0177	0.0121	0.0216	0.0111	0.0148	0.0206	0.0141	0.0189	0.0200	0.0133	0.0028	0.0125		0.126	0.281	0.118	0.002
301	0.0167	0.0094	0.0177	0.0143	0.0113	0.0171	0.0147	0.0177	0.0157	0.0127	0.0037	0.0125	0.0131		0.751	0.196	0.003
302	0.0169	0.0094	0.0138	0.0105	0.0123	0.0145	0.0127	0.0159	0.0151	0.0123	0.0037	0.0132	0.0114	0.0085		0.730	0.009
303, 305	0.0183	0.0116	0.0156	0.0133	0.0135	0.0201	0.0188	0.0172	0.0136	0.0135	0.0038	0.0113	0.0138	0.0126	0.0088		0.001
Stam	0.0198	0.0153	0.0326	0.0207	0.0213	0.0269	0.0214	0.0314	0.0262	0.0300	0.0169	0.0289	0.0268	0.0258	0.0215	0.0268	

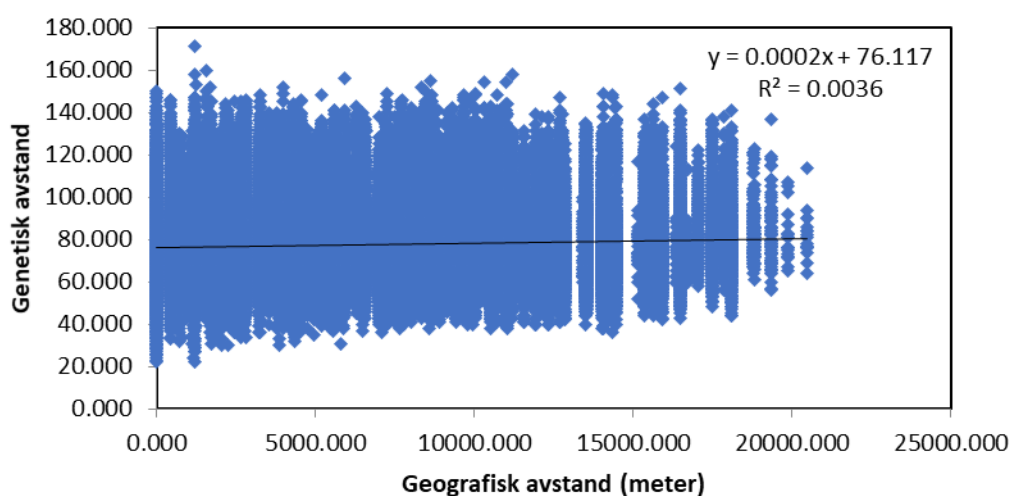
PCA analyser av ørretbestanden i Nea viser en tilsvarende genetisk struktur som ble funnet ved F_{ST} -analyse (**Figur 20**). Stamfisken er mer genetisk forskjellig fra fisk samlet i Nea enn noen av stasjonene er fra hverandre. Dette sammenfaller med resultatene i **Tabell 8**.



Figur 20.: Principal Coordinate Analysis (PCA) der individene er gruppert etter elfiskestasjon. Femten stamfiskindivider er inkludert i analysen. Hver stasjon er representert med ett punkt. Helsøskengrupper er inkludert i analysen.

Mantel test for sammenheng mellom genetisk og geografisk avstand

Mantel test ble kjørt med det fulle datamaterialet, uten å fjerne sannsynlige helsøsken. Selv om datamaterialet inneholder mye familiestruktur på grunn av helsøskengrupper ble det ikke funnet en sammenheng mellom genetisk og geografisk avstand (**Figur 21**).



Figur 21. Mantel-test som illustrerer sammenheng mellom geografisk og genetisk avstand.

I Mantel testen er det brukt geografisk avstand mellom stasjoner. En mer korrekt tilnærming er å bruke antall meter med elveløp som skiller stasjonene. Der elven bukker mye vil dermed avstanden bli større ved en slik tilnærming. Nea er 30 km lang, mens de geografiske avstandene i luftlinje er 20 km, over et relativt strakt elveløp. Vi anser geografisk avstand for å være en god tilnærming til avstand i elven. Dersom en tendens til geografisk betinget genetisk avstand hadde vært til stede i datasettet, ville tilnærmingen som er benyttet her sannsynligvis ha fanget opp et slikt signal.

2.3.3 Diskusjon

I dette studiet har vi benyttet prøver som gir en god representasjon av ungfisken i Nea. Prøvene omfatter flere årsklasser og et høyt nok antall individer til å gi pålitelige analyseresultater. Videre har vi benyttet genetiske markører som er informative og har fungert godt. Vi har dermed gode forutsetninger for å kunne vurdere spredning i elven og mulige vandringshindre innad i Nea.

Beregninger av effektivt antall gytefisk tilsier at antallet gytefisk som deltok i gytingen var lavt, og ligger på i underkant av 150 fisk for hele elven. Dette gjenspeiles også i at flere helsøskengrupper og halvsøskenpar ble identifisert blant innsamlede prøver. Helsøskengrupper som strekker seg over to årsklasser tilsier at det samme gytefiskparet har kommet sammen for å gyte to år på rad, hvilket igjen tilsier at antallet gytefisk er lavt. Dette kan skyldes fragmentering der terskler fungerer som barrierer, spesielt under lav vannføring og for unge individer. Fordelingen av helsøskengrupper og halvsøskenpar over forskjellige lokaliteter i elven gir informasjon om spredning av ungfisk og mulige vandringshindre. **Tabell 5 og Figur 12 - Figur 16** beskriver hvordan søskenpar er fordelt i elven og viser at selv om spredning foregår over store avstander i elven er de fleste gruppene av både helsøsken og halvsøsken funnet innen lokaliteter som ikke er adskilt av vandringshindre og i relativ nærhet av hverandre. Hos søskenpar som er adskilt av store avstander kan det ene individet ha vandret nedstrøms. Halvsøskenpar i aldersklassen 1+ er mer spredt enn halvsøskenpar i 0+.

Det ble tatt prøver til genetiske analyser av 15 stamfisk som er brukt som opphav til utsetninger i Nea. Analyser av stamfisken tilsier at slektskapet mellom de 15 individene er gjennomsnittlig høyt og flere helsøskenpar er identifisert. Dette samsvarer med at stamfisken har blitt holdt i flere generasjoner og viser at beslektede individer har blitt krysset, hvilket har ført noe en grad av akkumulert innavl. Lundamo Klekkeri - som produserer smolt til fiskeutsettingene - har informert om at stamfisken brukt til utsetninger i Nea de siste årene utelukkende er fanget i Selbusjøen og at stamfisken har blitt holdt i flere generasjoner, der kultiverte individer fra kar har vært brukt direkte som stamfisk uten å bli utsatt for naturlig seleksjon. Stamfiskbeholdningen har også blitt supplert av nye villfangede individer (Thomas Weiseth, personlig kommunikasjon). Dette understøttes av de genetiske analysene. Stamfiskbeholdningen har blitt utsatt for genetisk drift ved å krysse beslektede individer og har sannsynligvis også blitt utsatt for domestiseringsseleksjon.

Vekst i kunstig miljø vil som regel medføre noen grad av domestiseringsseleksjon, som kan være av både genetisk (Hagen mfl. 2019) og epigenetisk natur (Christie mfl. 2012, Christie mfl. 2016). En studie av kultiveringsprogrammet (laks) for elven Eira har vist at selv om dødelighet under vekstfasen er lav, er det utfordrende å unngå seleksjon under startforingsfasen, da dødeligheten er størst og domestiseringsseleksjon kan favorisere individer som klarer overgangen til pelletfôr (Hagen mfl. 2019). Stamfiskbeholdningen til Nea kan ha blitt utsatt for en tilsvarende domestiseringsseleksjon, både under startforingsfasen, og potensielt også under vekstfasen, avhengig av produksjonsmetode og dødelighet. Videre vil fraværet av naturlig seleksjon når individer brukes direkte som stamfisk uten eksponering for det naturlige miljøet sannsynligvis forsterke denne effekten. Avhengig av antallet generasjoner stamfisken har blitt holdt og antallet stamfisk, kan genetiske tilpasninger til kunstig miljø og genetisk drift innen stamfisken ha ført til at allelfrekvenser i stamfisken har endret seg noe i forhold til allelfrekvensene som finnes i den naturlige bestanden i Selbusjøen.

Videre har vi i dette studiet ikke kartlagt den fulle genetiske bredden i fisk som beiter i Selbusjøen. Dersom andre vassdrag bidrar inn i systemet med egne ørretbestander som er genetisk forskjellige fra ørreten i Nea kan ørret i Selbusjøen ha en bredere genetisk sammensetning enn bestanden i Nea. Prøver av ørret fra Selbusjøen og andre sideelver vil derfor kunne være av viktighet for å forstå populasjonsstrukturen i Selbusjøen.

De forskjellige tilnærmingene som er brukt til å studere genetisk struktur belyser forskjellige aspekter ved den genetiske strukturen. Til sammen tilsier de tre tilnærmingene at det ikke er svært sterk geografisk betinget genetisk struktur i ørretbestanden i Nea, men at det er funnet noe struktur på to forskjellige nivåer: en dypere struktur som ikke er geografisk betinget, men som tilsier at to eller tre

genetiske komponenter er til stede i bestanden og at innkrysning mellom disse ikke er kommet til likevekt, hvilket igjen tilsier en nylig eller jevnlig tilførsel av individer med andre allelfrekvenser. Videre er det funnet en grunnere struktur innen områder i elven som sannsynligvis gjenspeiler nylig fragmentering, mulig som følge av terskelkonstruksjonene i elven. Disse genetiske forskjellene mellom områder i elven er sannsynligvis drevet av genetisk drift som følge av få gytefisk og akkumulert innavl innen lokaliteter i elven.

Elva Driva har en elvestrekning tilgjengelig for sjøørret som er omtrent dobbelt så lang som Nea. Populasjonsgenetiske undersøkelser av sjøørreten i Driva tilsier at det er betydelig mindre struktur innad i Driva enn det som er funnet i Nea (Karlsson mfl. 2018). I Driva ble genetisk avstand mellom ungfisk gruppert etter fangstlokalitet målt som F_{ST} -verdier og funnet til å være mellom null og 0,0056. Kun den aller øverste lokaliteten skilte seg ut med F_{ST} -verdier på 0,022 til 0,029 mot andre lokaliteter. Jevnt over viser studiet gjort i Driva betydelig mindre genetisk avstand enn det som er registrert i Nea, på tross av større geografiske avstander. De samme genetiske markørene er blitt brukt både i Driva og i Nea, og resultatene er dermed i stor grad sammenlignbare. Det er mulig at vandring til sjø kan medføre en noe mer panmiktisk bestand (alle individer i bestand er mulige partnere) slik vi ser i Driva. Ørretbestanden i Nea er antatt å tidligere ha vandret ned til Selbusjøen for å dra nytte av større mattilgang (Arnekleiv mfl. 2017). Resultatene i dette studiet tilsier at individer i noen grad er stasjonære innenfor regioner i elven, potensielt som følge av relativt nylig oppførte vandringshindre.

STRUCTURE-analysene avdekket en dypere genetisk struktur der individene i stor grad tilhører en av to eller tre grupper, men at denne tilhørigheten ikke er bestemt av lokalitet i elven. En mulig forklaring er at de ulike genetiske komponentene har bakgrunn i en elvelevende bestand som en gruppe og fisk fra Selbusjøen som en annen gruppe. Utsetting av to-somrig ørret er en mulig kilde til en slik dypere genetisk struktur, da stamfisk som er brukt til utsettinger er noe genetisk forskjellig fra elvebestanden i Nea. Mulige årsaker til denne forskjellen er beskrevet ovenfor. Årlig settes det ut 10 000 to-somrig ørret i Nea.

Videre er det også mulig at innkrysning fra bestander ovenfor Hegsetdammen kan ha påvirket den genetiske strukturen som er funnet i Nea. Ørret i Nea har ikke mulighet til å vandre lengre opp enn Hegsetdammen, som representerer et fullstendig vandringshinder. Områdene over dammen er dermed utilgjengelige for ørret i Nea, mens individer fra områdene over dammen har mulighet til å spre seg nedover til Nea, spesielt i tilfeller der lukene i magasinet har blitt åpnet under vedlikehold. På grunn av genetisk drift og i noen grad seleksjon er det sannsynlig at ørret i øvre områder har andre allelfrekvenser enn bestanden i Nea og kan dermed gi et genetisk avtrykk ved innkrysning. Hvor markante de potensielle genetiske forskjellene er mellom ørret i Nea og ørret fra øvre deler av systemet kan ikke vurderes uten at prøver fra begge gruppene sammenliknes.

For å oppnå en ytterligere forståelse av den genetiske strukturen i Nea er det derfor nødvendig å kartlegge den genetiske bredden i fisk som beiter i Selbusjøen og i fisk som kan spre seg nedover fra områder ovenfor Hegsetdammen.

2.3.4 Konklusjon

Ørretbestanden i Nea har et fåtallig antall gytefisk og genetiske analyser indikerer at systemet er fragmentert, sannsynligvis på grunn av vandringshindre som begrenser genflyt i bestanden.

En dypere genetisk struktur som er uavhengig av geografisk lokalitet er avdekket, men driverne bak denne strukturen er utfordrende å tolke. En elvelevende bestand og gytefisk fra Selbusjøen kan representere ulike genetiske grupper. Det også mulig at settefisk med opphav i stamfisk fra Selbusjøen kan bidra til denne strukturen. Videre er det også mulig at en tredje genetisk komponent er drevet av at fisk som stammer fra områder lengre opp i systemet vandrer nedover og krysser seg inn med ørret i Nea.

Det ble også avdekket en grunnere genetisk struktur mellom forskjellige områder i Nea. Dette skyldes sannsynligvis nylig fragmentering som følge av konstruerte vandringshindre (terskler), som igjen fører til et lite antall gytefisk innen hvert område i elven. Fåtallige foreldre gir økt genetisk drift og akkumulert

innavl med påfølgende genetisk differensiering og kan forklare de relativt høye parvise genetiske avstandene mellom grupper av individer fanget i områder i elven som er oppdelt av vandringshindre.

2.4 Biodiversitet

Terje Bongaard

2.4.1 Målsetting for bunndyrundersøkelsene

Målet med bunndyrundersøkelsene i Nea var å dokumentere økologisk tilstand, og relatere den til elvas terskelforhold. Elvas bunndyrsamfunn og artsmangfold henger sammen med produksjonsforholdene for fisk. En vurdering av forholdene for bunndyrfaunaen mellom terskler og strømsterke områder vil kunne gi bakgrunn for forslag til tiltak. Rekolonisering av bunndyr etter tørrlegging av elvebredder er lite undersøkt, men det som er gjort tyder på at raske vannstandsendringer har store innvirkninger på produksjon, biomangfold og driv av bunndyr (Harby et al. 2004, Harby & Bogen 2012, Moog 1993). Sentrale bunndyrarter er sannsynligvis mer sårbare enn fisk for raske vannstandssenkninger. Nærmest land er de viktigste områdene for den minste yngelen, og samtidig er dette de mest påvirkede områdene for bunndyr.

2.4.2 Metoder

Det ble benyttet sparkehåv med 500 µm håvduk (Barba et al. 2010, Frost et al. 1971) for å samle inn material på bunndyr fra Nea. Håvprøver tas ved å holde håven nedstrøms og sparke opp substratet mens man rygger motstrøms. I stillestående partier må håven beveges fra side til side for å fange opp materialet som virvles opp. Disse to metodene er de mest brukte metodene for å samle bunndyr i rennende vann (**Bilde 3**).

Det ble tatt fireminutters prøver. Prøvene ble delvis plukket ferske og delvis konserverert i etanol (Bongard 2018). Artsbestemmelsene ble utført på laboratoriet. Alle bunndyrgruppene ble bestemt til art så langt som mulig.

I løpet av 2018-19 ble det tatt 56 sparkeprøver på til sammen 224 prøveminutter fordelt på fem prøvetidspunkter: Vår, sommer og høst i 2018 og vår og høst i 2019 (**Vedleggstabell 1**). Over 25 000 bunndyr er gjennomgått, artsbestemt og subsamlet med hensyn til antall.



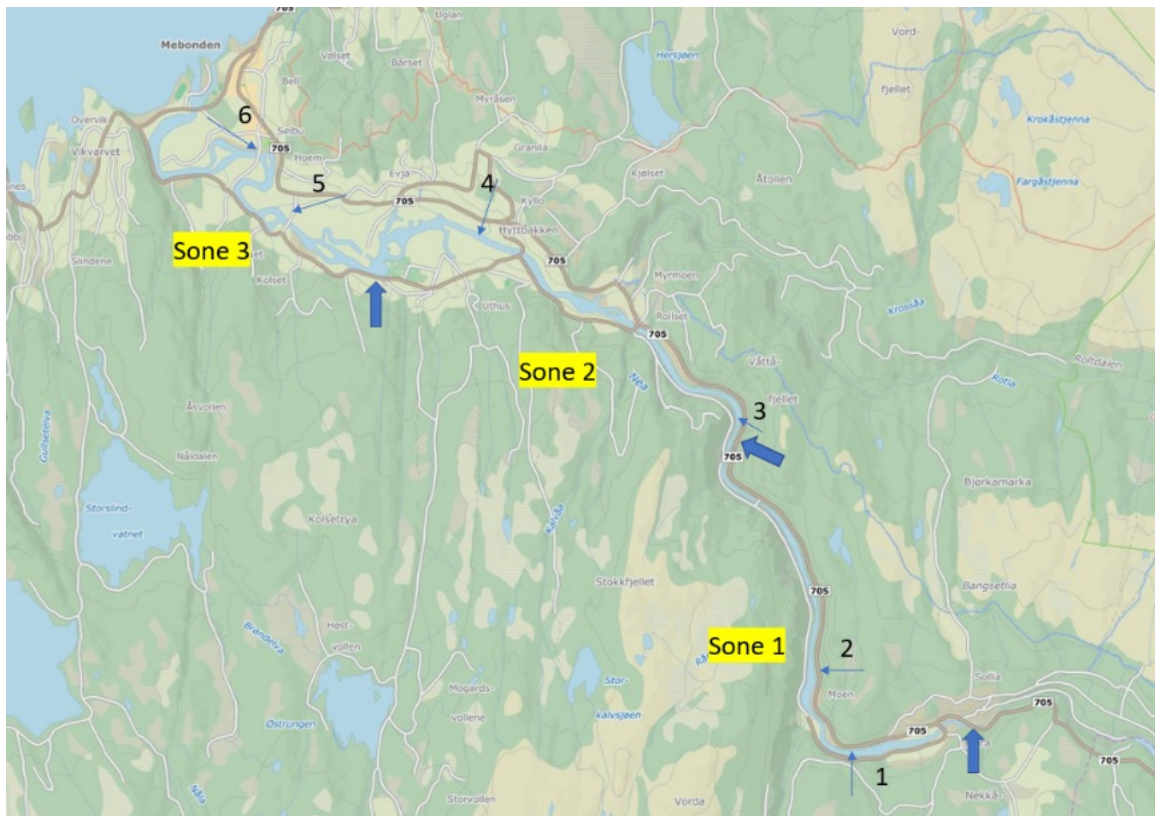
Bilde 3. Surbersamplers og sparkehåv finnes i flere utgaver. Prinsippet er det samme: Med sparkehåven rygger man motstrøms og sparker opp bunnen slik at håven siler substrat og organismer som virvles opp. Surberen skal samle organismene som finnes innen et kjent areal, definert av bunnrammen.

Det ble fanget flygende stadier av insekter på tre stasjoner gjennom sommerhalvåret 2018 ved hjelp av modifiserte Malaisefeller (Malaise 1937). Flyvende insekter vil alltid søke oppover når de møter en hindring. Dette utnyttet til å fange dem i teltformede feller av insektnetting. Det øverste punktet er formet som en trakt som ender i en flaske med glykol, sprit og såpe. Flaskene ble skiftet ukentlig, glykolen

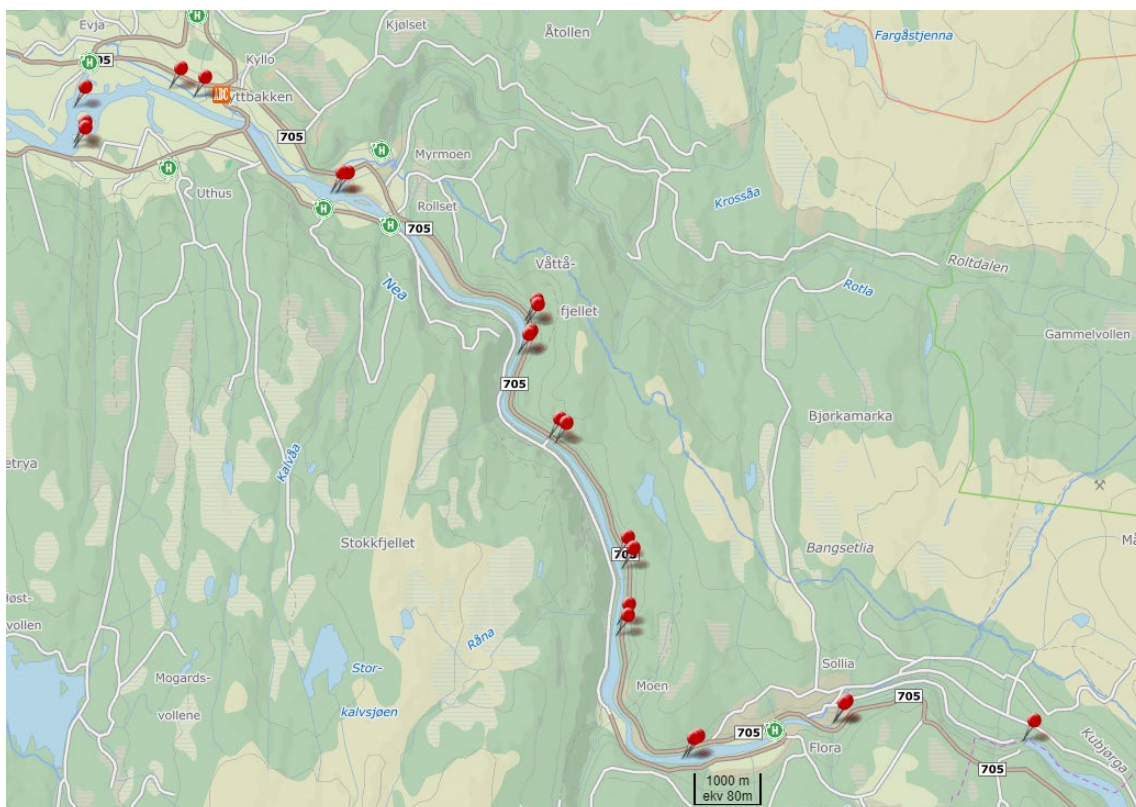
ble silt fra og materialet konserverv i etanol. Det ble samlet insekter i 27 uker, fra 7.5-11.10 2018. Til sammen 1650 individer av døgn-, stein- og vårfluer ble samlet og artsbestemt (**Vedleggstabell 1**).

Stasjonsnett

I 2018 ble seks stasjoner prøvetatt vår, sommer og høst (**Figur 22**) og i 2019 ble 19 stasjoner prøvetatt vår og høst (**Figur 23**). Malaisefellene ble satt opp på stasjonene 1, 4 og 5 i 2018.



Figur 22. Prøvetakingsnett for bunndyr og Malaisefeller i Nea 2018 (øverst) Malaisefellene sto plassert på stasjonene 1, 4 og 5 i 2018.



Figur 23. Stasjoner (n= 21) for prøvetaking for bunndyr og miljø-DNA i juni 2019.

2.4.3 Resultater av bunndyrprøver og malaisefeller

Bunnprøver og malaiseprøver

Det ble funnet totalt 17 arter døgnfluer, 17 arter steinfluer og 28 arter vårfluer i bunnprøvene. Ingen rødlistede eller sjeldne arter ble funnet (Aagaard 1987, Aagaard & Dolmen 1996).

Av 25 000 individer registrert til sammen i alle prøvene var 5500 fjærmygglarver og 2000 knottlarver. Artsbestemmelse av fjærmygg er svært krevende. Gruppen inneholder omkring 800 arter i Norge. Det ble kun funnet to arter øyestikkere og to bløtdyrarter i tillegg til svært få billelarver, fåbørstemark, midd og andre tovinger). EPT-arter er vanlig forekommende arter av døgnfluer (*Ephemeroptera*), steinfluer (*Plecoptera*) og vårfluer (*Trichoptera*), som forventes å være til stede i alle uberørte lokaliteter i en region. Totalt individantall for alle organismer utenom EPT-artene var bare omkring 2000. På bakgrunn av mange års undersøkelser fra Midt-Norge, anslås generelt at sparkeprøver bør ha et gjennomsnitt på omkring 5-600 organismer per minutt prøve, utenom sommerstid. Prøvene fra Nea inneholdt med få unntak fra under 10 % og opp mot 25 % av dette antallet.

I malaiseprøvene ble det funnet 16 arter steinfluer og 28 arter vårfluer. Det ble kun funnet tre arter døgnfluer, men denne gruppen fanges svært dårlig i denne typen felle.

Avvik fra naturtilstand

Det er to forhold som definerer avvik fra naturtilstand:

- Endring i naturtilstandens artsinventar. Å registrere arter med svært lave forekomster er generelt meget usikkert. Selv store sparkeprøver dekker i praksis små arealer av elvebunnen. Det kan være mange titalls meter mellom hvert individ av uvanlige arter, slik at sannsynligheten for å registrere slike er svært liten.

- Endring i naturtilstandens antall per art. Antall per areal er vanskelig å fastsette. Det er store metodiske problemer med å vurdere tettheter av organismer i ferskvann.

Det ultimate målet for påvirkninger og avvik vil alltid være endringer i disse variablene, uavhengig av om faktorene er kraftutbygging, forsurening, eutrofiering eller forurensinger. Naturtilstanden er ukjent for mange økosystemer, ikke bare i ferskvann. Å sammenligne dagens situasjon med naturtilstanden må bygge på erfaring og regional kunnskap om forventet artsmangfold og forekomster. Nea som regulert elv er klassifisert som Sterkt Modifisert Vannforekomst (SMVF), og er dermed ikke omfattet av Vannforskriftens målsetting om tilbakeføring til God økologisk tilstand. Endring fra naturtilstand er likevel det eneste utgangspunktet en har for en vurdering av elvers økologiske tilstand. Naturtilstanden for Nea er ukjent, men ut fra generell kunnskap om elveøkosystemers biomangfold og utbredelsesmønstre for ferskvannsorganismer i regionen kan det settes opp en forventet artsliste (Aagaard 1987, Aagaard et al. 2002, Aagaard & Dolmen 1996, Nøst 1986) (**vedleggstabell 1**).

Opprinnelig artsmangfold av EPT-arter før utbygging i forhold til hva som reelt ble funnet med de ulike metodene vises i **Vedleggstabell 1**. Av de vanlig forekommende og derfor forventede EPT-artene manglet det en døgnflueart, fire steinfluearter og 19 vårfluearter. Av de sporadisk forekommende og sjeldne artene som forventes å være til stede i Nea ble det funnet svært få. Likhetene mellom sparkeprøver og e-DNA var god, men begge metodene manglet registreringer av arter i alle tre gruppene. For døgn- og steinfluer registrert begge metodene omtrent samme antall arter, men for vårfluene fant miljøDNA-metodene mange flere arter. Dette skyldes to grunner: Tettheten av husbyggende vårfluer er mye mindre, og dermed registreres artene sjeldnere. I tillegg vil små stadier og egg bidra med DNA som kan fanges opp med eDNA-metoder.

Det er en tydelig tendens i materialet som viser at det ble funnet flere arter i strykpartier enn i tersklene i de øvre og midtre delene av den undersøkte elvestrekningen. Nedre del av elva viser ikke dette bildet. Nedenfor Rotla er elva mer opprinnelig og har ikke en tydelig oppdeling i stryk og terskler slik de øvre delene har.

Rekolonisering av bunndyr

Midtsommers er det mange arter som svermer, og tettheten av larver og nymfer vil være lavere. Høst, vinter og vår er antallene høyere, fordi mange arter forekommer som små larver og nymfer i store antall.

Artsantallet for de fleste grupper forventes å øke fra fjell mot fjord i rennende vann. I tillegg til arter som bare finnes i lavereliggende strøk vil enkeltindivider av arter som er tilpasset høyereliggende strøk og kaldere vann gjerne drive nedover vassdraget og dermed øke artsantallet i nedre deler. For å kompensere for denne driften har flyvende stadier av arter i rennende vann en oppstrømsflukt. Nedstrømsdrift og oppstrømsflukt kalles artenes kolonisasjonssyklus. I og med at attraktive, strømmende habitater er fragmentert i korte strekninger brytes denne naturlige syklusen opp. Effekten av fragmenteringen er vanskelig å kvantifisere, men den har sannsynligvis betydelig innvirkning på artsforekomstene.

Nea er et stort og sentralt vassdrag i Trøndelag, og forventes dermed å ha et tilnærmet komplett biomangfold ut fra foreliggende kunnskap om utbredelser av vannlevende organismer i rennende vann i Midt-Norge. Artsmangfoldet utgjør kunnskapsgrunnlaget for alle former for vurderinger av økologisk tilstand (Cao et al. 1998). Et interessant poeng i en slik sammenligning er at en må vise til at Nea i sin opprinnelige form var relativt lik helt ned til Moslet og Mebonden, hvor den meandrerer fritt for noen hundre år siden. En så stor elv vil ha naturlige loner og stille partier også oppe i lotiske stryksoner hvor lenticke arter vil etablere seg. Dermed blir forventningssamfunnet rikt.

Det har tidligere blitt foretatt bunndyrundersøkelser i Nea før og etter regulering ((Arnekleiv et al. 1997, Arnekleiv et al. 2008) På strekningen som har fått redusert vannføring, ble det registrert en endring i artssammensetning som kunne tilskrives reguleringsvirkninger. Nederst i Nea var artsantallet av døgnfluer og vårfluer redusert etter regulering. Tidligere undersøkelser på bunndyr i et sidevassdrag (Rotla) viste at tettheten av bunndyr før og etter regulering var lik og svært lav, , men at artssammensetningen hadde endret seg (Arnekleiv et al. 2008, Bongard et al. 1994). Det ble påvist flere

arter som trives i strømsvake deler av elva. Endringene hang sammen med redusering i vannføring og økning i påvekststalger som følge av regulering.

Det som kompliserer bildet, er hvordan en skal beregne betydningen av variablene som påvirker biomangfoldet. Påvirkningene er avhengig av mange og ofte samvarierende faktorer. Her er noen av de viktigste variablene:

1. Hvor raskt vannføringene endres. Dette er kanskje den viktigste faktoren, fordi raskt fall i vannføring er en situasjon som vannlevende arter ikke er evolvert til å takle. Å bremse tørrleggingshastighet er et viktig tiltak. Naturlig forekommende vannstandssenknings går som regel over flere døgn, bufret av svampeeffekten i terrenget. Langsom senkning gir organismene nok tid til å følge vannets tilbaketrekning. Harby et al. foreslår fall i vannstand på mellom 6 og 13 cm/time, avhengig av bunnprofil (Harby et al. 2004). Jo saktere, jo bedre for bunndyrfaunaen. Både vannstandsendinger og temperaturendringer som følge av reguleringer er vist å ha store innvirkninger på utbredelser og klekkesidspunkter (Cereghino et al. 2002, Elliott 1972).
2. Hvor mye elva synker. Tidlige stadier av viktige arter benytter de innerste centimeterne nært land. Jo lenger ut vannstandssenkningsen går, jo flere arter og organismer blir påvirket.
3. Hvor mye areal som tørrlegges, det vil si substrattopografien. En traufremmet elvebunn vil føre til mindre påvirket areal enn en flat, langgrunn elvebunn. I en bratt elvekant er avstanden ut til vanddekt areal kortere, og flere organismer vil kunne overleve ved å flykte.
4. Hvor tørt det blir i påvirkede områder. Vannlevende arter har ulik grad av toleranse overfor tørrlegging. De fleste døgn-, stein og vårfluer (EPT-arter) er svært skjøre og dør på minutter. Hvis strandsonen ikke tørker ut, kan imidlertid eksempelvis husbyggende vårfluer klare seg. Mange arter fåbørstemark lever både i jord og ferskvann, og kan grave seg ned i fuktig substrat. Noen EPT-arter kan bevege seg ned i hulrom i substratet, og dermed kunne følge vannspeilet nedover i det interstitielle rommet mellom grus og stein. Dette er igjen avhengig av hvor gjenkittet substratet er. Regulerte elver har som regel et mer gjenkittet, sedimentert substrat med mindre hulrom, fordi kraftreguleringer gir færre utspylende, naturlige flommer.
5. Hvor varmt det er under tørrlegging. De fleste elvelevende organismer er tilpasset kaldt vann. Eksponering for sol og mange varmegrader tar dermed også arter som kan tåle litt tørrlegging, som snegl, fåbørstemark, stankelbeinmygg og husbyggende vårfluer.
6. Hvor lang tid det går mellom vannstandsendingene. Dette vil ha betydning for graden av utdøing, og hvilke antall som er til stede etter forrige vannstandssenkning. Hva som er optimalt, er imidlertid ikke åpenbart. Det er lett å tro at sjeldnere vannstandsendinger er bedre for økosystemet i elva, men det er en hypotese med mange usikkerheter: For arter med rask rekolonisering vil riktignok hyppige senkninger kunne ha større skadevirkninger enn for arter som bruker lengre tid på å innta oversvømte bredder. Rekolonisering av oversvømte arealer begynner umiddelbart, men for noen arter tar det flere dager å fullføre. Disse vil kanskje ha større ulemper om tørrleggingene opptrer med lengre intervaller. For disse artene vil åpenbart likevel hyppige tørrlegginger påvirke den begynnende rekoloniseringen. Dermed blir uttynningseffektene kanskje like betydelige for begge strategiene. Kvantifisering av dette vil kreve et meget komplisert studiedesign.
7. Strømhastigheten på stedet. Sterkere strøm vil føre til raskere rekolonisering og øke sannsynligheten for at større deler av bestandene vil dø ut ved neste tørrlegging, særlig ved hyppige endringer i kjøremønster og vannstand.
8. Hvilke arter som til enhver tid er til stede. De fleste EPT-arter har ettårig livssyklus, med et landlevende voksenstadium i løpet av sommerhalvåret. Noen skjøre arter ser ut til å klare seg bedre, for eksempel døgnfluen *Ameletus inopinatus*. Den er en rask svømmer som flykter under stress og påvirkning, noe som ser ut til å gi denne arten en fordel. Den viktige arten *Baetis rhodani* ser ut til å være svært sårbar på grunn av at klekking og vekst av de første stadiene ser

ut til å foregå nær land. Arten kompensere ved å ha mange kohorter i løpet av året. Nye generasjoner kommer derfor til med noen ukers mellomrom i sommerhalvåret.

9. Tørrlegging av egg. Mange EPT-arter legger egg på grunt vann. Eggene er ubevegelige og dermed mer eksponert for tørrlegging, varme og sol. Nyklekte stadier av særlig fjærmygg og døgnfluer langs bredden utgjør et viktig startfôr for 0+ fiskeunger, og er dermed svært viktig for økosystemet i elva.

Disse faktorene varierer i styrkegrad hver for seg, og vil i tillegg samvarierte, slik at den totale påvirkningen på hvor stor andel av bunndyrforekomstene som går tapt i ei regulert elv er svært komplisert å beskrive.

Vannforskriften bygger på en vurdering av avvik fra forventninger. I **Vedleggstabell 1** har vi framstilt forventet artsmangfold for Nea, sammenlignet med det observerte prøveresultatet fra sparkeprøver og miljøDNA. Tabellen viser at det registrerte artsmangfoldet er betydelig lavere enn forventet. I tillegg ble et stort antall arter registrert med svært få individer.

Av de registrerte 50 EPT-artene i sparkeprøvene utgjorde over 30 EPT-arter bare omkring 300 eksemplarer av totalmaterialet på 25 000 organismer. Dette er et vanlig bilde i påvirkede økosystemer, som gjerne domineres av et fåtall arter med relativt store antall per art.

Døgnfluer:

Bare en vanlig forekommende art som ikke ble registrert i materialet. Svært få av artene som forventes å opptre sporadisk ble funnet. Ingen uvanlige arter ble registrert.

Steinfluer:

Fire arter som er vanlig forekommende i regionen ble ikke funnet:

- *Arcynopteryx compacta*. Arten er høyfjellsspesialist, men opptre gjerne i kalde elver også i lavlandet.
- *Dinocras cephalotes*. Norges største steinflue, vanlig i store elver og små bekker.

Vårfluer:

Det er vanskelig å være konkret i forhold til forventet artsmangfold for denne ordenen. Nettspinnende arter registreres vanligvis godt, men det er normalt å registrere færre enn forventede arter husbyggende vårfluer i rennende vann fordi disse ikke så lett fanges i håv eller Surber. Generelt er flygefeller mer effektive for å kartlegge denne ordenen. Som forventet ble det derfor registrert mange flere arter i eDNA-prøvene for denne ordenen.

I gruppen nettspinnende vårfluer ble følgende arter ikke registrert, men forventes å være til stede i Nea: *Tinodes waeneri*, *Psychomyia pusilla*, *Holocentropus dubius*, *Neureclipsis bimaculata*, *Cyrnus trimaculatus* og *Philopotamus montanus*. I tillegg burde den mer sporadisk forekommende *Lype phaeopa* blitt registrert i et såpass stort materiale.

konklusjon bunndyr

Resultatene av undersøkelsene i Nea viser at økosystemets biomangfold og produksjon er sterkt redusert. Elva har en skjev artsfordeling med dominans av få arter og grupper. Det er sannsynlig at dette er et resultat av betydelige påvirkninger i form av manglende habitater og vannstandsfluktuasjoner som stresser økosystemet. Bunndyrtetthetene er generelt lave, omkring 10-25 % av forventet antall, og artsmangfoldet er fattig i forhold til forventningssamfunn for regionen.

Det viktigste tiltaket vil være å forbedre substratet ved å forme et mest mulig naturlig elveløp med restvannføringen som utgangspunkt. Gjenkitting av hulrom på grunn av manglende naturlige utspylinger er et vanlig problem i regulerte elver. Dette har stor innvirkning på substratets kvalitet og nisjetilgang for artene.

2.5 Miljø-DNA

Frode Fossøy, Markus Majaneva, Rolf Sivertsgård og Terje Bongard

2.5.1 Bakgrunn

Miljø-DNA er spor av arvestoff (DNA) hentet fra miljøprøver uten noen åpenbare tegn på biologisk kildemateriale (Thomsen og Willerslev 2015). Miljø-DNA er altså alt DNA vi kan finne i en spesifikk miljøprøve, uavhengig av hvilket substrat miljøprøven kommer fra og hvilke arter den inneholder. DNA i miljøet kan stamme fra hud- og hårceller, spytt og avføring med mer fra levende eller nylig døde organismer (Pietramellara mfl. 2009). Miljø-DNA er derfor i utgangspunktet uspesifikt og representerer ideelt sett alle arter i et gitt økosystem og dekker et større område (Deiner mfl. 2016). I praksis er imidlertid tilstedeværelse av DNA i miljøprøven avhengig av kroppsstørrelsen til organismen, morfologi, aktivitetsnivå og habitatvalg for de ulike artene (Taberlet mfl. 2018).

I Europa har målinger av vannkvalitet vært viktig i årtier (Birk mfl. 2012; Leese mfl. 2018), og bruk av biologiske kvalitetselementer og indekser står sentralt i EUs vanndirektiv (European Commission 2000). Ferskvann utgjør bare 0.01 % av klodens overflate, men huser rundt 6 % av alle beskrevne arter (Reid mfl. 2019). Mange av disse artene har spesifikke krav til miljøet de lever i og kan være gode indikatorer på vannkvalitet og forurensning. Likevel blir en stor del av artsgruppene ikke vurdert i kartlegging og overvåking av ferskvann, fordi de er vanskelige og/eller tidkrevende å identifisere på ytre kjennetegn. Ved å benytte DNA til identifisering av arter kan derimot alle livsstadier og kryptiske arter identifiseres med mye større sikkerhet og objektivitet. DNA-basert identifisering kan i hovedsak gjøres på to ulike måter: Enten ved å ekstrahere DNA fra organismene i en bulkprøve, eller ved å ekstrahere DNA fra miljøet organismene lever i. Førstnevnte benytter seg av tradisjonell prøvetakingsmetodikk, mens ekstraksjon av miljø-DNA skjer ved filtrering av vann eller ekstraksjon av DNA fra sediment. Etter ekstraksjon kan DNA fra vannprøver og bulkprøver brukes til å identifisere enkelt arter (med DNA-strekkoding eller med artsspesifikke primere og qPCR) eller hele samfunn (med DNA-metastrekkoding).

Flere studier viser at enkle vannprøver og analyser basert på miljø-DNA kan ha en høyere sannsynlighet for å finne sjeldne enkelt arter enn konvensjonelle metoder (Thomsen mfl. 2012; Biggs mfl. 2015; Valentini mfl. 2016). Miljø-DNA kan derfor være velegnet for overvåking av sjeldne rødlistearter og uønskede fremmede arter som ofte har lave tettheter og som er vanskelige å oppdage med konvensjonelle metoder. I tillegg kan miljø-DNA også benyttes til observasjon av mange arter samtidig, og beskrive hele eller deler av et artssamfunn. Men miljø-DNA fra vannprøver er ikke like godt egnet til å dokumentere alle arter og DNA-metastrekkoding av bulkprøver (samleprøver av insekter) kan være en mer representativ og kostnadseffektiv metode for eksempelvis bunndyr (Hajibabaei mfl. 2019). Identifikasjon av sekvenser avhenger sterkt av at referansebiblioteket er dekkende, noe som ofte ikke er tilfelle. Taksonomisk kompetanse og forsiktighet i vurdering av resultater er derfor nødvendig.

2.5.2 Miljø-DNA fra vannprøver

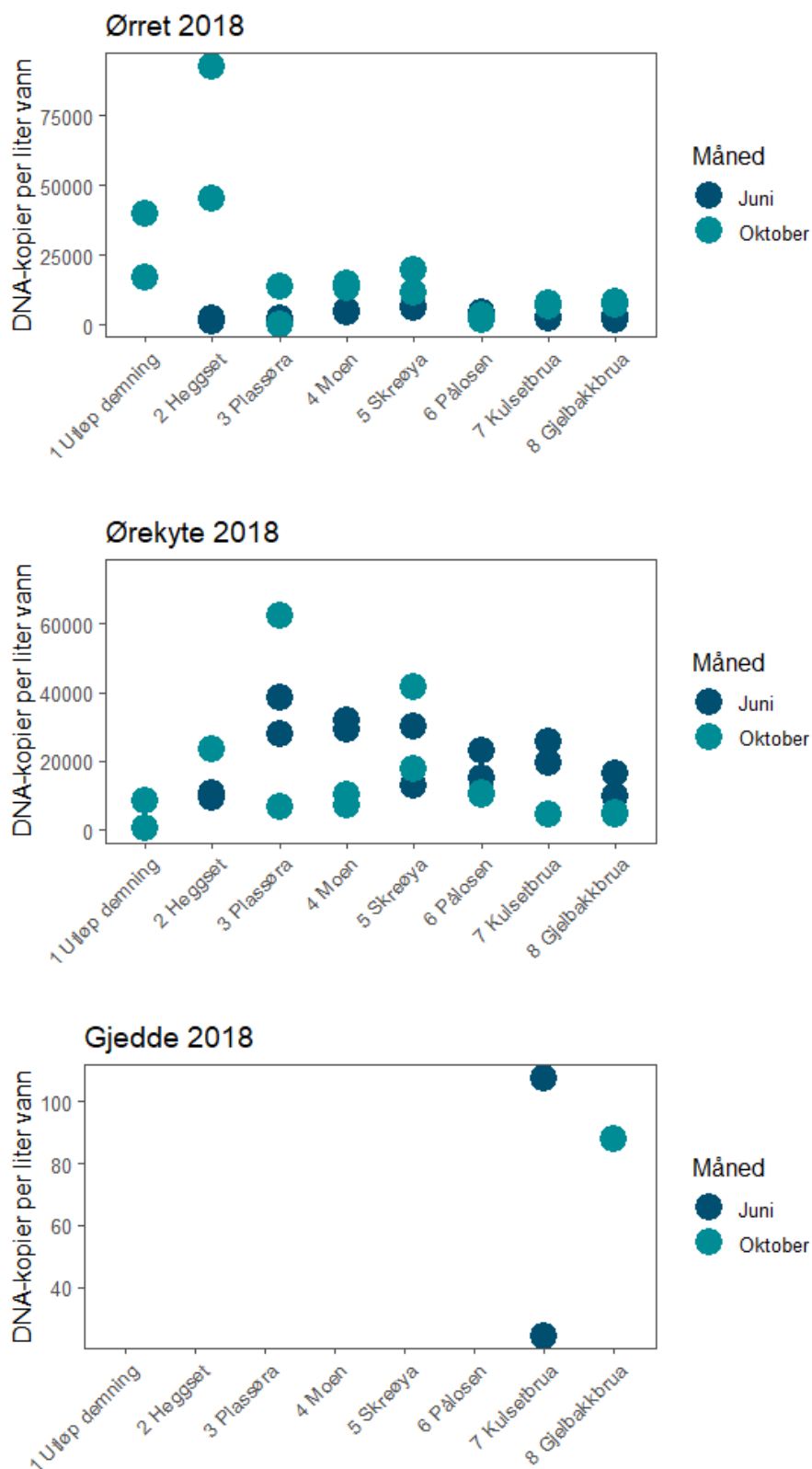
Det ble tatt vannprøver både i juni og oktober i 2018 og 2019. Fem til ti liter vann ble filtrert gjennom et 2.0 µm glassfiberfilter (Merck Millipore) med en batteridrevet peristaltisk pumpe (Bürkle Vampire sampler). Selve prøvedesignet var litt forskjellig mellom 2018 og 2019, der vi fokuserte på hele elvestrekket i 2018, og mer på miljøtiltakene i 2019. På våren 2019 gjorde vi en sammenligning av prøver tatt i selve terskelen med prøver tatt i strykområdet rett nedstrøms terskelen, mens på høsten sammenlignet vi «elv-i-elv» strekket med områdene oppstrøms og nedstrøms tiltaket. Glassfiberfiltrene ble preservert i 5 ml Eppendorfrør med 4050 µl ATL-buffer (Qiagen) direkte etter prøvetakning og oppbevart i romtemperatur frem til isolering. Ved isolering ble 450-500 µl proteinase-K (Qiagen) tilsatt direkte i 5 ml rørene og rørene ble inkubert ved 56°C over natt. DNA ble så isolert med NucleoSpin Plant II Midi kit (Macherey-Nagel) etter produsentens protokoll, men med lysering- og vaskebuffer fra Qiagen.

DNA ble eluert i 200 µl forvarmet AE-buffer (Qiagen) og deretter reeluert på samme kolonne for å maksimere utbyttet av DNA.

Vannprøvene ble analysert med to ulike metoder: først med artsspesifikke markører for fisk (ørret, ørekyt og gjedde), og så med artsgenerelle markører for bunndyr.

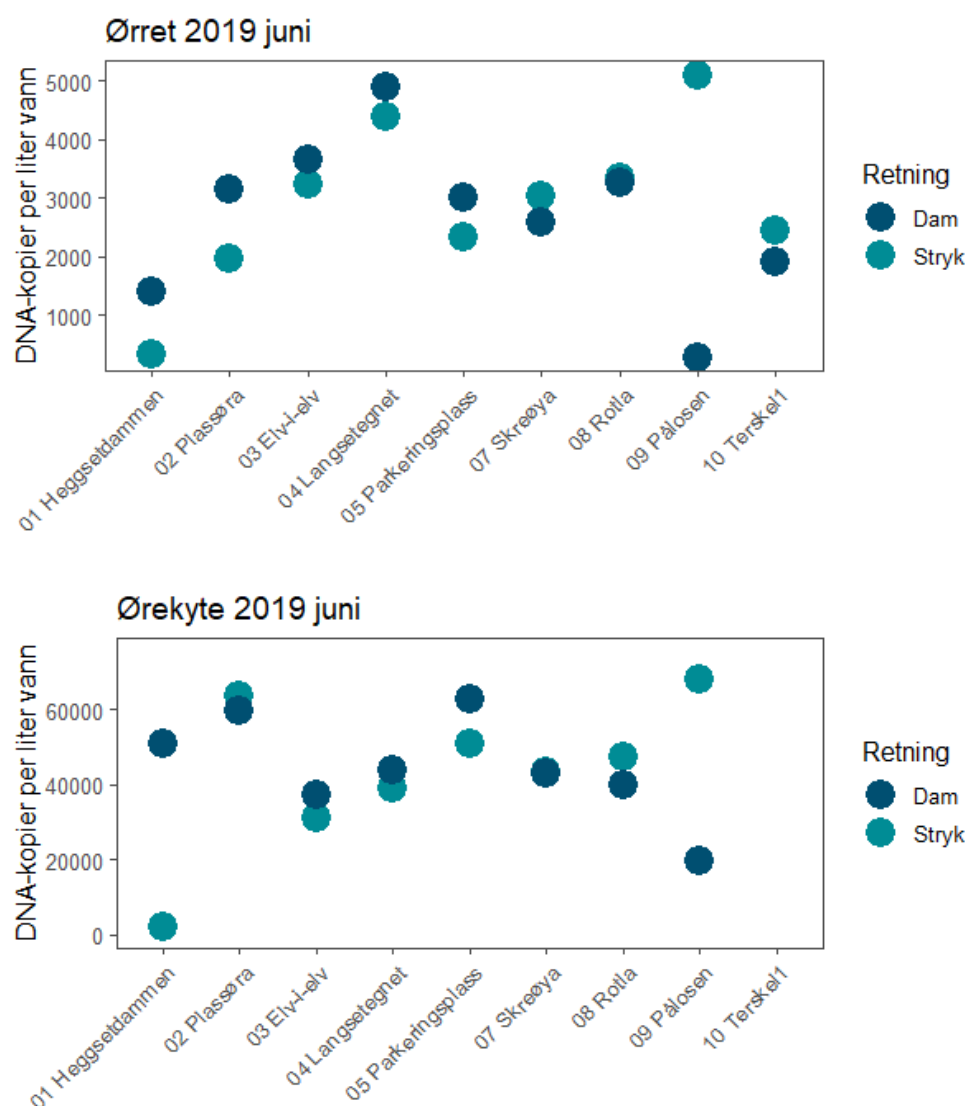
2.5.3 Miljø-DNA og fiskesamfunn i Nea

DNA-ekstraktene fra vannprøvene ble analysert for tre ulike fiskearter ved bruk av digital-droplet-PCR (ddPCR): ørret (Gustavsen mfl. 2015), ørekyt (Fossøy mfl. 2017) og gjedde (Fossøy mfl. 2017). I 2018 gjorde vi en utstrakt prøvetaking for å se på variasjonen i konsentrasjon av fiske-eDNA langs elva i juni og oktober (**Figur 24**). Vi fant noen flere høye konsentrasjoner i juni, men det var ikke noen stor systematisk forskjell mellom årstidene, verken for ørret eller ørekyte. Vi kunne påvise gjedde-eDNA opp til og med Kulsetbrua, og dermed verifisere tidligere observasjoner om forekomst av gjedde i dette området.



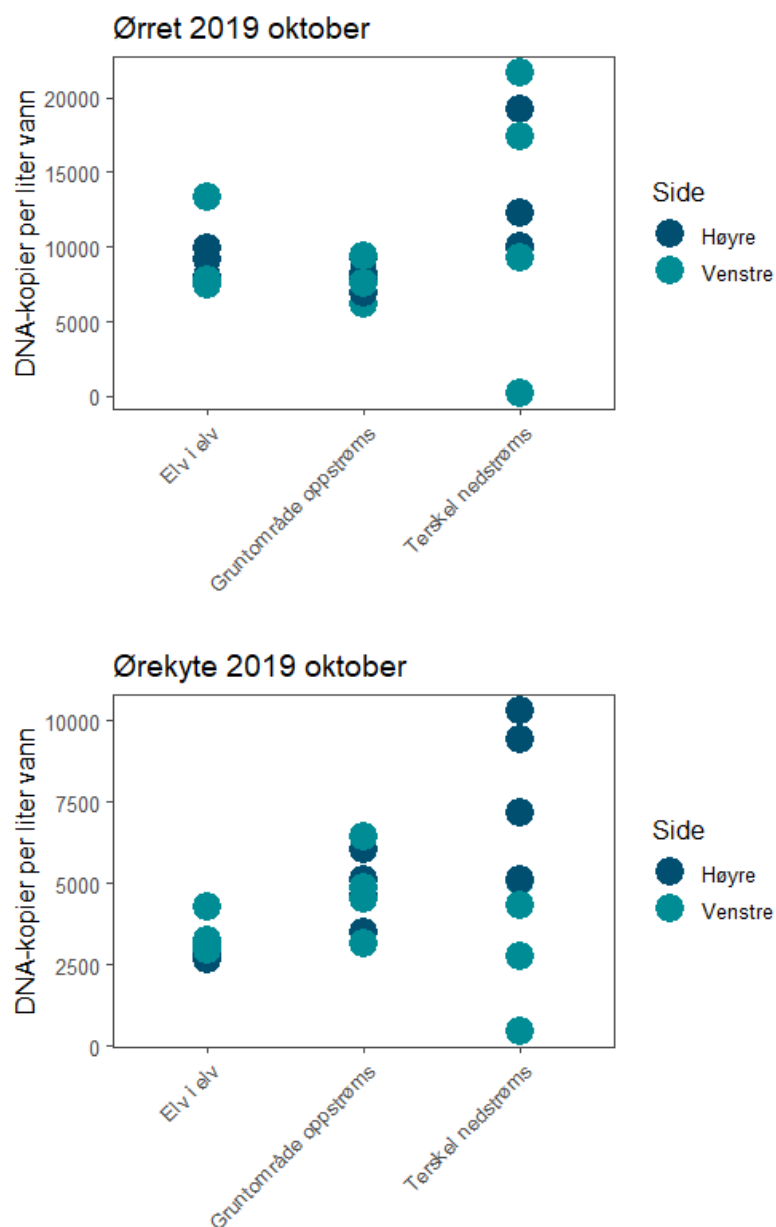
Figur 24. Konsentrasjonen av miljø-DNA i 2018 for tre fiskearter, fordelt på prøvetaking i juni og oktober. Legg merke til ulik skala på y-aksen, spesielt for gjedde.

I juni i 2019 gjennomførte vi et litt annet prøvetakingsdesign, der vi ønsket å sammenligne prøver tatt i en terskel med prøver tatt i stryk nedstrøms terskelen. Terskler har vært innført som miljøtiltak i mange elver, og gir et større vannspeil og dypere hølør ved lav vannføring som følge av vannkraftutbygging. Men terskler gir også sakteflytende vann med økt sedimentering oppstrøms tersklene som gir dårligere bunnsstrat både for fisk og invertebrater. Et høyst relevant spørsmål blir derfor om terskler reduserer bestandstørrelsen av fisk og mangfoldet av invertebrater. I Nea er det også innført ørekyt, som er en invaderende konkurrent til ørret, spesielt i sakteflytende vann, og bygging av terskler kan derfor endre konkurranseforholdet mellom de to artene. Resultatene viser et svært høyt DNA-signal av ørekyt, og noen lavere signal fra ørret (**Figur 25**). Konsentrasjonen av DNA ser ut til å være høyere i dammene sammenlignet med strykene nedenfor øverst i studieområdet, men at dette forholdet er omvendt i den nedre delen (nedenfor 05 Parkeringsplass). De to parallellprøvene på hver sin side av terskelen viser svært like DNA-konsentrasjoner og det er antakeligvis en stor effekt av vanntransport nedstrøms i systemet, slik at den nedre parallellprøven (stryk) blir påvirket av den øvre (dam). Se for øvrig lignende resultater for bunndyr lengre ned (2.5.7).



Figur 25. Konsentrasjon av miljø-DNA i terskler (dam) og stryk i juni i 2019. Det ble tatt parallelle prøver i selve terskelen og nedstrøms terskelen for hver lokalitet. Legg merke til ulik skala på y-aksen.

I oktober i 2019 gjorde vi en studie av miljøtiltaket elv-i-elv, sammenlignet med områdene oppstrøms og nedstrøms for tiltaket. Resultatene viser ikke forhøyete DNA-konsentrasjoner av verken ørret eller ørekyt i elv-i-elv delen sammenlignet med de andre områdene (**Figur 26**). Om noe viser resultatene at konsentrasjonen av miljø-DNA er høyere i terskelen nedstrøms, dersom dette da ikke blir påvirket av transport av DNA. For ørekyt ser vi at verdiene er høyere på høyre side av elven, og vi spekulerer da på om vannhastigheten er lavere på høyre side sammenlignet med venstre side for denne lokaliteten.



Figur 26. Konsentrasjonen av miljø-DNA i tre spesifikke lokaliteter i oktober i 2019. Høyre og venstre side sett oppover elva.

2.5.4 Miljø-DNA av bunndyr fra filtrert etanol

Analyser basert på filtrert etanol har vist seg å være en god metode for akvatiske insekter (Hajibabaei mfl. 2012, Zizka mfl. 2018). Ved å benytte den filtrerte etanolen fra sparkeprøver kan vi sammenligne resultater fra de samme prøvene basert på DNA og på morfologiske analyser av taksonomiske eksperter. Etanolen fra 38 sparkeprøver (juni og oktober 2019) ble silt gjennom en 0.3 mm filterduk. Den silte etanolen ble videre filtrert gjennom et 0.45 µm cellulose nitrat filter (Nalgene Analytical Test Filter Funnels, ThermoFisher Scientific) ved hjelp av en membranpumpe (Microsart e.jet, Sartorius GmbH) oppkoplet til en 3-arms manifold (Pall Corporation). Den filtrerte etanolen ble så forkastet og filtrere ble lagt i et 2-ml Eppendorfrør med 1440 µm ATL-buffer (Qiagen) og 160 µL proteinase-K (Qiagen) som så ble inkubert i varmeskap ved 56°C over natt. DNA ble ekstrahert fra bufferløsningen ved hjelp av et NucleoSpin Plant II Midi kit (Macherey-Nagel) og eluert i 200 µL AE-buffer (Qiagen) mens filtrere ble forkastet.

2.5.5 Markører og bioinformatiske analyser for bunndyr

Vi har tidligere testet og utviklet ulike bruksområder for miljø-DNA og DNA-metastrekoding i andre prosjekter (Bruteig mfl. 2017, Westergaard mfl. 2018, Westergaard mfl. 2020, Åström mfl. 2020). Vi har da fokusert mye på ulike genetiske markører, lab-metodikk og sekvenseringsteknologi. I 2019 har vi kommet frem til en generell markør BF3-BR2 (Elbrecht mfl. 2019) som vi ønsker å bruke som standard på tvers av prosjekter, og denne markøren vil danne grunnlaget for en felles haplotypedatabase (ASVer, se under). Men, vi har også observert at den generelle markøren amplifiserer mye non-target organismer (bakterier og alger) når den er brukt for miljø-DNA fra vannprøver (upublisert data). Derfor ville vi også teste ut en mye mer spesifikk markør for insekter (Zeale mfl. 2010). EPT-arter er vanlig forekommende arter av døgnfluer (Ephemeroptera), steinfluer (Plecoptera) og vårfluer (Trichoptera), som forventes å være til stede i alle uberørte lokaliteter i en region. Spørsmålet vi ønsket å besvare med denne testen er om vi kan påvise flere EPT-arter med genetiske markører beregnet kun for insekter enn en bred markør beregnet for invertebrater. Vi sammenligner derfor EPT-artslistene som er generert av hver av de to markørene med EPT-artslisten generert av taksonomisk ekspert.

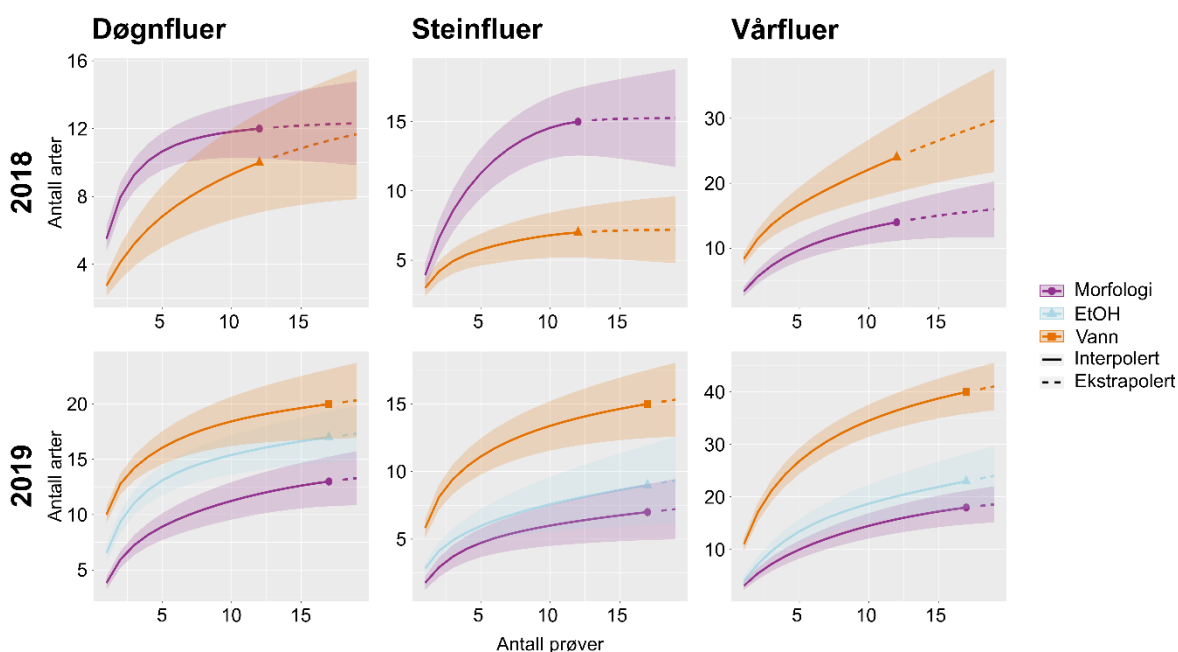
Den spesifikke Zeale mfl. (2010) markøren ble brukt på vannprøver fra 2018 og den brede Elbrecht mfl. (2019) markøren ble brukt på vann- og etanolprøver fra 2019. Amplifikasjoner ble gjort ifølge en standard to-trinns 16S-Illumina protokoll. En første PCR inkluderte primere med «overhang adaptor»-sekvenser, etterfulgt av en andre PCR for å tilsette Illumina-indekser. PCR-produktene ble kvalitetssjekket på en Tape Station (Agilent 4200) og renses med kuler (MAGBIND RXN PURE PLUS) etter hver PCR. Til slutt ble prøvene normalisert og slått sammen til bibliotekene for sekvensering på en Illumina MiSeq maskin ved NTNU Genomics Core Facility (GFC) i Trondheim.

Resultatene ble analysert i programmet dada2 (Callahan m.fl. 2016) for å generere ASVer (Amplicon Sequence Variants). Tidligere har man brukt OTUs (Operational Taxonomic Units), som grupperer DNA-sekvenser med en relativ likhet, (ofte satt til 3%, Kopylova m.fl. 2016, Westcott & Schloss 2015), ved bruk av DNA-metastrekoding-analyser. Slike relative OTUs er helt avhengig av det enkelte datasettet man bruker og tillater i liten grad sammenligning mellom ulike studier i form av metaanalyser. Ved å bruke ASVer kontrollerer man for usikkerheten i DNA-sekvensen for hver analyse (både innen og mellom sekvensmaskiner) og genererer biologisk meningsfylte DNA-sekvenser (genotyper) med færre amplifiserings- og sekvenseringsfeil (Callahan m.fl. 2017). Flere studier har vist at denne tilnærmingen reduserer antall grupper/arter (OTUs eller ASVs) og ikke minst reduserer risikoen for falske genotyper og dermed feilaktig påvisning av arter som ikke finnes i prøven (Caruso m.fl. 2019, Tsuji m.fl. 2019). For å tilegne ASVer til arter, har vi benyttet i dette studiet programmet RDP-Classifer (Wang mfl. 2007) og en «trenet referansedatabase», satt sammen av nesten en million COI-sekvenser fra artropoder og chordater (Porter og Hajibabaei 2018). Denne metoden gir en raskere og sikrere metode for kobling av DNA-sekvenser mot referansedatabaser enn metodene vi har benyttet i tidligere, men foreløpig er ikke denne databasen komplett med hensyn til norske arter. Databasen ble utviklet med fokus på Nord-Amerika. Derfor søkte vi fra rå DNA-data noen høyt sannsynlige EPT-arter som manglet fra denne

databasen og fra våre automatiske tilegningsresultatene med BLAST (Zhang mfl. 2000) og la dem til DNA-resultatene manuelt.

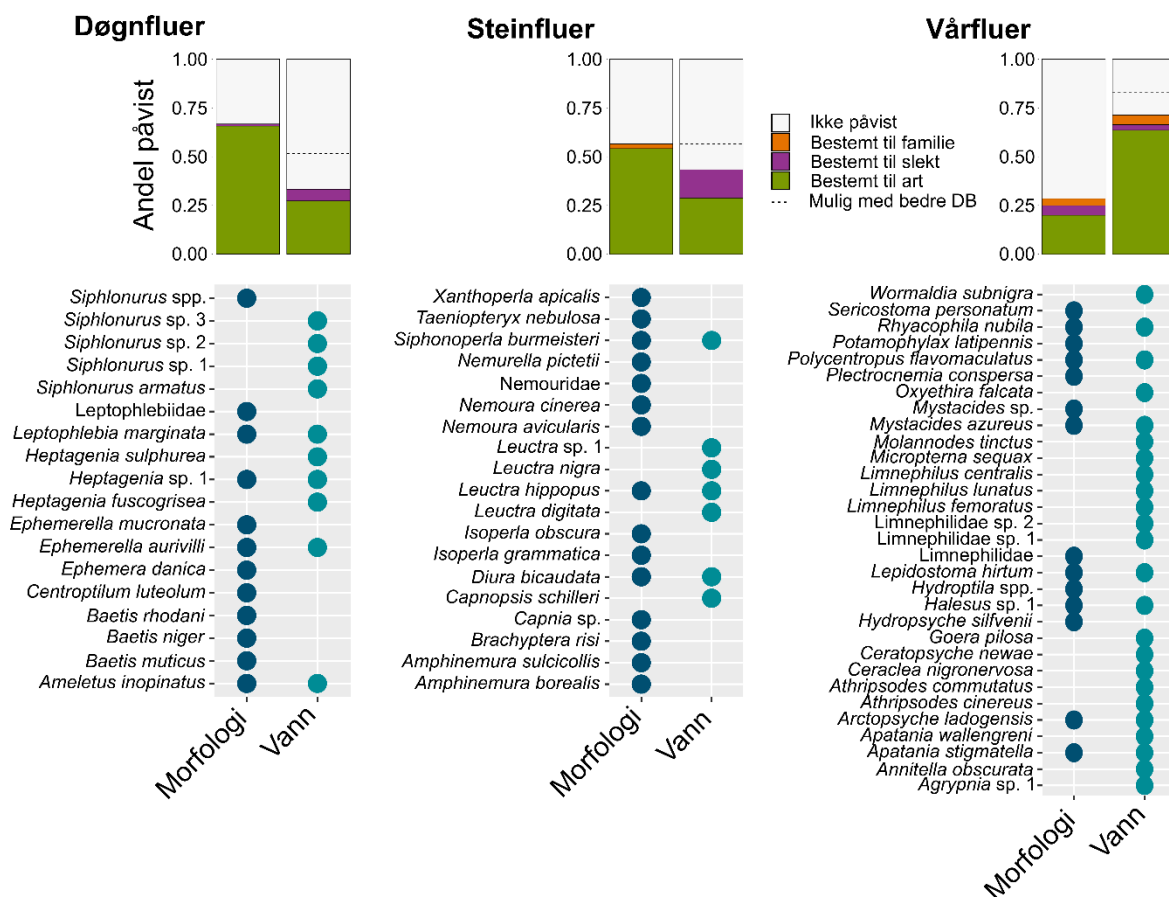
2.5.6 Miljø-DNA av bunndyr – resultater

Vi benyttet to markører som amplifiserte det mitokondrielle COI genet (en generell (BF3) og en mer spesifikk markør for insekter (Zeale)). Til tross for at Zeale markøren er spesifikk for insekter, fanget den ikke opp så mange arter som den tradisjonelle metoden (heretter kalt morfologisk) bestemmelsen av steinfluer (**Figur 27**). For døgnfluer var artsmengden lik sammenlignet med morfologi og miljø-DNA, og i tilfelle av vårfluer fant vi flere arter med miljø-DNA enn med morfologi. Alt i alt fungerer den brede markøren (BF3) bedre enn Zeale-markøren – vi har funnet flere EPT-arter med miljø-DNA enn med morfologiske bestemmelser. I tillegg finner vi omtrent samme mengde arter med filtrert etanol som med morfologiske bestemmelser. Dette bekrefter at analyser basert på filtrert etanol er en god metode for påvisning av akvatiske insekter.



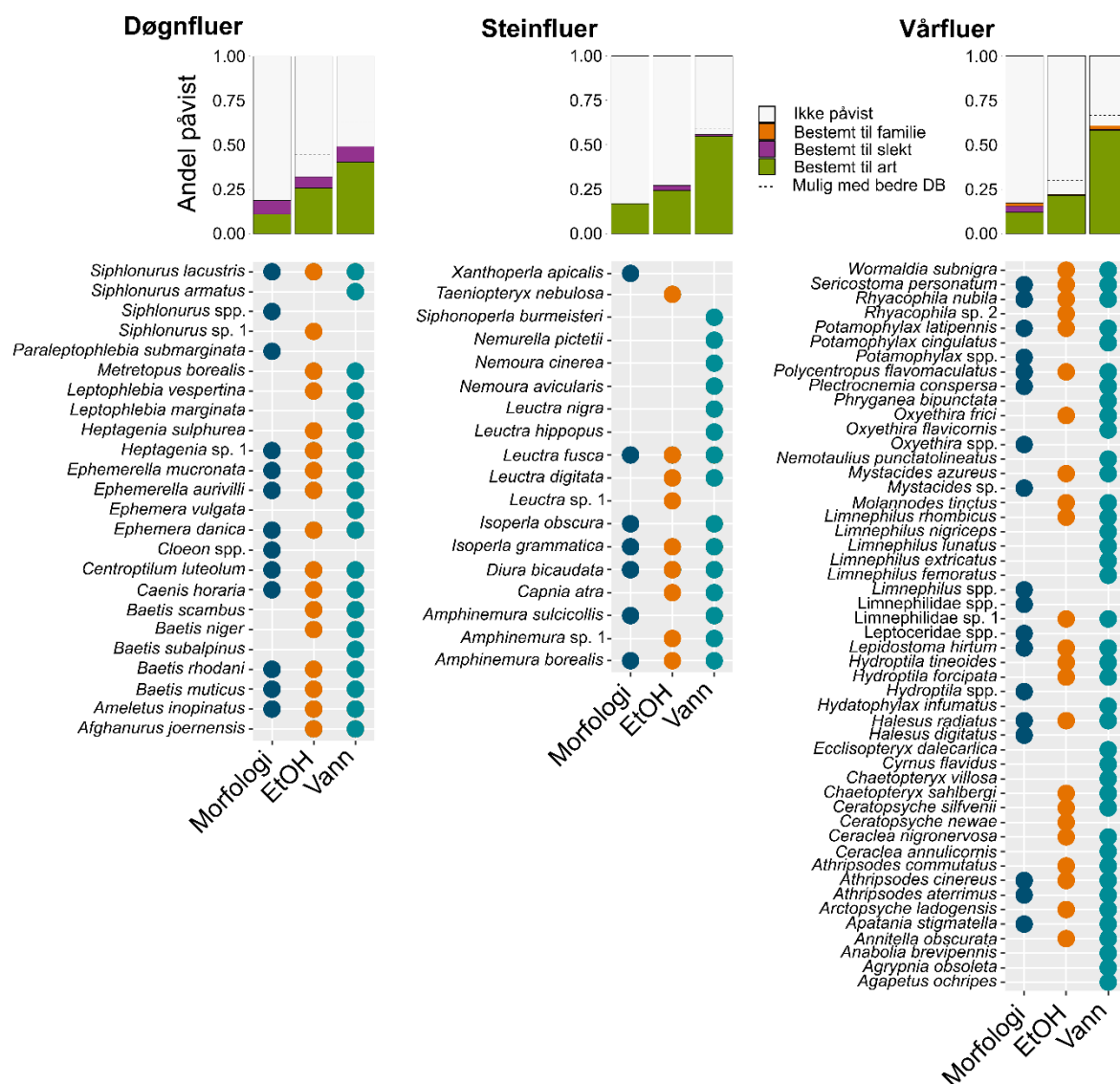
Figur 27. Akkumulasjonskurver for de ulike metodene brukt i dette studiet. Morfologi er artslistene generert av taksonomiske ekspert, EtOH er artslistene basert på DNA ekstrahert fra etanol, Vann er artslistene basert på miljø-DNA fra vannprøver.

Andelen påviste døgnfluer og steinfluer i vannprøver analysert med Zeale markøren var lav sammenlignet med morfologiske resultater. Derimot var andelen påviste vårfluer høyere med Zeale markøren enn med morfologi (**Figur 27**). Artene som ble funnet var også ofte ikke de samme med de to metodene. I tillegg er markøren så pass kort at klassifiseringen på artsnivå kan bli vanskelig, hvilket kan forklares med at det er mange arter på slekts- eller familienivå, som for eksempel *Siphonurus* døgnfluer og Limnephilidae vårfluer. Vår miljøDNA metode kan skille ulike arter, men kan ikke gi artsnavn med tilstrekkelig høy sannsynlighet (over 80%).



Figur 28. Oversikt over andel arter av EPT påvist med morfologiske bestemmelser og i miljø-DNA filtrert fra vann fra Nea 2018. I denne grafen tilsvarer 1.00 på y-aksen 100% av totalt antall påviste forekomster av arter for samtlige metoder. Stiplede linjer for den genetiske metoden angir andel påviste arter dersom vi har komplette referansedatabaser. Under grafer er oversikt over arter av EPT påvist ved hjelp av morfologiske bestemmelser og basert på miljø-DNA filtrert fra vann. I de tilfellene DNA-analysene ikke klarer å identifisere en art er identiteten angitt som «familie artsnummer» eller «slekt artsnummer».

I 2019 ble BF3BR2 markøren brukt på filtrert etanol og vannprøver. Denne markøren gir lengre sekvenser (442 baser) og blir bedre klassifisert enn Zeale markøren på grunn av lengden. Markøren er også mye bredere, med andre ord amplifiserer den arter fra bakterier til pattedyr, samtidig som Zeale markør er veldig spesifikk på en del insekter (Zeale mfl. 2010). Dermed er andel påvist døgnfluer, steinfluer og vårfluer høyere på etanol- og vannprøver med BF3BR2 markør enn med morfologiske bestemmelser (Figur 29). Artstreff er også bedre med BF3BR2 markøren sammenlignet med Zeale markøren, men ikke alle arter som ble bestemt morfologisk ble funnet med DNA: *Paraleptophlebia submarginata* og *Cloeon* spp. (døgnfluer), *Xanthoperla apicalis* (steinflue) og *Halesus digitatus* (vårflue) ble ikke funnet med DNA. På den andre siden, ved morfologisk bestemmelse kan man få bestemt flere ned til art som ble bestemt på slekt- eller familienivå morfologisk: for eksempel døgnflue *Siphonurus armatus*, og vårfluer *Oxyethira frici*, *Oxyethira flavicornis*, samt flere *Limnephilus* arter. Med dette kan vi konkludere at BF3 markøren er bedre enn Zeale markøren for å artsbestemme EPT-arter.

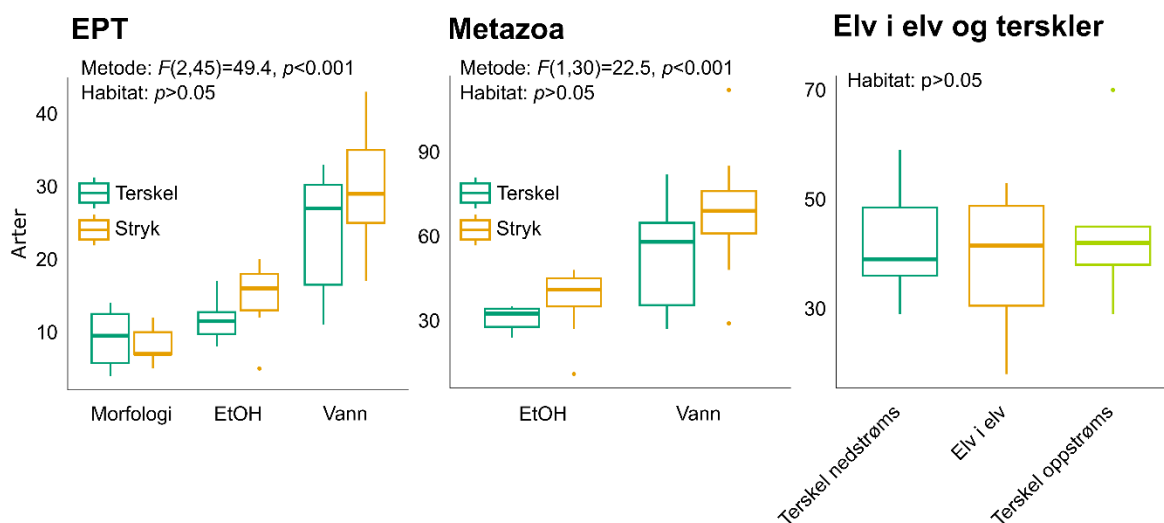


Figur 29. Oversikt over andel arter av EPT påvist med morfologiske bestemmelser og basert på DNA ekstrahert fra filtrert etanol og på miljø-DNA filtrert fra vann fra Nea 2019. I denne grafen tilsvarer 1.00 på y-aksen 100% av totalt antall påviste forekomster av arter for samtlige metoder. Stiplede linjer for den genetiske metoden angir andel påviste arter dersom vi har komplette referansedatabaser. Under grafer er oversikt over arter av EPT påvist ved hjelp av morfologiske bestemmelser og basert på DNA ekstrahert fra filtrert etanol og på miljø-DNA filtrert fra vann. I de tilfellene DNA-analysene ikke klarer å identifisere en art er identiteten angitt som «familie artsnummer» eller «slekt artsnummer».

2.5.7 MiljøDNA av bunndyr – forskjellen mellom stryk og terskel

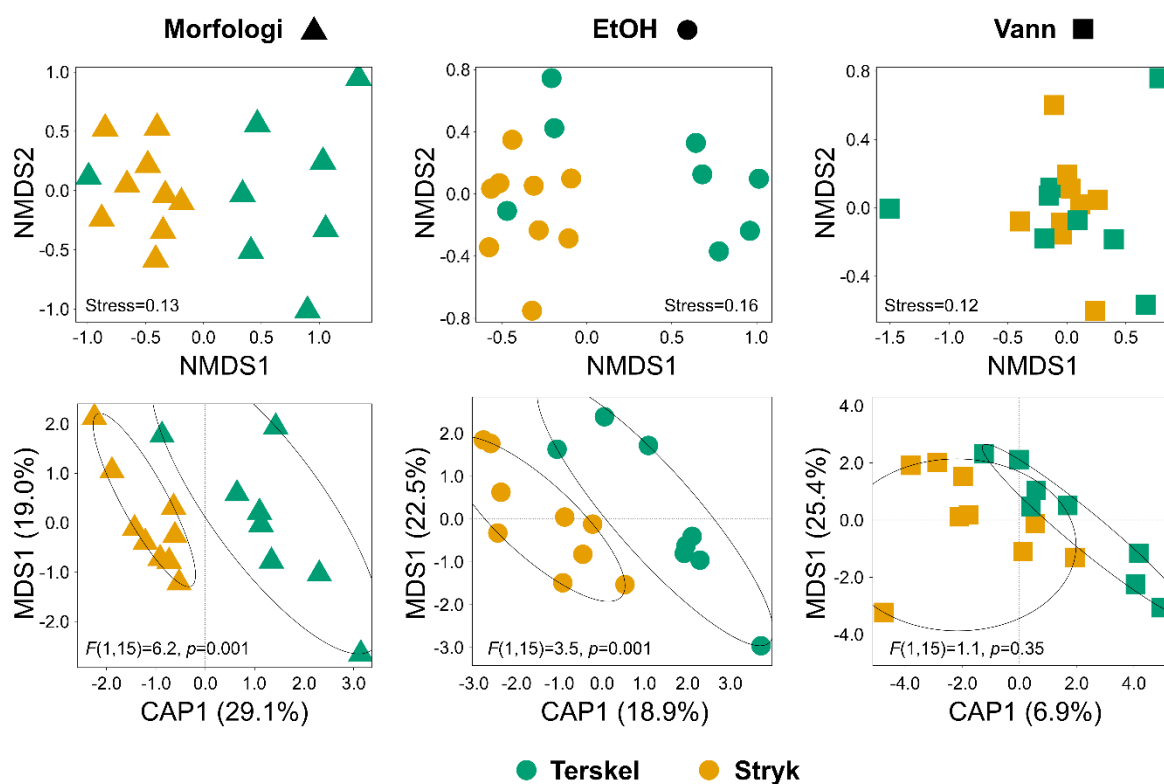
Et av hovedmålene med undersøkelsen var å teste om man ved bruk av miljøDNA som identifiseringsmetode kan se forskjellen mellom stryk og terskel på artssammensetningen. Vi nærmet oss målet i en trinnvis prosess (tre trinn), og brukte prøver fra 2019. Først undersøkte vi EPT arter morfologisk identifisert fra sparkeprøver, videre med med DNA ekstrahert fra etanol i sparkeprøver, og med miljø-DNA ekstrahert fra filtrert vannprøver. Det andre trinnet bestod i å undersøke Metazoa arter identifisert med DNA ekstrahert fra etanol i sparkeprøver og med miljø-DNA ekstrahert fra filtrert vannprøver. I det tredje trinnet undersøkte vi Metazoa arter identifisert med miljø-DNA ekstrahert fra vannprøver tatt fra tre ulike lokaliteter: terskler oppstrøms elv-i-elv område, selve elv-i-elv område, og terskler nedstrøms elv-i-elv område.

Om man ser på antall arter i ulike prøver fra terskler og stryk, eller terskler og elv-i-elv, finner vi ikke statistisk forskjell (**Figur 30**, two-way ANOVA). Derimot gir morfologiske bestemmelser det minste antallet EPT-arter og miljø-DNA fra vann det største antallet. Også DNA ekstrahert fra etanol gir høyere antall EPT-arter enn tradisjonelle morfologiske bestemmelser. Den samme gjelder for Metazoa.

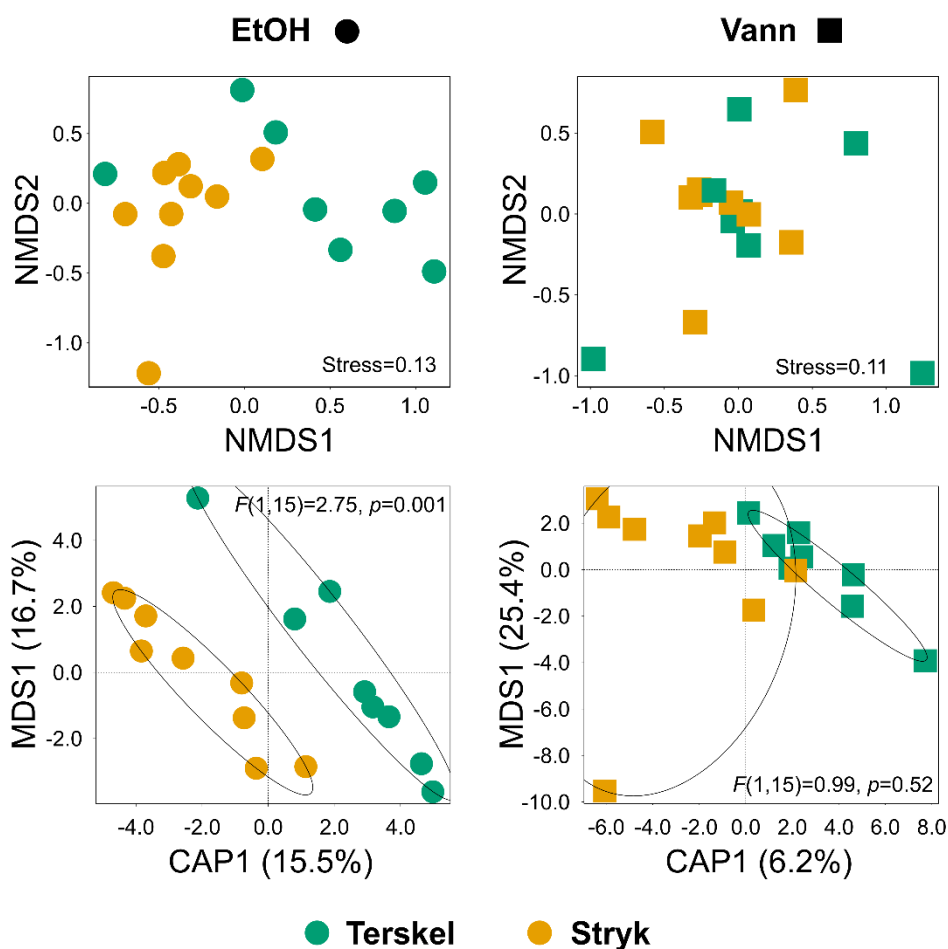


Figur 30. Oversikt over antall arter fra Nea 2019, bestemt med morfologiske bestemmelser og basert på DNA ekstrahert fra filtrert etanol og på miljø-DNA filtrert fra vann (EPT), basert på DNA ekstrahert fra filtrert etanol og på miljø-DNA filtrert fra vann (Metazoa) og basert på miljø-DNA filtrert fra vann (Elv i elv og terskler). Statistiske forskjeller ble testet med two-way ANOVA (EPT og Metazoa) og med one-way ANOVA (elv i elv og terskler).

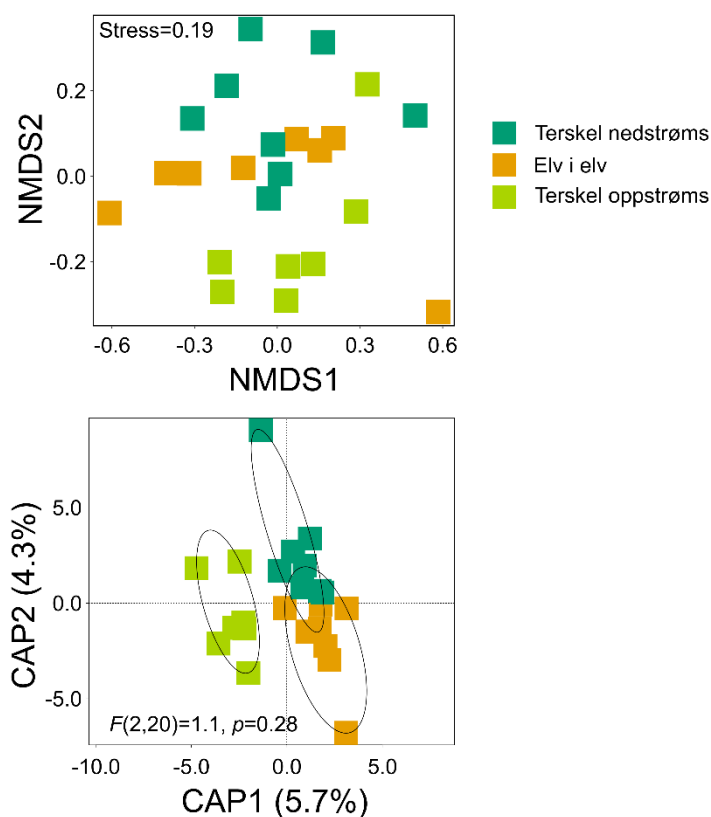
Om man ser på artssamfunnet i stryk og terskler, finner man statistisk ulike bunndyrsamfunnene med morfologi (EPT) og etanol (EPT og Metazoa), men ikke med vannprøver (**Figur 31** og **Figur 32**). Dette er på grunn av at sparkeprøver er tatt på eksakt posisjon og prøvene herfra stammer kun fra denne lokaliteten. DNA i vann kommer derimot fra et større areal og vannprøver beskriver artssamfunnet i et større område (Deiner mfl. 2016). Dette ser vi også når vi analyserer prøver fra elv-i-elv og terskler der arter ble identifisert bare basert på miljø-DNA – vi finner ikke statistisk forskjell mellom de ulike habitater (**Figur 33**). Med dette kan vi konkludere at man kan bruke DNA-basert identifisering av EPT- og Metazoa-arter når DNA er ekstrahert fra etanol, men ikke når DNA er ekstrahert fra vann (miljø-DNA). Dette er fordi DNA fra etanol-prøver gir artssamfunnet i den prøvetatt stasjonen, mens miljø-DNA gir artssamfunnet fra større område og kan ikke skille mellom ulike nærliggende habitater i rennende vann.



Figur 31. Resultater av artssamfunnanalyser av ulike identifikasjonsmetoder brukt på EPT arter prøvetatt i samme lokaliteter og tidspunkter i Nea 2019. Grafene på øverste rad viser spredningen i EPT-artssamfunn i terskel- og stryk prøvetagningsstasjoner (NMDS). På grafene på nederste rad er EPT-artssamfunn i terskel og stryk gruppert basert på de to habitattyper (distance-based redundancy analysis). Prosentandelen etter aksetitlene forteller hvor mye av variasjonen er forklart av denne akse. Statistisk forskjell mellom habitattyper ble testet med permutation test (999 permutations).



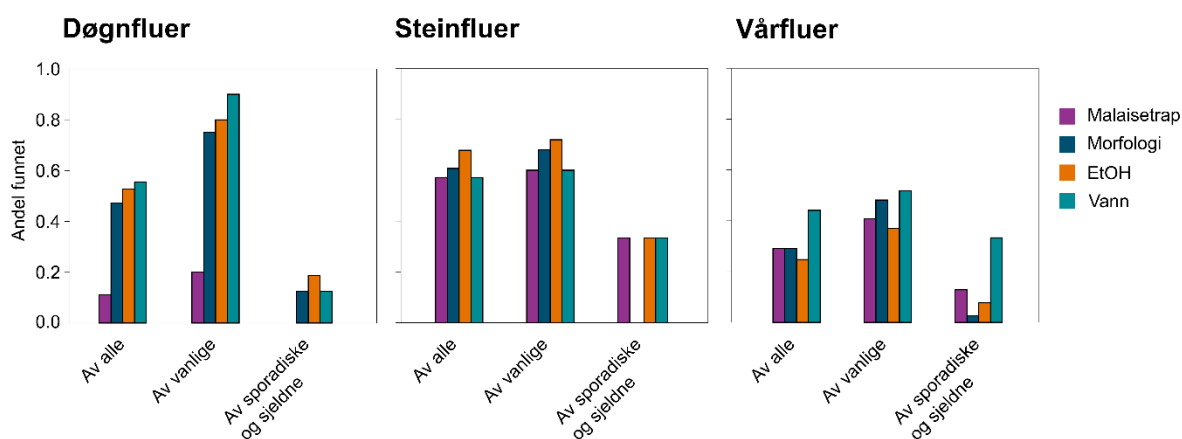
Figur 32. Resultater av artssamfunnanalyser av ulike identifikasjonsmetoder brukt på Metazoa arter prøvetatt i samme lokaliteter og tidspunkter i Nea 2019. Grafene på øverste rad viser spredningen i Metazoa-artssamfunn i terskel- og stryk prøvetagningsstasjoner (NMDS). På grafene på nederste rad er Metazoa-artssamfunn i terskel og stryk gruppert basert på de to habitattypene (distance-based redundancy analysis). Prosentandelen etter aksetitlene forteller hvor mye av variasjonen er forklart av denne akse. Statistisk forskjell mellom habitattypene ble testet med permutasjonstest (999 permutasjoner).



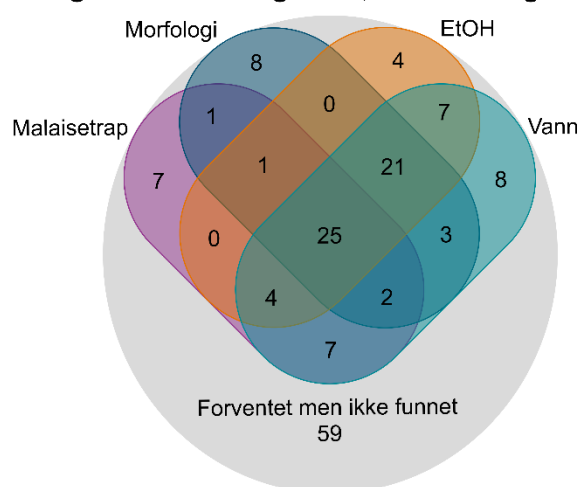
Figur 33. Resultater av artssamfunnanalyser av ulike identifikasjonsmetoder brukt på Metazoa-arter prøvetatt i elv i elv og terskler områder i Nea 2019. Grafen på øverst viser spredningen i Metazoa-artssamfunn i prøvetagningsstasjoner (NMDS). På grafen på nederst er Metazoa-artssamfunn i terskel og stryk gruppert basert på de tre habitater (distance-based redundancy analysis). Prosentandelen etter aksetitlene forteller hvor mye av variasjonen er forklart av denne akse. Statistisk forskjell mellom habitater ble testet med permutation test (999 permutations).

2.5.8 Nea forventingssamfunn av bunndyr med ulike metoder

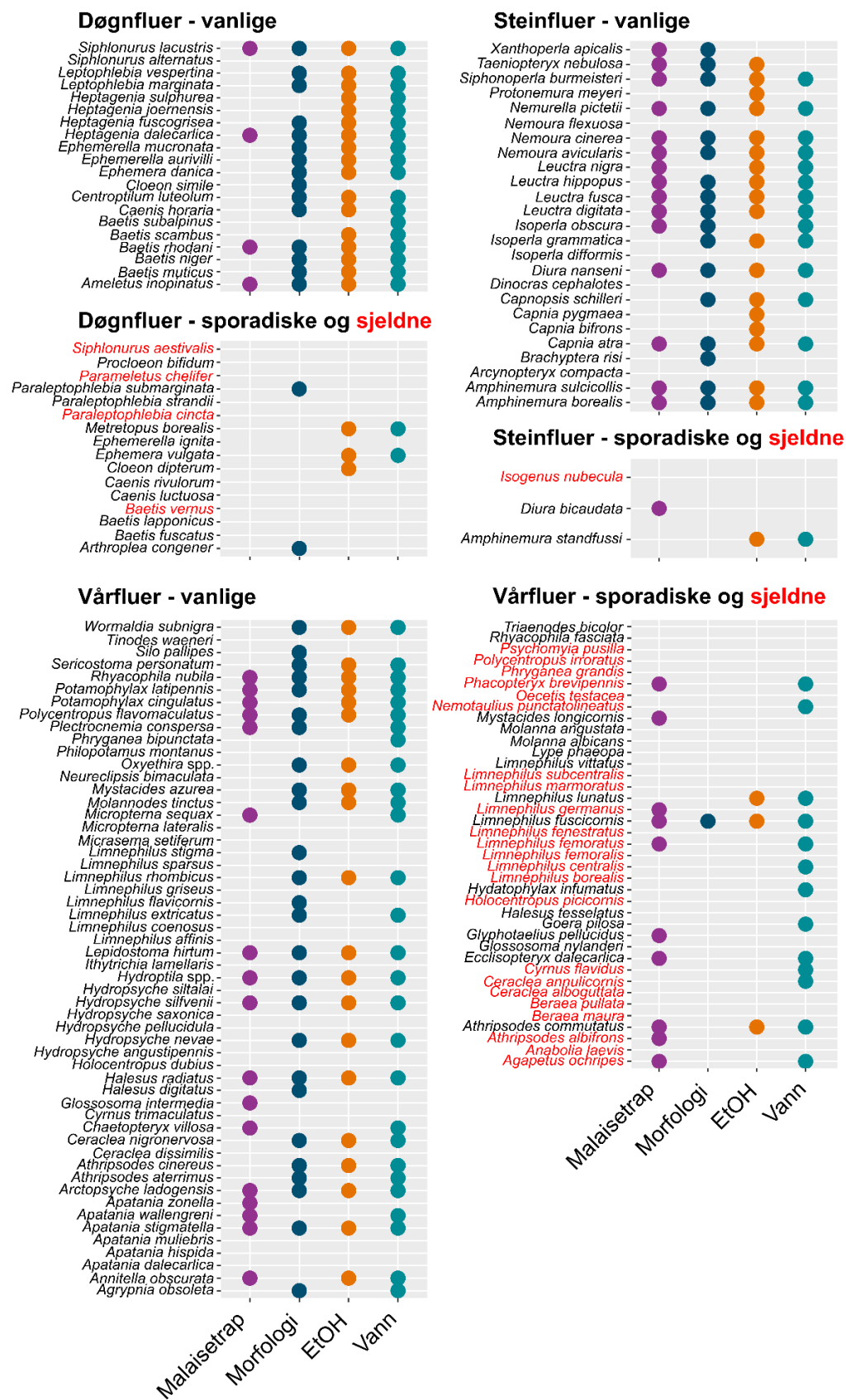
Med DNA ekstrahert fra etanol finner man litt høyere andel av de forventede døgnfluer og steinfluer enn med morfologiske bestemmelse av sparkeprøver (**Figur 34**). Den motsatte gjelder for vårfluer. Den høyeste andelen av forventede arter finner man med miljø-DNA når det gjelder døgnfluer og vårfluer. Forskjellen mellom miljø-DNA og morfologi er høyest når man vil finne de sporadiske og sjeldne vårflue-arterne. Flest arter ble funnet med en kombinasjon av alle metoder (**Figur 34 og Figur 35**). Bare 62 % av forventede EPT arter for området ble funnet i de to årene prøvetakingen foregikk (flere ganger per år og flere lokaliteter). Ved hjelp av morfologiske bestemmelser ble 16 arter påvist (bunnprøver eller malaiseprøver), mens med DNA-metoder (etanol eller miljø-DNA) ble 19 arter påvist. Det må påpekes at det ble analysert 56 sparkeprøver med morfologiske bestemmelser, men bare 38 prøver med DNA ekstrahert fra etanol og 41 prøver med miljø-DNA. Med samme prøvetakingsinnsats med alle metoder forventes det at resultatene ville være til enda mer fordel for DNA-basert metoder.



Forventingsamfunnet: døgnfluer, steinfluer og vårfluer



Figur 34. Oversikt over andel forventede arter av EPT i Nea. Grafer på øverst rad viser andel forventede arter av døgnfluer, steinfluer og vårfluer separat, mens Venn-diagram nederst viser EPT-arter som helhet. Av de 157 forventet EPT-arter 98 (62%) ble funnet med noen av metoder, og 59 (38%) ble ikke als funnet.



Figur 35. Oversikt over forventede arter av EPT påvist i malaisefeller, ved hjelp av morfologiske bestemmelser og basert på DNA ekstrahert fra filtrert etanol og på miljø-DNA filtrert fra vann. Artene er delt til vanlige og sporadiske og sjeldne, sjeldne er skrevet i rødt.

2.6 Rekreasjonsbruk, brukergrupper og estetiske forhold knyttet til terskler

Berit Köhler og Margrete Skår

2.6.1 Metode

Metodiske valg for demovassdrag Nea undersøkelsen er basert på en litteraturgjennomgang av studier om rekreasjonsinteresser i regulerte elver (Skår & Köhler 2018). Arbeidet med å utvikle kunnskap om rekreasjonsinteresser, brukergrupper og estetiske forhold til terskler i Nea er todelt: I fase 1 ble rekreasjonsinteressene i og langs elva i vid forstand undersøkt, dvs. en mer generell kartlegging. Her brukte vi kvalitative intervjuer med personer som bor i området og/eller kjenner området godt gjennom organisasjonsarbeid som primærdatakilder, og i tillegg benyttet vi oss av observasjon og fotografering.

I fase 2 gjennomførte vi en mer dyptgående undersøkelse knyttet til tersklene med en visuell preferanseundersøkelse blant innbyggerne og turister i demovassdragområdet i Selbu og Tydal kommune. Målet var at den mer generelle kartleggingsdelen (fase 1) i tillegg til studien av terskler spesielt (fase 2), til sammen vil danne grunnlag for at kunnskapen om rekreasjonsinteresser, inkludert estetikk, kunne inngå i en tverrfaglig vurdering

I fase 1 med feltarbeid i sommer og høst 2018 ble det gjennomført 28 kvalitative intervjuer. Feltarbeidet i undersøkelsesområdet startet med en innledende befarings med en lokalkjent i juni 2018. Informantene ble enten oppringt for å avtale et intervju (18 intervjuer etter forhåndsavtale), eller de ble oppsøkt mens de oppholdt seg ved elva, og informasjonen gitt gjennom disse samtaler ble et viktig supplement til de andre intervjuene (10 intervjuer) (**Tabell 9**). De forhåndsavtalte intervjuene varte fra 1 - 2,5 timer. Alle de forhåndsavtalte intervjuene ble tatt opp på bånd og også noen av ad hoc intervjuene. Feltnotater ble gjort underveis. Informanter ble kontaktet med sikte på å representere ulike rekreasjonsaktiviteter, at de bor ulike steder i studieområdet og i tillegg ble reiselivsbedrifter, elveeierlag og utmarksråd kontaktet fordi de representerer viktige interesser som kan koples mot vårt tema for denne studien. Andre interesser som for eksempel landbruksorganisasjoner ble ikke kontaktet fordi studien var avgrenset til å gjelde rekreasjonsinteresser.

Tabell 9. Oversikt over intervjuer og informanter i studien (figur 1 i Skår & Köhler 2019)

	Bosatt i Selbu eller besøkende	Forhånds-avtalte intervjuer	Ad hoc Intervjuer	Representerer organisasjon eller forvaltning	Representerer skole/ barnehage	Representerer turist-bedrift	Aktiv Fisker	Padler
Informant 1	Bor i Selbu	X						
Informant 2	Besøkende	X					X	
Informant 3	Bor i Selbu	X		X				
Informant 4	Bor i Selbu	X					X	X
Informant 5	Bor i Selbu	X		X				X
Informant 6	Bor i Selbu	X		X			X	
Informant 7	Bor i Selbu	X		X		X		
Informant 8	Bor i Selbu	X		X			X	
Informant 9	Besøkende	X					X	X
Informant 10	Bor i Selbu	X						
Informant 11	Bor i Selbu	X				X	X	
Informant 12	Bor i Selbu	X				X		
Informant 13	Bor i Selbu	X			X		X	
Informant 14	Bor i Selbu	X			X		X	
Informant 15	Bor i Selbu	X			X			
Informant 16	Bor i Selbu	X						
Informant 17	Bor i Tydal	X		X	X		X	
Informant 18	Bor i Selbu	X				X	X	
Informant 19	Bor i Selbu		X			X		
Informant 20	Bor i Selbu		X					
Informant 21	Besøkende		X				X	
Informant 22	Besøkende		X				X	
Informant 23	Bor i Selbu		X		X	X		
Informant 24	Bor i Selbu		X					
Informant 25	Bor i Selbu		X					
Informant 26	Besøkende		X					
Informant 27	Besøkende		X					
Informant 28	Bor i Selbu		X			X		
SUM		18	10	6	5	7	12	3

Formålet med de kvalitative intervjuene var å samle inn og organisere informasjon gjennom lokal kunnskap om Nea, rekreasjonsmuligheter og brukernes synspunkter på mulige effekter av reguleringen på deres rekreasjonsaktiviteter. Rekreasjonsbrukere, ansatte i miljøforvaltningen og representanter fra frivillige organisasjoner deltok i studien (se **Tabell 9**).

Sentrale spørsmål som vi ønsket å besvare gjennom feltarbeidet var «Hvordan brukes og oppleves Nea i rekreasjonssammenheng?» og ut fra det «Hva er aktuelle tiltak for å stimulere til økt rekreasjonsaktivitet?». I mer detalj spurte vi om hvordan informanten bruker elva, i hvilke ulike sammenhenger han/hun er i kontakt med elva og hvordan bruk og oppfatning av elva henger sammen med vannføring. Vi spurte videre om synspunkter på tiltak for friluftsinnteresser og naturmangfold som terskler, tilrettelegging langs elva og fiskeutsetting (se detaljert intervjuguide som vedlegg i Skår & Köhler 2019). Det var naturlig å starte med å oppsøke informanter vi fikk anbefalt som lokalkjente og engasjerte i nærmiljøet i Selbu. Etter å ha innhentet informasjon fra disse utvidet vi arbeidet med flere aktuelle informanter, nye befaringer og nye observasjoner. Hvis det var mulig, gjennomførte vi forskningsamtalene ved elva. Dette var definitivt en fordel fordi beskrivelser av elva og vannføring da kunne relateres direkte til elva slik den framstod der og da. I etterkant sendt Statkraft på forespørsel vannføringsdata for de ukene intervjuene foregikk, slik at informantenes synspunkter om vannføring ble koplet til disse.

Våre observasjoner av og ved elva var viktig for å bli kjent med området og for å befare relevante steder som ble nevnt av ulike informanter. Observasjonene inkluderte også en kanotur på elva. Observasjonene var også viktig for å kunne beskrive og vurdere elvas fysiske beliggenhet i landskapet. Gjennom observasjon registrerte vi også andre karakteristika for området, som bebyggelse, tilretteleggingstiltak

mm., i tillegg til sosiale handlinger. Fotografier gir viktig dokumentasjon, og vi tok mange bilder underveis i feltarbeidet.

I den første fasen av Nea studien satt vi også opp tre skjulte ferdselstellere (eco-counters) i 2018. Den ene ble satt opp på den ny opparbeidete turstien på Haverneset, den andre ble satt opp langs en kort sti ved elva i nærmest Selbu kirke, overfor Bukkøya, og den tredje ved en gapahuk litt ovenfor Nedre Nea Kraftverk.

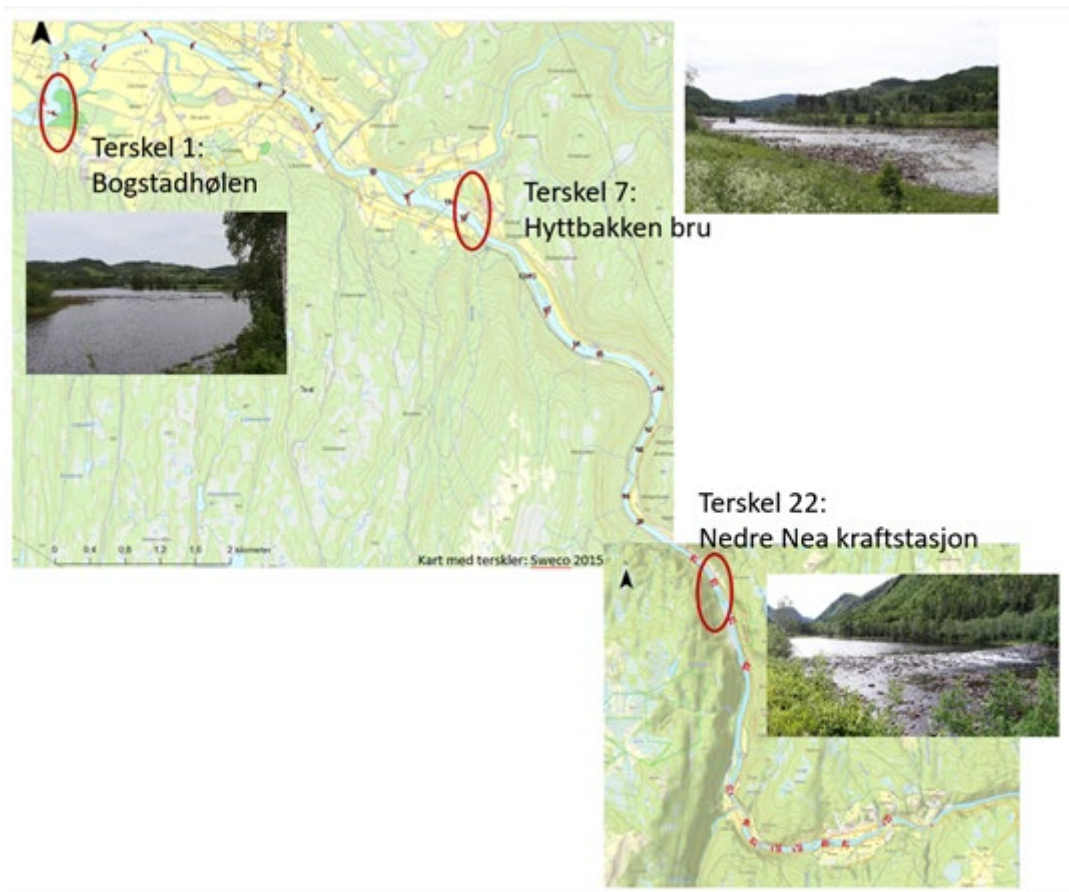
I fase 2 av studien med en kvantitativ undersøkelse av preferanser for ulike terskeltiltak laget vi visuelle scenarier som dannet den sentrale delen av en skriftlig spørreundersøkelse med turister i demovassdragområdet i sommer 2019, og med lokalbefolkningen i Selbu og Tydal kommune i vinter 2019. Ved siden av en vurdering av de visuelle preferansene for de enkelte scenariene spurte vi respondentene også om deres deltakelse i rekreasjonsaktiviteter i eller langs Nea i de siste 12 månedene, prefererte steder for å fiske i Nea, hvor stor betydning Nea har, visuell preferanse for elv- i elva tiltaket, kunnskap om og holdning til vannkraftproduksjon og vintervannføring i elva, og om noen personlig bakgrunnsinformasjon (bosted, kjønn og alder). Spørreskjemaet ble utdelt direkte til turister i demovassdragområdet sommeren 2019 og sendt til et representativt utvalg innbyggere (n= 1474) i Selbu og Tydal kommune i de grunnkretsene som grenser direkte til Nea elva.

De visuelle scenariene utviklet vi gjennom tverrfaglig samarbeid i prosjektgruppen. Først valgte vi ut representative steder der terskeltiltak skulle visualiseres. Utvalget baserte seg på vår kvalitative studie i fase 1 og hvor det finnes viktige, ulike typer av rekreasjonsinteresser og resulterte i Bogstadhølen (terskel 1), Hyttbakken bru (terskel 7) og Nedre Nea kraftstasjon (terskel 22) (**Figur 36**). Et videre kriterium for utvalget var at det var steder der vi hadde tilstrekkelig Lidar/grønn laser datakvalitet for hydrodynamisk modellering og at de samme typene terskeltiltak kunne i praksis være relevante.

Valg av de visualiserte tiltakene baserte seg på Bjølstad mfl. 2014, tverrfaglig samarbeid og en felles befaring av demovassdragområdet av flere medlemmer til prosjektgruppen i vår 2019, funn fra vår kvalitative studie i fase 1, og at de var relevante for alle tre utvalgte terskler (1,7, og 22). De tiltakene som ble visualisert var:

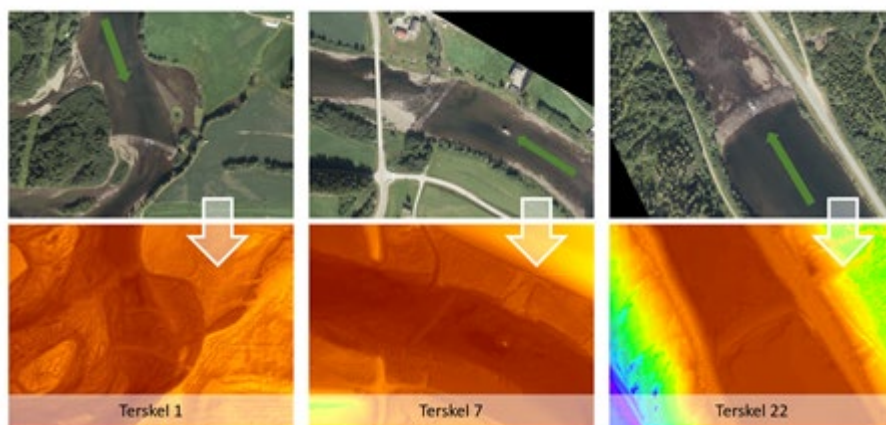
1. Eksisterende terskel; med lavvannføring (1,5 m³/s for terskler 7 og 22; 3,0 m³/s for terskel 1)
2. Endret terskel (senket terskel for terskler 1 og 7; cellesterskel for terskel 22)
3. Fjernet terskel; lavvannføring (1,5 m³/s for terskler 7 og 22; 3,0 m³/s for terskel 1)
4. Fjernet terskel; høyere vannføring (3,0 m³/s for terskler 7 og 22; 6,0 m³/s for terskel 1)
5. Eksisterende terskel, lavvannføring (1,5 m³/s for terskler 7 og 22; 3,0 m³/s for terskel 1) og
6. rekreasjonsinfrastruktur (sti, bord & benk, skilt med info om elva, bål plass)
7. Fjernet terskel, lavvannføring (1,5 m³/s for terskler 7 og 22; 3,0 m³/s for terskel 1) og rekreasjonsinfrastruktur (sti, bord & benk, skilt med info om elva, bål plass)

Med eksisterende terskel og noen fjernet vegetasjon i elvekanten (scenario kun for Bogstadhølen)

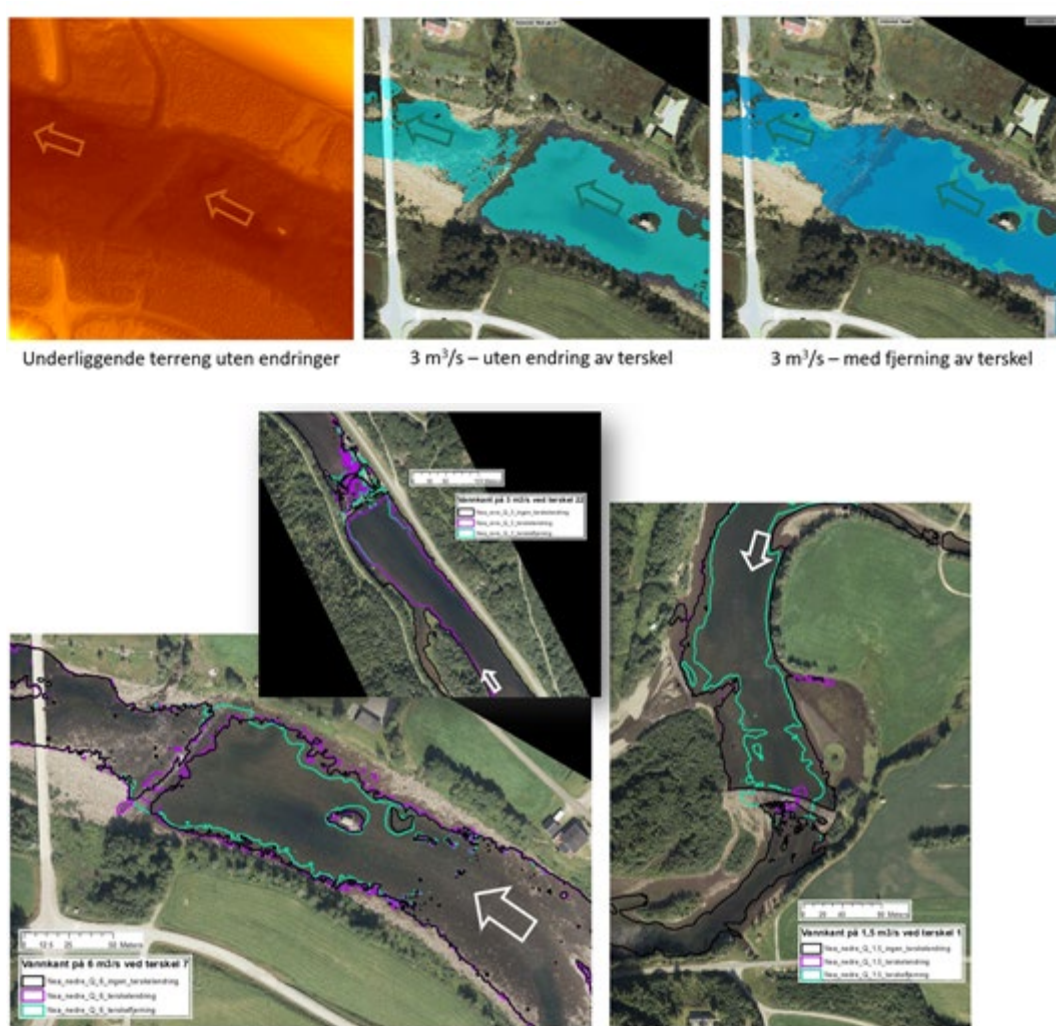


Figur 36. Utvalg av steder i demovassdragområdet for visualisering av scenarier for terskeltiltak. (Kart: Sweco 2015)

Høsten 2018 og våren 2019 ble det utført grønn laser/lidar målinger i studieområdet som ga grunnlag for en terrengmodell (**Figur 37**) og i videre utforming for en hydrodynamisk modell der de ulike tiltakene med de tilsvarende vanndekkete arealer kunne framstilles (**Figur 38**).



Figur 37. Fra grønn laser data til terrengmodell (arbeid til Håkon Sundt)



Figur 38. Fra terrengmodell til hydrodynamisk modell (arbeid til Håkon Sundt)

Etter at utgangsbilder ble tatt opp ved alle tre terskler i juni 2019 ble alle tiltak visualisert i samarbeid mellom Kjetil Rolseth (Rolseth Foto; fotoopptak og – manipulering), Hans-Petter Fjeldstad (hydromorfologisk ekspertise) og Berit Köhler (koordinering av arbeidene; rekreasjonsrelatert

ekspertise). Fotomaterialer av rekreasjonsinfrastruktur og eksempler av eksisterende terskler andre steder (f.eks. celleterskel Mandalselva og Numedalslågen) ble også brukt for manipuleringen.

2.6.2 Resultater

Kvalitativ undersøkelse

En detaljert beskrivelse av alle resultater finnes i HydroCen rapport nr. 9 Skår & Köhler (2019) «Rekreasjonsinteresser i utvidet miljødesign: demovassdrag Nea». De følgende avsnitt er oppsummering av de viktigste funnene fra denne kvalitative undersøkelsen.

Selv om studieområdet kun har et relativt lite antall potensielle brukere med ca. 4000 innbyggere i Selbu og ca. 1000 i Tydal, en ikke veldig stor tilstrømming av turister og selv om den renner ikke gjennom Mebonden som er kommunesenteret i Selbu har Nea elva stor betydning for mange, og den framstår som viktig for Selbubygda.

Lav befolkningstetthet, redusert vannføring på grunn av reguleringa, elvas fysiske beliggenhet og gjengroing bidrar til at elvas estetiske betydning og rekreasjonspotensial er begrenset i forhold til elver som for eksempel preger sentrumsområder. På den annen side har regulanten bidratt til tiltak som kan øke bruken av elva (pers. med. Mari Bern 22.01.2019): Jordbruksarealer langs Nea ble tilgjengeliggjort, rasteplass og handicapfiskeplass har blitt konstruert som følge av reguleringen, og anleggsveier for regulering brukes som adkomstveier for rekreasjonsinteresser. Forbygningene på Årsøya, med bro og småbåthavn er opprettet av Trondhjem Energiverk, mens Statkraft har vedlikeholdsansvar.

Mange informanter framhevet Selbusjøens rolle som bygdas midtpunkt. Det å se sjøen beskrives som en definitiv fordel om hus skal selges, og det finnes også flere flotte rekreasjonsområder nede ved sjøen. Vikaengene og Sjursøya er mye besøkte friluftsområder. Vikaengene fikk status som statlig sikret friluftsområde i 2012. Friluftsområdet har blitt tilrettelagt og påkostet betydelig med hjelp av offentlige midler og noe private midler. Informanter forteller også at det har vært et mye større fokus på og diskusjoner rundt vannstanden i Selbusjøen enn på minstevannføring i Nea. Medieoppmerksomhet rundt Selbusjøen henger trolig sammen med vilkårsrevisjonsprosessen som startet for Selbusjøen i 2004 og ble avsluttet da nytt manøvreringsreglement for Selbusjøen forelå i 2014.

Selv om Nea kanskje ikke kan beskrives som en markant livsnerve i landskapet i dag, promoteres likevel elva i flere sammenhenger. Først og fremst som fiskeelv (se **Bilde 4**), men også i turistbrosjyrer og på ulike friluftskart, og i bøker der Selbubygda og Tydalen beskrives. Man skal heller ikke undervurdere elvas plass i bygdens identitet basert på elvas historiske betydning bl.a. for tømmerfløting, gjennom det storslagne ørretfisket som var, og også mer negative minner knyttet til flom og flomfare. Elvas rolle i lokalsamfunnet bakover i tid blir fyldig beskrevet i bl.a. Odd Rygg sin bok «Storfisk på kroken» (1996).



Bilde 4. Plakater som henger i flere av gapahukene langs elva. Foto: M. Skår

I rekreasjonssammenheng er Nea først og fremst kjent som ei fiskeelv. I dag kan fisket kalles et fritidsfiske, mens fisket i Nea tidligere bidro til husholdet som matauk (Rygg 1996). Denne studien viser at også andre fritidsaktiviteter foregår i Nea i dag: padling, bading, opphold ved elva, turgåing, å gå på skøyter, sykling langs elva og observasjoner av dyre- og planteliv. I tillegg brukes elva av barnehager og skoler for lek og undervisning. Informantenes beskrivelser av aktiviteter i og langs Nea gir et inntrykk av at rekreasjonsaktiviteter knyttet til Nea utover fiske er av begrenset omfang. Elva brukes på mange måter, men det er ikke så mange personer som utøver de ulike aktivitetene. Den begrensede bruken av elva kan som nevnt skyldes lav befolkningstetthet, det at elva ligger litt bortgjemt i landskapet og det at elva har lav og/eller varierende vannføring på grunn av reguleringa.

I tabellene vises det viktige estetiske karaktertrekk ved Nea på de tre hovedstrekningene som vi fant være relevante, en vurdering av deres tilgjengelighet (**Tabell 10**), en oversikt over de ulike observerte og rapporterte rekreasjonsaktiviteter (**Tabell 11**), og forslag til tiltak for å stimulere til økt rekreasjonsaktivitet (basert på intervjudata) (**Tabell 12**).

Tabell 10. Estetiske karaktertrekk ved Nea på de tre hovedstrekningene og vurdering av tilgjengelighet (tabell 4 i Skår & Köhler 2019)

ESTETIKK OG TILGJENGELIGHET			
	Gressli-Dammen - Flora	Flora - Bogstadhølen	Bogstadhølen - utløpet Selbusjøen
Elva i landskapet	Elva følger dalføret, preget av markante elvedaler nedstrøms og oppstrøms Heggsetdammen.	Elva følger Neadalføret. Terskler gir vannspeil.	Elva bukker seg rolig i meandere.
Vannføring	Minstevannføring på 3 m ³ /s fra Gresslimagasinet til Bjørgamagasinet (Heggsetdammen) og 1,5 m ³ /s fra Heggsetdammen i sommerhalvåret. Terskler gir vannspeil.	Minstevannføring på 1,5 m ³ /s i sommerhalvåret. Terskler gir vannspeil.	Stor døgnvariasjon på grunn av effektkjøring. Opp til Ausa er vannføringa mer stabil når Selbusjøen er fylt opp om sommeren.
Elvas synlighet i landskapet	Lite synlig fra RV 705 fordi elva renner i en elvedal litt borte fra veien.	Mer synlig fra bilvei (RV 705 og grusvei), men også her er elva flere steder i ferd med å gro igjen.	Elva er lite synlig i landskapet på grunn av gjengroing og måten den renner i landskapet på. Kun synlig fra bilvei på mindre deler av strekningen.
Tilgjengelighet til elva	På denne strekningen er elva mest tilgjengelig for de som er kjent i området.	Grusveien som går sør for elva øker tilgjengeligheten på denne strekningen.	Dårlig på grunn av gjengroing og svært lite stier eller turveier.

Tabell 11. Ulike observerte og rapporterte rekreasjonsaktiviteter på de tre delstrekningene (tabell 5 i Skår & Köhler 2019).

REKREASJONSAKTIVITETER			
	Gresslidammen – Flora	Flora - Bogstadhølen	Bogstadhølen - utløpet Selbusjøen
Fiske	Ørretfiske flue, sluk, spinnere, markfiske	Ørretfiske flue, sluk, spinnere, markfiske	Ørretfiske. Flue, sluk, spinnere, markfiske. Gjedde.
Padling	Lite padling. Økende interesse.	Ingen informasjon om padling.	Padling med kano og kajak. Økende interesse.
Turgåing	Noe turgåing ved Gresslidammen, fra Græsli til Heggsetdammen	Grusveien sør for elva og RV 705 brukes som gangvei.	Lite turgåing langs elva. Svært lite stier og gangveier.
Gapahuker	En gapahuk åpen for allmenheten.	Åtte gapahuker åpne for allmenheten.	Tre gapahuker åpne for allmenheten.
Daglig omgang med elva	Fiskere. Noe turgåing, sykling bl.a. til Heggsetfoss. Få bosatte.	De som kjører langs elva i tillegg til de som ser elva fra boligen. Fiskere.	Lite. De som kjører over eller langs elva kan noen steder se elva, i tillegg til de som ser elva fra boligen. Fiskere og padlere.
Bading		Bading i terskler.	Rapportert
Camping	Gresslifoss camping ligger ved Nea i Græsli	Selbu camping ved vertshuset Karoline i Flora.	Marienborg camping ved utløpet av Nea
Sykling	Lite aktivitet på samme veiene som turgåing	Rapportert på grusvei og RV 705	Økende interesse for sykling. Nea synlig på deler av strekning fra Flora til Vikvarvet.
Gå på skøyter på Elveisen		Noe aktivitet, rapportert	Lite aktivitet, men rapportert.
Uteskole og barnehager	Noe aktivitet	Noe aktivitet	Noe aktivitet

Tabell 12. Forslag til tiltak for å stimulere til økt rekreasjonsaktivitet på de ulike delstrekninger (basert på intervjudata) (Tabell 6 i Skår & Köhler 2019)

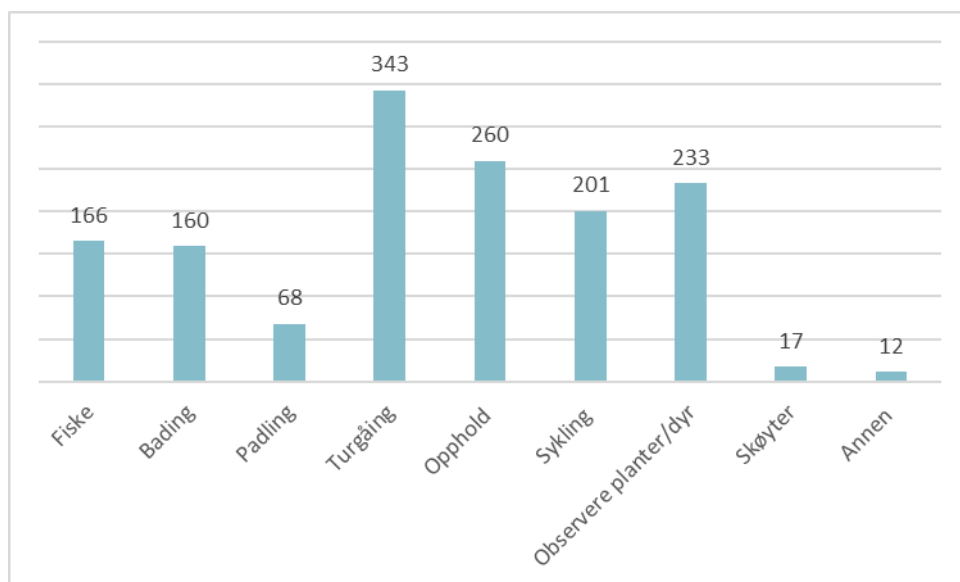
FORSLAG TIL TILTAK FOR Å STIMULERE TIL REKREASJONSAKTIVITET BASERT PÅ INFORMANTINTERVJUER			
	Gresslidammen – Flora	Flora - Bogstadhølen	Bogstadhølen - utløpet Selbusjøen
Fiske	Terskeltiltak (for eksempel elv-i-elv) Minstevannføring om vinteren. Høyere minstevannføring om sommeren. Lik minstevannføring i Tydal enn Selbu. Informasjon om vannføringsregimet på ulike fiskepromoteringskanaler.	Minstevannføring om vinteren. Høyere minstevannføring om sommeren. Informasjon om vannføringsregimet i fiskepromoteringskanaler. Rydding av kantvegetasjon ved utvalgte fiskesteder. Terskeltiltak.	Mer stabil vannføring. Minstevannføring om vinteren. Større vannføring om sommeren. Informasjon om vannføringsregimet på ulike fiskepromoteringskanaler. Skilting, markedsføring og rydding av vegetasjon ved gapahukene. Rydding av kantvegetasjon ved utvalgte fiskesteder. Fiskeutsetting.
Padling	Eventuelt fjerning av terskler eller tilpassing av terskler til passasje med kano og kajakk.	Vurdere fjerning av terskler. Vurdere tilpassing av terskler til passasje med kano og kajakk.	Jevnere vannføring. Høyere vannføring enn når det er på «lavt» nivå. Dybdestudier nødvendig for å estimere egnet vannføringsnivå ulike steder. Informasjon og varsling om vannstand og vannstandsending . Lage ilandstigningsplass for kajaker og kanoer på Årsøya.
Turgåing		Rydding av vegetasjon utvalgte steder langs grusveier og RV 705.	Stier langs Nea, gjerne enklere utforming enn stien som er laget fra Haverneset for å supplere denne. Velge steder i samsvar med vannføring i elva (der det er vannspeil). Stedvisrydding av vegetasjon. Skilting. Benker. Parkeringsmuligheter. Stier inntegnet på UT.no.
Opphold ved elva			Rydding av vegetasjon ved gjengrodd gapahuker. Vurdere å skilte, nedtegne på kart for å promotere bruk for allmenheten, ikke bare fiskere.
Bading	Beholde terskler. Informasjon og varsling om vannstand og vannstandsending.	Beholde terskler. Informasjon og varsling om vannstand og vannstandsending.	Høy nok vannstand om sommeren til at det dannes kulper. Jevnere vannstand for forutsigbarhet. Tilrettelegging for bading utvalgte steder; utgraving av badehøler, parkeringsmuligheter, informasjonsskilt/ fareskilt mm. Informasjon og varsling om vannstand og vannstandsending.
Sykling		Rydde vegetasjon utvalgte steder langs veier.	Rydde vegetasjon utvalgte steder langs veier for å bedre utsikt til elva.
Gå på skøyter på elva	Beholde terskler.	Beholde terskler.	Uaktuelt.

kvantitativ undersøkelse

Den kvantitativ spørreundersøkelse blant lokalbefolkningen i Selbu og Tydal kommune (avsnitt 2.6.1.) hadde en forholdsvis høy responsrate på 35.7 % (526 svar), i tillegg til at 68 turister også returnerte sine utfylte spørreskjemaer. Respondentene i lokalbefolkningen hadde en gjennomsnittlig alder på 59 år og menn var tydelig overrepresentert (kvinner 25.6%; menn 72.8%; 1.6% manglende svar). Turistene hadde en lavere gjennomsnittsalder (39 år), og kjønnsfordelingen var ganske jevn (kvinner 47%; menn 53%).

For å få kvantitativ informasjon om rekreasjonsbruk til lokalbefolkningen ba vi respondentene om å svare på spørsmålet «Har du deltatt i noen av de følgende aktivitetene i eller langs Nea i løpet av de siste 12 månedene?» med svarkategoriene «ja/nei» for å få en kvantitativ oversikt over rekreasjonsbruket av elverommet. Som svarkategorier brukte vi de aktivitetene som vi hadde funnet å være relevante fra den kvalitative undersøkelsen og en åpen kategori «annen aktivitet. Hvilken?».

Resultatene i **figur 39** viser at de fleste respondentene går tur langs Nea, omtrent halvdel oppholder seg ved elva (for eksempel for å slappe av, piknik, lage bål o.l.) og mange observerer dyre- eller planteliv i elverommet. Omtrent det samme antallet respondenter fisker og bader, noen få padler og enda færre gå på skøyter på elveisen om vinteren. Det ble nevnt noen andre aktiviteter med lav bruk (fotografering/2; ri langs elva/2; løping/2; kjøre bil langs elva/3; ute med hundene/2, jakt/1). Det var 84 respondenter (16.5%) som ikke hadde brukt Nea elva i løpet av de siste 12 månedene for noen aktiviteter.



Figur 39. Antall respondenter med rekreasjonsbruk av Nea elva for ulike aktiviteter.

For å teste de visuelle preferansene til respondentene var et av spørsmålene i skjemaet «I hvilken grad liker du det du ser på bildene? Kryss av for den verdien på skalaen som passer deg best. – 3 = Liker svært dårlig og +3 = Liker svært godt. Bildet under (**Figur 40**) viser det visuelle scenarioet for terskel 22 ved Nedre Nea kraftstasjon der terskelen er fjernet:



-3	-2	-1	0	+1	+2	+3

Figur 40. Eksempel på et visuelt scenario brukt i spørreskjemaet med svarskala.

De resulterende gjennomsnittsverdiene vises i figurene **Figur 41** og **Figur 43** for de tre utvalgte stedene og de følgende scenariene:

A: Eksisterende terskel; lavvannføring (LV) (1,5/3,0 m³/s)

B: Eksisterende terskel; rekreasjonsinfrastruktur (RI); LV

C: Endret terskel (senket 1/7, celle 22); LV

D: Fjernet terskel; LV

E: Fjernet terskel; høyere VF (3/6 m³/s)

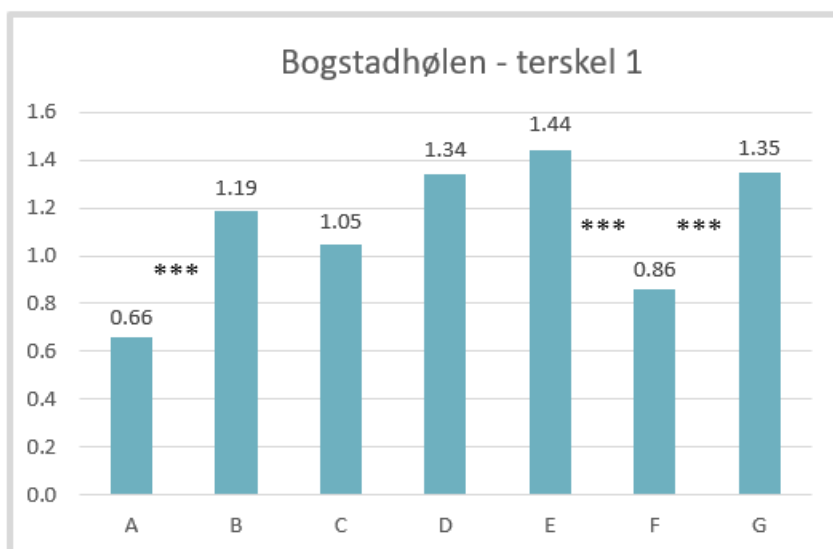
F: Fjernet terskel, LV, RI

Kun for terskel 1 ved Bogstadhølen:

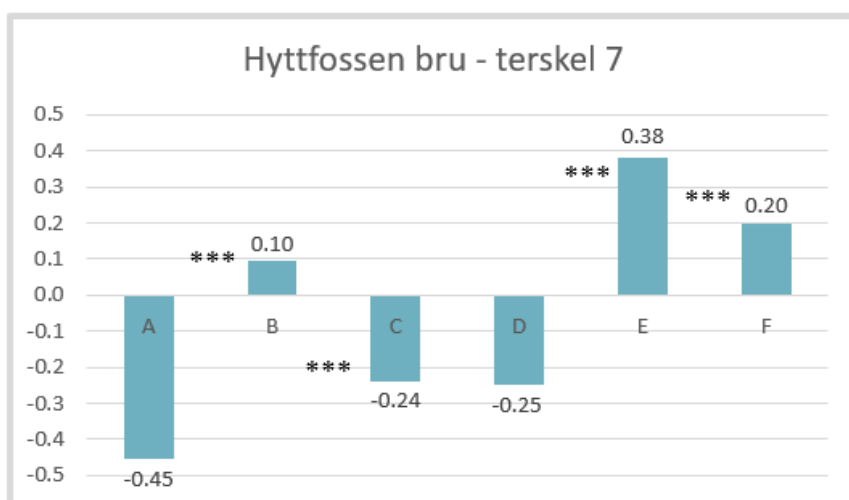
F: Eksisterende terskel, fjernet vegetasjon elvekant

G: Fjernet terskel, LV, RI

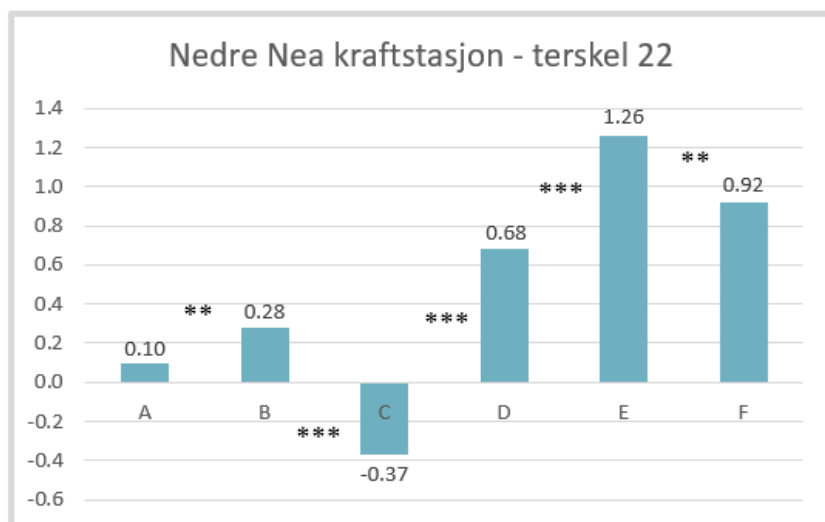
Forskjeller mellom de respektive gjennomsnittsverdiene er vist med signifikansnivåene: *** $p \leq 0,001$; ** $p \leq 0,01$; * $p \leq 0,05$.



Figur 41. Visuelle preferanser for innbyggere i Selbu/Tydal for scenarier med ulike terskeltiltak ved Bogstadhølen (terskel 1). Forskjeller mellom de respektive gjennomsnittsverdiene er vist med signifikansnivåene: *** $p \leq 0,001$; ** $p \leq 0,01$; * $p \leq 0,05$.



Figur 42. Visuelle preferanser for innbyggere i Selbu/Tydal for scenarier med ulike terskeltiltak ved Hyttfossen bru (terskel 7). Forskjeller mellom de respektive gjennomsnittsverdiene er vist med signifikansnivåene: *** $p \leq 0,001$; ** $p \leq 0,01$; * $p \leq 0,05$.



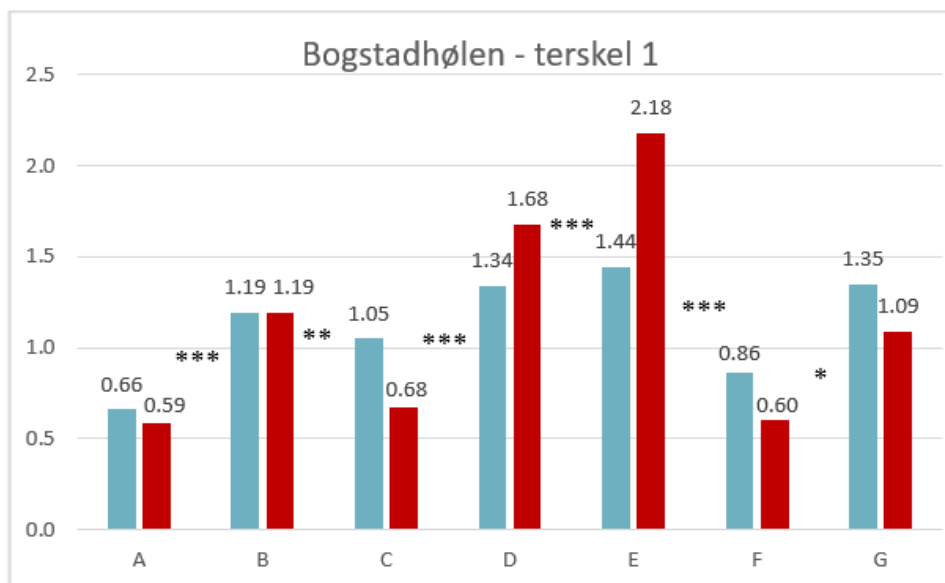
Figur 43. Visuelle preferanser for innbyggere i Selbu/Tydal for scenarier med ulike terskeltiltak ved Nedre Nea kraftstasjon (terskel 22) Forskjeller mellom de respektive gjennomsnittsverdiene er vist med signifikansnivåene: *** $p \leq 0,001$; ** $p \leq 0,01$; * $p \leq 0,05$.

Dagens situasjon får kun positiv vurdering ved Bogstadhølen og knapt ved Nedre Nea kraftstasjon med eksisterende terskler og lavvannføring (scenarier A). Ved terskelen ved Hyttbakken bru er vurderingen negativ. Dataene kan tolkes slik at respondentene i lokalbefolkningen ville sette pris på tilrettelegging av rekreasjonsinfrastruktur i områder til eksisterende terskler siden alle scenarier B får signifikant høyere gjennomsnittsverdier enn scenarier A. Tilrettelegging med rekreasjonsinfrastruktur er også gjennomsnittlig foretrukket for scenarier som viser lavvannføring der terskelen ble fjernet (scenarier F versus D). Ett unntak her er terskel 1 ved Bogstadhølen (scenarier D versus G), der det ikke finnes signifikant forskjell (**Figur 41**).

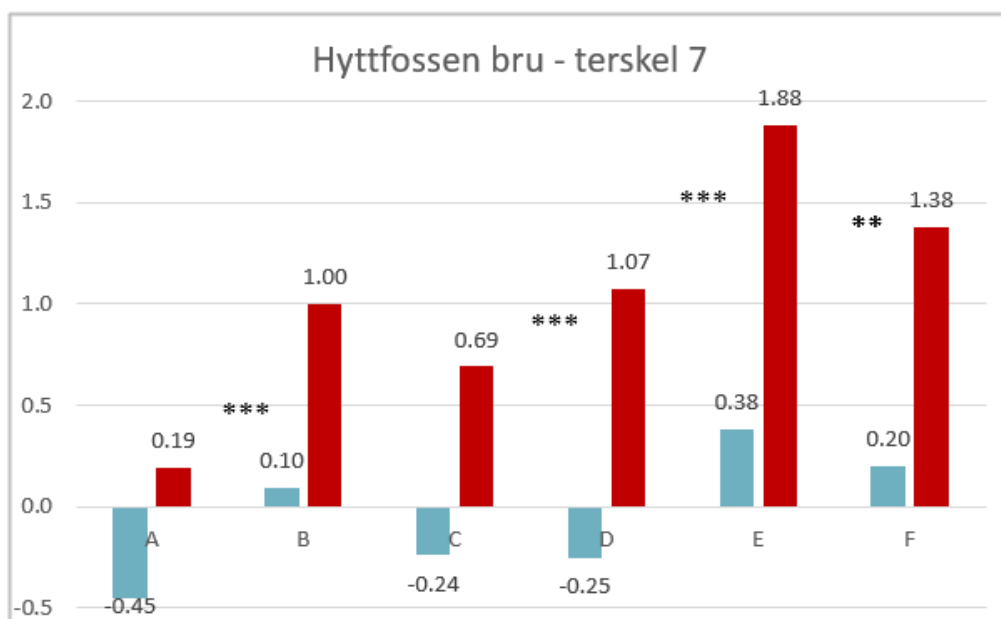
Fjerning av tersklene er visuelt foretrukket foran de eksisterende tersklene på alle tre lokaliteter hvis de vises med samme lavvannføring (scenariene A versus D). Men de scenariene som er mest foretrukket er de som beskriver fjerning av terskler med en fordoblet vannføring (scenarier E). Det er kun for Bogstadhølen at scenario E ikke får en signifikant høyere, men omtrent den samme gjennomsnittlige vurderingen som scenario D (**Figur 41**).

Ved Bogstadhølen og Hyttbakken bru gir det en signifikant visuell forbedring å modifisere de eksisterende tersklene på samme lavvannføring (scenariene A versus C). Med modifiseringen menes det å senke et parti på terskelen med ca. 2m på høyre side. Et unntak her er terskel 22 ved Nedre Nea kraftstasjon der en modifisert terskel - her en såkalt cellesterskel - får en lavere visuell vurdering enn dagens tilstand.

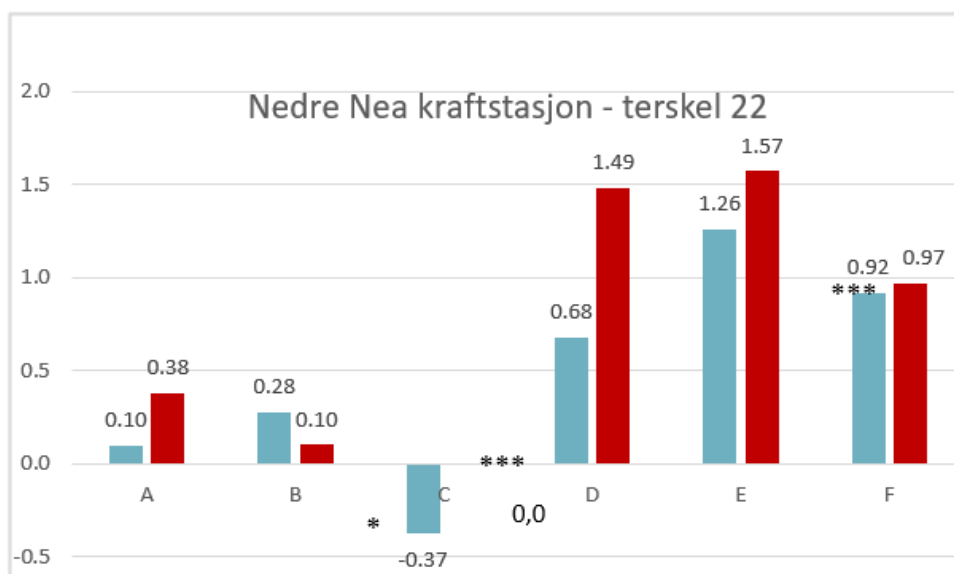
For terskel 1 ved Bogstadhølen inkluderte serien av visualiserte potensielle tiltak et ekstra scenario som viser den eksisterende terskelen og at en del av vegetasjon i elvekant ble fjernet for bedre synlighet av og tilgang til elva (scenario F, Bogstadhølen). Scenario F med fjernet vegetasjon ble vurdert litt høyere enn scenario A, men forskjellen lå på det laveste signifikansnivået ($p \leq 0,017$) (**Figur 44**).



Figur 44. Visuelle preferanser for scenarier med ulike terskeltiltak ved Bogstadhølen. Innbyggere (blå søyler), turister (røde søyler). Forskjeller mellom de respektive gjennomsnittsverdiene er vist med signifikansnivåene: *** $p \leq 0,001$; ** $p \leq 0,01$; * $p \leq 0,05$.



Figur 45. Visuelle preferanser for scenarier med ulike terskeltiltak ved Hyttfossen bru. Innbyggere (blå søyler), turister (røde søyler). Forskjeller mellom de respektive gjennomsnittsverdiene er vist med signifikansnivåene: *** $p \leq 0,001$; ** $p \leq 0,01$; * $p \leq 0,05$.



Figur 46. Visuelle preferanser for scenarier med ulike terskeltiltak ved Nedre Nea kraftstasjon. Innbyggere (blå søyler), turister (røde søyler). Forskjeller mellom de respektive gjennomsnittsverdiene er vist med signifikansnivåene: *** $p \leq 0,001$; ** $p \leq 0,01$; * $p \leq 0,05$.

Turistenes vurderinger er nesten gjennomgående høyere for alle scenarier, og gjennomsnittsverdiene ligger alle på den positive siden av svarskaalen (minste verdi er 0,0 for scenario C, terskel 22). Ellers viser turistenes preferanser mange likehetstrekk med lokalbefolkningens: Tilrettelegging med rekreasjonsinfrastruktur er foretrukket foran dagens tilstand (vurderinger for scenario B versus A). Et unntak her er terskel 22 ved Nedre Nea kraftstasjon, der scenario B får en lavere vurdering enn A. Turistene vurderer også at fjerning av terskler får en høyere vurdering hvis den vises med lavvannføring (scenarier D versus A). Som hos lokalbefolkningen foretrekker turistene aller mest scenario E «fjernet terskel med høyere vannføring». Til en mindre grad er også modifiserte/senkete terskler preferert over dagens tilstand (C versus A). Et unntak her er terskel 22 ved Nedre Nea kraftstasjon der turistene (som lokalbefolkningen) prefererer Scenario A over C. I motsetning til innbyggerne er fjerning av vegetasjon i Bogstadhølen ikke mer attraktivt for turistene, sammenlignet med dagens tilstand (F versus A).

I tillegg til scenarioene med ulike terskeltiltak testet vi også preferansene for elv-i-elv tiltaket, og her var vi interessert i om svar på spørsmål om elv-i-elv endrer seg hvis man informerer om formålet med tiltaket. I starten ble respondentene spurt om en vurdering av et bilde av den eksisterende elv-i-elv strekningen i Nea, uten å gi mer informasjon om selve tiltaket (**Figur 47**).

1. I hvilken grad liker du det du ser på bildene? Kryss av for den verdien på skalaene som passer deg best. -3 = Liker svært dårlig og +3 = Liker svært godt.
NB gi respons på alle bildene hver for seg.



-3	-2	-1	0	+1	+2	+3

Vet ikke

Figur 47. Første spørsmål i surveyen med bildet av elv i elva tiltaket.

Deretter skulle respondentene krysse av for 19 bilder med visualiserte tiltak for tersklene 1, 7 og 22. Etter det igjen ble respondentene spurt om deres vurderinger av samme bilde igjen. Forskjellen denne gangen var at vi gav tilleggsinformasjon om intensjonen med tiltaket (understrekt): «I hvilken grad liker du det du ser på bildet når vi forteller deg at elveleiet er gravd ut på denne måten for å bedre levevilkårene for ørret? Kryss av for den verdien på skalaen som passer deg best. -3 = Liker svært dårlig og +3 = Liker svært godt.»



Figur 48. Preferanser for foto av elv i elva tiltaket (se figur 43) uten og med tilleggsinformasjon om intensjonen med tiltaket til innbyggere (a) og turister (b). Signifikansnivåer: *** $p \leq 0,001$; ** $p \leq 0,01$; * $p \leq 0,05$.

Resultatene viser at lokalbefolkningen vurderte elv-i-elv tiltaket nokså negativt når ingen annen informasjon ble gitt. Den var fortsatt negativ, men signifikant mindre da de fikk tilleggsinformasjon. Turistene var svakt negative innstilt til tiltaket starten, men ble tydelig mer positivt innstilt da de fikk mer informasjon om formålet med tiltaket (**Figur 48**).

I undersøkelsen inkluderte vi også noen mer generelle spørsmål i forhold til Nea elva.

- 1) «Hvor stor betydning har Nea for deg?»
Svarskala var: 0=ingen betydning og til 5=svært stor betydning.
Gjennomsnittet av vurderingene 3.96 (standardavvik 1.15) viser at Nea elva har i snitt en stor betydning for respondentene.
- 2) «Visste du at denne elva er regulert for vannkraftproduksjon?»
På dette spørsmålet svarte 96% «ja», 2% «nei», mens for 2% manglet vi svar, det betyr at de aller fleste er bevisst om at elva er regulert for vannkraftproduksjon.
- 3) «Hva er din holdning til det at Nea er regulert for vannkraftproduksjon?»
Svarskala var: -3=svært negativ og til +3=svært positiv. Gjennomsnittet +1.56 (standardavvik 1.79) viser til en middels positiv holdning mot vannkraftproduksjon i elva. 4% av respondentene krysset av for «vet ikke» opsjonen, og 2.7 % ga ingen svar.

- 4) «Hvor viktig synes du at det er mer vann i Nea om vinteren?» Svarskala: 0= ikke viktig og til +5=svært viktig. Det resulterende gjennomsnittet 3.27 (standardavvik 1.75) betyr at respondentene syns i snitt at det er middels til ganske viktig at vintervannføringen økes. 9% av respondentene var ikke sikkert i sine vurderinger og krysset av «vet ikke», og 2.7% ga ingen svar.

De vurderingene gitt for de spørsmålene 3) og 4) ble også bekreftet ved de utfyllende kommentarene som ble gitt av en rekke respondenter på siste sida av spørreskjemaet. De fleste ser nødvendigheten og fordelene med reguleringen for vannkraftproduksjon, for eksempel i forhold til flomsikring, men de uttaler seg også tydelig om at det finnes tider med for alt for lite vann i elva både i sommer og vinter, og at minstevannføringen i både årstider burde økes.

2.6.3 Konklusjon

Til tross for at undersøkelsesområdet har et relativt begrenset antall potensielle rekreasjonsbrukere, viser våre resultater at Nea har stor betydning for mange mennesker, og at den framstår som viktig for lokalbefolkningen. Rekreasjonsaktivitetene som vi kartla i den første kvalitative delen av undersøkelsen ble bekreftet som de mest relevante i vår kvantitative spørreundersøkelse. Nea er i tillegg til å være en kjent fiskeelv også ei elv som benyttes til en rekke andre aktiviteter, som å gå på tur, oppholde seg ved elva, observere planter/dyr og sykle langs elva, er blant de største.

Majoriteten av lokalbefolkningen har kunnskap om at elva er regulert, og generelt har folk en positiv holdning til vannkraftproduksjon. Imidlertid ønsker mange seg en høyere minstevannføring. Dette svaret fant vi ved spørsmål om minstevannføring på vinteren, men det kom også til uttrykk i de visuelle preferansene for scenarioer på sommeren, der bildene som viste en fordoblet lavvannføring fikk de høyeste vurderingene for alle tre lokalitetene, henholdsvis Bogstadhølen, Hyttfossen bru og Nedre Nea Kraftstasjon.

I de visuelle preferansene for ulike terskeltiltakene var det generelt liten lokal motstand mot fjerning av terskler fra et visuelt perspektiv, da alle scenarier der terskler ble fjernet ble vurdert som en forbedring sammenlignet med dagens tilstand. Dette kom tydelig frem i scenarioene med fjernete terskler ved lavvannføring, og enda mer tydelig for en fordoblet vannføring. En endring i utformingen av disse tersklene ser heller ikke ut til å være konfliktfull, selv ved lavvannføring. Tilsvarende scenarioer ble gitt høyere vurderinger enn dagens tilstand for to av de tre utvalgte stedene (Bogstadhølen og Hyttfossen bru), der senkning av et parti i tersklene ble visualisert. Unntaket var terskelen ved Nedre Nea kraftstasjon som ble modifisert til en celleterskel. At dette scenarioet fikk en lavere visuell vurdering enn dagens tilstand av både lokalbefolkningen og turister kan eventuelt skyldes den spesielle posisjonen som denne terskelen har langs bilveien på strekningen mellom Selbu og Flora.

I nærheten av Nedre Nea kraftstasjon er det utført et miljøforbedrende tiltak kalt «elv-i-elv» og dette ble visualisert i våre undersøkelser. I utgangspunktet ble dette tiltaket vurdert svært negativt blant lokalbefolkningen og mindre negativt blant turistene. Vi fant imidlertid en tydelig positiv effekt av å kommunisere at tiltaket har som formål å bedre levevilkårene for ørret.

I den kvalitative undersøkelsen var tilrettelegging gjennom infrastruktur som stier, bord og benk og skilting, og økning i synlighet av elva gjennom fjerning av noe vegetasjon i elvekanten. Dette ble også testet i den visuelle preferanseundersøkelsen (fjerning av vegetasjon kunne visualiseres kun for Bogstadhølen). Begge typer tiltak ble uten unntak vurdert som en positiv forbedring av dagens tilstand av lokalbefolkningen.

2.7 Gytehabitatundersøkelser

Helge Skoglund

Som andre laksefisk gyter auren ved at hunfisker graver eggene ned i elvegrusen. Det er hunfisker som velger gyteplass og bearbeider gytegroppen, hvor de gjerne gyter en serie med «eggklumper» som blir liggende på rekke nede i grusen. Hunfiskerens valg av gyteplass er av stor betydning for overlevelsen til avkommet. Eggene er avhengig av tilførsel av oksygenrikt vann gjennom hele vinteren, og er også sårbare for uttørking og frost ved lave vintervannføringer. I tillegg vil valg av gyteplass være bestemmende for hvilke habitatforhold som møter yngelen i den sårbare fasen etter at den forlater gytegroppen og skal starte å ta til seg næring og etablere territorier. Auren er derfor selektiv i valg av gyteplass, der de viktigste kriteriene synes å være en kombinasjon av bunnsstrukt, vanddyb og vannhastighet (Crisp & Carling 1989). Kornfordelingen i bunnsstruktet er spesielt viktig, og avhenger også av størrelse til gytefisker. Typiske gyteplasser ligger ofte på utløp av kulper der en finner bunnsstruktet av grus og stein og god vannstrøm, men en finner også gyteområder i andre habitattyper i elvene

Tilbudet av potensielle gyteplasser vil naturlig variere både mellom vassdrag og innad i vassdragene, avhengig av sedimenttilførselen og de hydrauliske betingelsene i vassdragene. Dette vil ofte endre både som følge av reguleringer og fysiske inngrep som terskler. Redusert vannføring vil i mange tilfeller føre til at mange grunne grusbanker som opprinnelig var gode gyteområder i større grad tørrlegges, mens terskelbygging ofte fører til at vannhastigheten reduseres og at elvebunnen tilslammes av mudder og sand.

Den 25-26. september 2019 undersøkte Norce LFI potensielt gytehabitat i Nea på strekningen fra Hegsetdammen og ned til utløpet av nedre Nea kraftverk. Kartleggingen ble utført ved å snorkle og/eller vade på aktuelle vassdragsstrekninger. Gytehabitat ble kartlagt ut ifra kunnskap om typiske gyteområder for aure, samt etter tegn etter gyteaktivitet. Gyteforholdene ble klassifisert ut ifra egnethet og omfang av gytemulighet; *gode gyteforhold* indikerer typiske gyteområder med godt egnet gytesubstat, vannhastighet og dybdeforhold; *flekkvis gytemuligheter* ble brukt om områder med mindre og spredte gytemuligheter; *potensielle gyteområder* indikerer områder med helt eller delvis egnede gytesubstat, men hvor vannhastighet og/eller dybde gitt dagens forhold er mindre gunstig for gyting. Kartleggingen ble gjort tidlig i auren gyteperiode, men det ble observert gyteaktivitet enkelte plasser. Fra utløp av Nedre Nea kraftverk var det på tidspunktet undersøkelsen ble gjennomført for høy vannføring til at snorkling lot seg gjennomføre, men det ble gjort en enklere undersøkelse på utvalgte lokaliteter. Nedenfor følger en beskrivelse av gyteforholdene på ulike elvestekninger, mens en oversikt over kartlagte gyteområder er vist i **vedlegg 6.3**.

Hegsetdammen- Flora (kartblad 1)

Fra dammen og ned til terskelbassenget ved Flora er elven forholdsvis bred og grunn, og preget av lette strykpartier og elvebunn med høyt innslag av grus og mindre stein. Denne strekningen har enkelte partier med svært gode gyteforhold og tilsynelatende gode oppvekstforhold for ungfisk, og det ble også observert gytefisk i aktivitet under kartleggingen. Den grunne elveprofilen fører trolig til at flere av gyteområdene kan bli utsatt for stranding og tørrlegging ved lave vannføringer (**Bilde 5**). Nedover elvestrekningen blir bunnsstrukt i større grad dominert av noe større stein, men det er flere flekker med forholdsvis gode gytemuligheter. I terskelbassenget ned mot Heggset og Flora er det større partier med egnet gytegrus, men området er forholdsvis stilleflytende og delvis nedslammet. Trolig var gyteforholdene her langt bedre før regulering og bygging av tersklene.



Bilde 5. Elvestrekningen nedstrøms Hegsetdammen har gode gyteforhold, men området er grunt og trolig utsatt for tørrlegging ved lave vannføringer.

Flora-Flaknan (Kartblad 2)

Elvestrekingen er preget av flere terskelbasseng og har kun korte partier med hurtigrennende vann mellom bassengene (**Bilde 6**). Det er et høyt innslag av grus i elvebunnen på store deler av området, men elvebunnen i terskelbassengene er i stor grad nedslammet og for stillestående for gyting. Det er forholdsvis gode gytemuligheter på de begrensede strekningene med hurtigrennende vann mellom terskelbassengene. Det ble også observert gyteaktivitet av forholdsvis stor fisk i tilknytning til flere av disse. Trolig vil en større del av innløpsområdene være egnet for gyting dersom det er høy vannføring og dermed hurtigere vannhastighet i gytetiden (merket som «potensielle gyteområder» i kart). Trolig har gyteforhodene vært langt bedre på dette området før regulering og terskelbygging.



Bilde 6. Elvebunnen i tersklene er i stor grad preget av nedslamming som følge av lav vannhastighet, men det ble registret gyteområder i innløp og utløp av flere av tersklene hvor det finnes mer hurtigrennende vann. I kombinasjon med grus og mindre stein som her ved terskel ved Flaknan.

Flaknan- Tuset Langsenget (Kartblad 3)

Elvebunnen på stekningen er jevnt over noe storsteinet for gyting, men det finnes enkelte mindre området med egnet gytegrus «flekvis» spredt på stekningen. Strekingen har tilsynelatende gode oppveksthabitat for ungfisk.

Tuset Langsenget- Heggsetfoss kraftstasjon (Kartblad 4)

Det er gode gyteforhold på de hurtigrennende partiene nedenfor enkelte av tersklene på elvestrekningen. Flere av områdene med grus er for grunne for gyting ved lav vannføring, og trolig utsatt for stranding og tørrlegging ved lave vintervannføringer. Flere av innløpsområdene til tersklene har egnet gytegrus og kan trolig ha et potensial for gyting ved økt vannhastighet. For øvrig er store deler av strekningen preget av stillestående terskelbasseng med lite gytemuligheter.

Heggsetfoss- Rollset (Kartblad 5)

Elvebunnen er generelt noe storsteinet for gyting, men det finnes gytemuligheter spredt («flekvis») på strekningen, hovedsakelig i de hurtigrennende partiene mellom terskelbassengene.

Rollset- Hyttbakkan (Kartblad 6)

Det er egnet gytegrus og stedvis gode gytemuligheter ved like ovenfor og nedenfor terskelen ved vestre Rollset, samt gode gytemuligheter ved Rotlas utløp i hovedelva. Det er også gode gytemuligheter i sideløpet nedstrøms Rotla, men området er trolig utsatt for stranding og tørrlegging ved lave vannføringer. Dette området har trolig økt potensial for gyting ved økt vannføring. Det er også påvist potensielle gyteområder som per nå har for lav vannhastighet da de ligger i terskelbasseng. Disse har større potensial ved en økning i vannhastighet.

Hyttbakkan- Kolstad/Evjøyan (Kartblad 7)

Det ble funnet flere områder med gode gyteforhold spredt på strekningen. Det er påvist egnede gyteområder og gytefisk nedstrøms terskler i fra Hyttbakken og ned mot Måsøya, og mellom Hestøya og Måsøya. Flere av sideløpene har godt egnet gytesubstrat, men er for grunne og/eller har for lav vannhastighet for gyting. Her er det trolig et større potensial for mer gyting ved økt vannføring.

Kolstad/Evjøyen-Selbusjøen (Kartblad 8)

Elvestrekningen ble ikke undersøkt i sin helhet på grunn av for høy vannføring for snorkling. Området like nedstrøms utløpet av Nea kraftverk og ned til Kolset bru synes å ha et høyt innslag av egnet gytesubstrat.

Samlet vurdering

Kartleggingen viser at det er områder med gode gyteforhold både i øvre del av elvestrekningen (nedstrøms Hegsetdammen) og i nedre del (Kolstad). På den øvrige elvestrekningen finnes det stedvis noe gyteforhold, men det er til dels langt mellom gode gytelokaliteter, og tilgangen til gyteområder kan karakteriseres som begrenset. Flere av de registrerte gytelokalitetene ble funnet på forholdsvis grunt vann, og kan bli utsatt for tørrlegging ved lave vintervannføringer.

Terskelbassengene er i stor grad preget av lave vannhastigheter og nedslammet elvebunn, og har generelt dårlige gyteforhold. Det ble funnet gode gyteforhold på innløp og/eller utløp av flere av terskelbassengene, og flere av tersklene synes å være bygget på stekninger hvor det tidligere har vært gode gyteforhold.

3 Diagnose

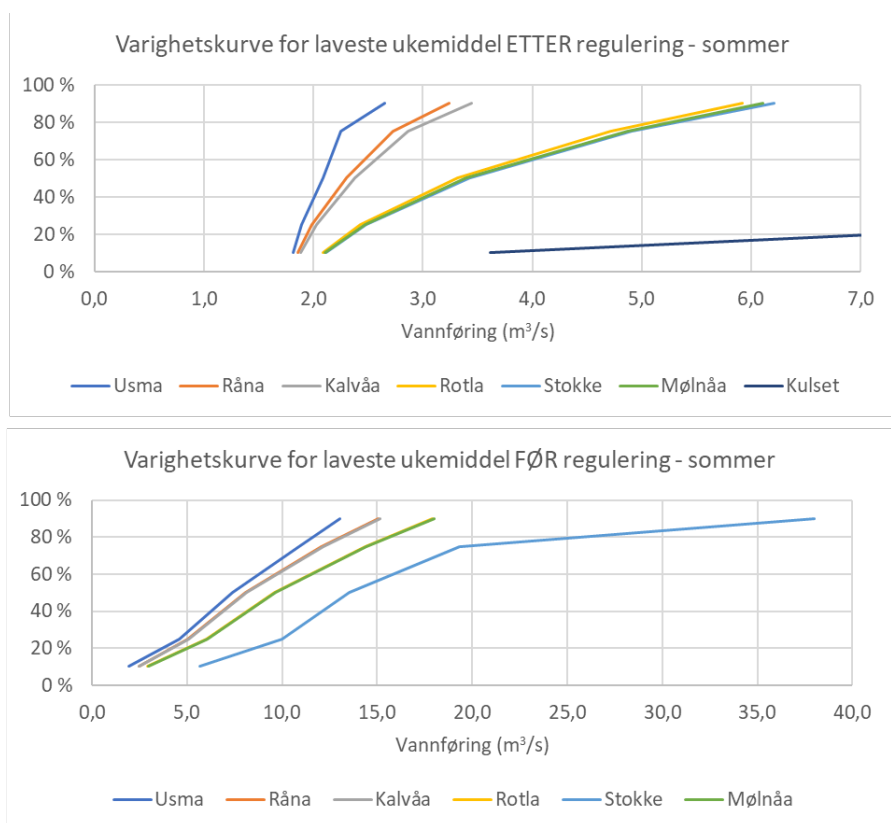
Line Elisabeth Sundt-Hansen, Torbjørn Forseth, Atle Harby og Håkon Sundt

3.1 Hydrologiske flaskehals

3.1.1 Sommervannføring

For å klassifisere i hvilken grad lavvannsperioder på grunn av regulering representerer flaskehals, ser vi på laveste ukemiddel om sommeren, definert som perioden 1. juni til 31. august. Sommervannføring skal gi mulighet for alle livsstadier av ørret til å kunne leve og vokse i elva. For årsyngel er begrensningen hovedsakelig knyttet til areal med gunstige vannhastigheter (Nislow mfl. 2000), mens for eldre ørretunger er skjul trolig viktigere som begrensende faktor. Større stasjonær ørret har behov for skjulplasser i form av tilgang til dypere kulper, som kan fungere som et skjul for predasjon, men også for å få tilgang til vann med lavere temperatur når lufttemperaturen er høy. Alle livsstadier av ørret påvirkes negativt ved høye vanntemperaturer, men spesielt tidlige livsstadier er utsatt. Ved økende vanntemperatur synker oksygeninnholdet i vann og fisken vil da søke etter områder med kaldere temperaturer. Den relative betydningen av disse flaskehalsene er bestemt av hvilket stadium regulering av bestanden skjer på. Hvis tetthetsreguleringen primært foregår på yngelstadiet vil miljøforhold som påvirker tidlig overlevelse og vekst være viktig, mens habitat for eldre ørretunger vil være viktigere der det (også) er tetthetsregulering i senere stadier.

I Nea er bestanden trolig begrenset på et eldre livsstadium, da den effektive gytebestandsstørrelsen er lav (**se kapittel 2.3**). Etter regulering er laveste ukemiddel på sommeren redusert med mellom 65-72 %. I henhold til Forseth & Harby (2013) tilsvarer en reduksjon i laveste ukemiddel over 60 % en *sterk* flaskehals og er den kategorien alle stasjonene blir plassert i (**Tabell 13**). Ved Usma er vannføringen på sommeren lavere enn 2m³/s i 40 % av tiden, mens stasjonene Rånå og kalvåa er under 2m³/s i 30 % av tiden, men aldri over 3,5 m³/s (**Figur 49**). I Nea fra Hegsetdammen og ned til utløp av Nedre Nea kraftverk er det etter regulering en generell redusert vannføring og det er en betydelig redusert vårflo i mai og juni, sammenlignet med vannføringsmønster før regulering (**Figur 5**).



Figur 49. Varighetskurve før og etter regulering for sommer-perioden (juni, juli og august).

Tabell 13. Verdier er simulerte med utgangspunkt i nabovassdraget Garberselva. Stokke er observert før regulering (1930-1961), simulert etter regulering. De tre kolonnene til høyre viser reduksjon i laveste ukemiddel i %. I parentes er det angitt om det er en svak (S) eller moderat (M) flaskehals, i henhold til **tabell 7** i miljødesign håndboka (Harby & Forseth 2013).

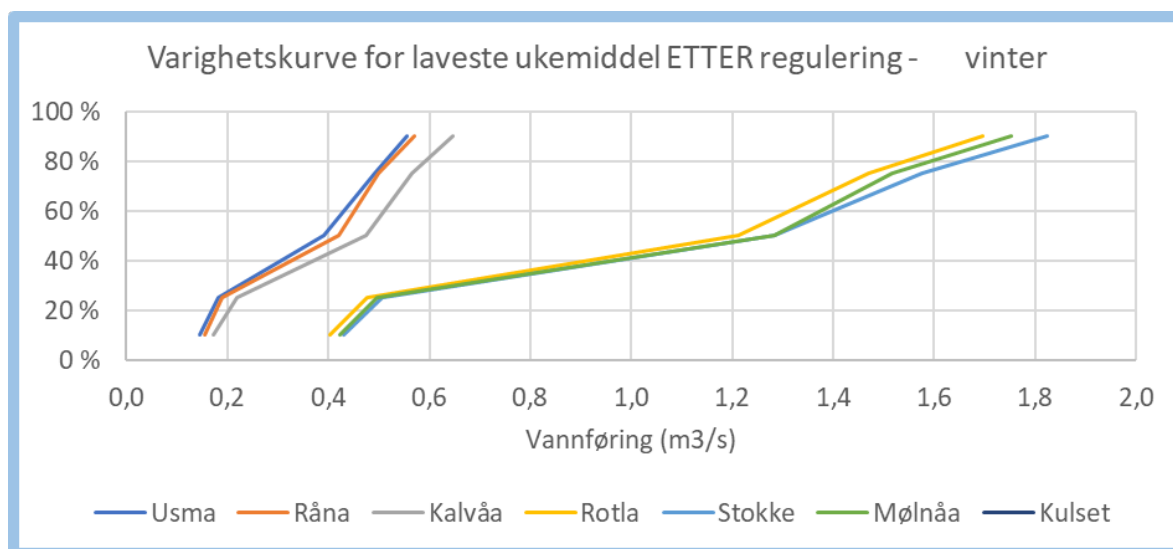
Medianverdi 7-døgns minimum	1930-1961 = FØR regulering			1989-2018 = ETTER regulering			Endring etter regulering (%)	Endring etter regulering (%)	Endring etter regulering (%)
	Laveste ukemiddel sommer (m³/s)	Laveste ukemiddel vinter (m³/s)	Laveste ukemiddel aug og sept (m³/s)	Laveste ukemiddel sommer (m³/s)	Laveste ukemiddel vinter (m³/s)	Laveste ukemiddel aug og sept (m³/s)	Sommer	Vinter	Aug/Sep
Usma 7,8	7,4	3,3	7,5	2,1	0,4	2,1	-71,8	-88,3	-71,8
Råna 9,3	8,1	3,0	8,7	2,3	0,4	2,3	-71,5	-85,9	-73,1
Kalvåa 17,5	8,1	3,0	8,8	2,4	0,5	2,4	-70,8	-84,2	-72,3
Rotla 18,5	9,6	3,5	10,4	3,3	1,2	3,5	-65,4	-65,7	-65,9
Stokke 19,0	13,5	7,0	14,6	3,4	1,3	3,7	-74,6	-81,7	-74,9
Mølnåa 20,6	9,7	3,6	10,4	3,4	1,3	3,6	-64,8	-63,8	-65,2
Kulset 24,5	-	-	-	14,0	25,6	15,2	-	-	-

3.1.2 Vintervannføring

Lav vintervannføring kan redusere vinteroverlevelse hos laksefisk i elv og det er dokumentert en positiv sammenheng mellom økt vintervannføring og ungfisktetthet i flere vassdrag for laks, som i Altaelva

(Næsje et al. 2005) og i Orkla (Hvidsten et al. 2004). Selv om eksemplene referert til her er basert på ungfiskundersøkelser av laks, kan man anta at dette også gjelder ungfisk av ørret, som har en lik livshistorie de første årene i elva (Jonsson & Jonsson 2001). Ørretbestanden i Nea skiller seg fra laksebestander blant annet ved at noen av de voksne individene forblir i elva i hele sitt liv (stasjonære) og inngår i overvintrende bestander og denne gruppen har andre krav til habitat og vanndybde og vannføring enn yngre livsstadier (Jonsson & Jonsson 2001).

Nea har typisk lav naturlig vintervannføringer (på grunn av frost og lavt vintertilsig) og det er her antatt at lavvannsperioder om vinteren representerer sterkere flaskehals enn lavvannsperioder om sommeren. Generelt sett er laveste ukemiddel for alle stasjoner i Nea, bortsett fra Kullset, redusert både sommer og vinter etter regulering (**Tabell 13**). På de tre øverste stasjonene i Nea (**Tabell 13**) ligger laveste ukemiddel mellom 0,4-0,5 m³/s på vinteren. På denne strekningen er elva i gjennomsnitt 75 m bred (standard avvik: 22,3; variasjonsbredde: 29-117 m, målepunkter hver 350 m) og preges av store terskelbasseng og relativt korte strekninger med stryk. Ved vedvarende lave temperaturer (under 0°C) på vinteren vil det være fare for bunnfrysing på strekninger der elva er bred og grunn. Strekningen vil kunne være et potensielt produktivt område ved tilstrekkelig vannføring og vannhastighet. Varighetskurven viser at i de øverste stasjonene av elva er laveste ukemiddel i 90 % av tilfellene 0,7 m³/s (**Figur 50**). Laveste ukemiddel vinter er redusert med 63-88 % sammenlignet med uregulert tilstand. Alle stasjonene klassifiseres som sterk flaskehals i henhold til Forseth & Harby (2013) (**Tabell 13**).



Figur 50. varighetskurve etter regulering for laveste ukemiddel (1989-2018) på vinter.

3.1.3 Andre hydrologiske flaskehals

En annen flaskehals som kan ha betydning for fiskeproduksjon er homogenisering av elveløpet på grunn av utjevne vannføringer, liten variasjon og mangel på flommer, noe som er en vanlig regulerings-effekt. Dette kan avgjøres ut fra en kvalitativ beskrivelse av endringer i habitatsammensetning etter regulering når vannføringen er redusert eller økt (Forseth & Harby 2013). I Neas tilfelle, på strekningen fra Hegsetdammen og ned til utløpet av Nedre Nea kraftverk, har regulering ført til en generell reduksjon i vannføring gjennom året, sammenlignet med før regulering. På store deler av strekningen har elva terskler som gjør at habitatet her er stilleflytende og som har redusert områder med stryk. Dette tas beskrives og diskuteres nærmere i **kapittel 4.1**.

Strekningen fra Hegsetdammen og ned til utløp av Nedre Nea kraftverk har redusert vannføring etter regulering og kan klassifiseres som «sterkt homogenisert», på grunn av grunnere kulper, mindre stryk, og dominans av stilleflytende grunnområder (jevnfør klassifisering i miljøhåndboka, s.30).

3.1.1 Høstvannføring og gytevanstand

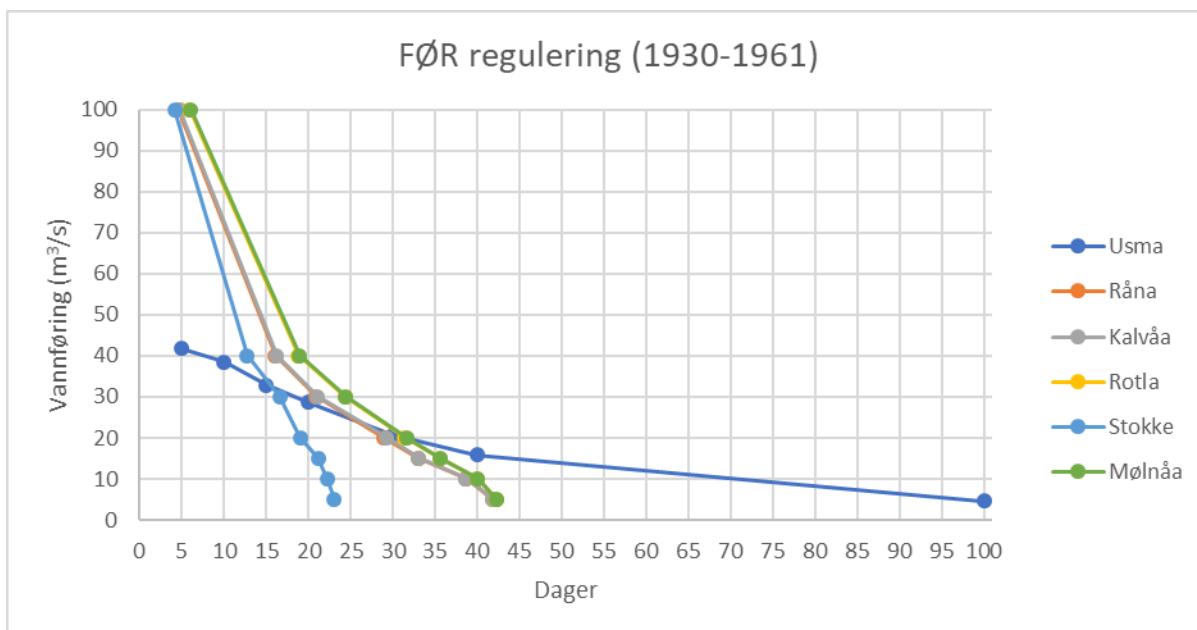
Suksessfull gyting og god overlevelse av rogn er avhengig av tilstrekkelig vannføring både rett før gyting, under gytinga og gjennom vinteren etter gyting. Lav vannføring kan redusere oppvandringsmuligheter, redusere potensielt gyteområde, mens høy vannføring som bare inntreffer under gyting vil kunne forårsake at det legges rogn i områder som på vinteren vil bli tørrlagt og føre til lav overlevelse av rogn. Det er derfor viktig å balansere dette opp mot hverandre.

I Nea er gyteperioden for ørret antatt å være mellom 20.september- 10.oktober (Arnekleiv et al. 2018). For at gyteørret fra Selbusjøen skal kunne nå gyteplassene oppover i Nea må det være tilstrekkelig vannføring til at de kan passere tersklene oppover i vassdraget og vannføringen antas skjønnsmessig å måtte være over ca. $10 \text{ m}^3/\text{s}$ (Arnekleiv & Rønning 2004). Enkelte av tersklene (**Figur 11**) har blitt identifisert som ekstra vanskelig å passere på grunn av høyde og utforming. For disse tersklene kan modifisering forbedre gytefiskens muligheter til å passere og vandre opp og ned gjennom året for de ulike livsstadiene i ørretbestanden (**se kapittel 4.1**). Selv om modifisering av terskelutforming vil øke fremkommeligheten for gytefisk, er fisken fremdeles avhengig av en viss vannføring for å passere. Hvis ikke vil vannføringa være en begrensende faktor for bestandens produksjonsevne.

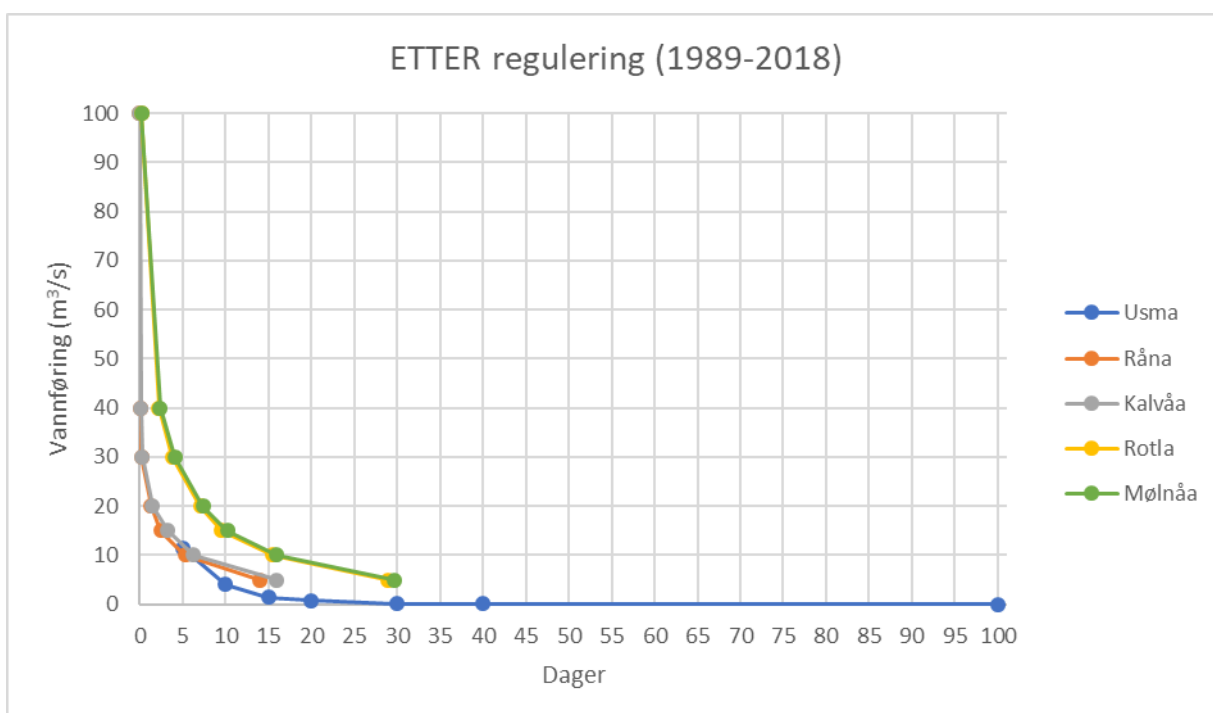
Når vi summerer antall dager med vannføringer på 5, 10, 15, 20, 30, 40 og $100 \text{ m}^3/\text{s}$ får vi en indikasjon på om vannføring er en flaskehals for oppvandring i elva. For å kunne passere de fleste tersklene må vannføring trolig være minimum over $5 \text{ m}^3/\text{s}$ og i tillegg er flere terskler såpass bratte at de krever en betydelig høyere vannføring (i området mellom 10 og $20 \text{ m}^3/\text{s}$) for at gytefisk skal kunne klare å passere disse (se figur 10). I perioden etter regulering (1989-2018) har stasjonene Usma, Råna og Kalvå (stasjoner i Nea) årlig 4-6 dager over $10 \text{ m}^3/\text{s}$, mens stasjonene Rotla og Mølnåa har 16 dager over $10 \text{ m}^3/\text{s}$ (**Figur 52**). På stasjon Kulset er det over 25 dager med en slik vannføring, men denne stasjonen ligger nedstrøms utløpet av kraftverkstunnelen (**tabell 14**). Disse tallene gir en klar indikasjon på at vannføringen i perioden gytefisk skal vandre opp i Nea, fra 1.august- 15.oktober, ikke er tilstrekkelig for at ørret skal kunne passere de fleste tersklene, spesielt ikke de tersklene som har en bratt utforming.

Hvis man sammenligner situasjonen før etter regulering (**Figur 51 og Figur 52**) har det skjedd en betydelig endring etter regulering, ved at vannføringen er sterkt redusert og spesielt i de øvre delene av strekningen (**Tabell 14**). Dette er ikke overraskende, da det er fraført en betydelig mengde vann på strekningen fra Hegsetdammen og til utløpet av kraftverket Nedre Nea. Områdene som er vanskeligst å passere er de som ligger øverst på strekningen, der det heller ikke er noe særlig lokaltilsig som kan øke vannføringen.

I håndboka for miljødesign i laksevassdrag klassifiseres forekomst av gyteområder med tilstrekkelig vannhastighet og sannsynlighet for flaskehals (tabell 9, Forseth & Harby 2013). En klassifisering og vurdering av gytehabitat for ørret i Nea er foretatt av NORCE LFI Bergen (se **kapittel 2.7, vedlegg 6.3**), som har gjennomgått den undersøkte strekningen og klassifisert områdene. Flere potensielle gyteområder har gunstig habitat, men er allikevel ikke egnet på grunn av for lav vannhastighet.



Figur 51. Oversikt over antall dager i perioden 01.08 til 15.10 med vannføring over 5, 10, 15, 20, 30, 40 og 100 m³/s i perioden 1930-1960 (før regulering)



Figur 52. Oversikt over antall dager i perioden 01.08 til 15.10 med vannføring over 5, 10, 15, 20, 30, 40 og 100 m³/s i perioden 1989-2018 (etter regulering)

Tabell 14. FØR regulering (1930-1961) og ETTER regulering (1989-2018) - antall dager i året over vannføring 5, 10, 15, 20, 30, 40 og 100 m³/s i gyteperioden. Stasjonen Stokk er kun data fra før regulering og stasjon Kulset er fra etter regulering.

Vannføring (m ³ /s)	Usma		Råna		Kalvåa		Rotla		Mølnåa		Stokke	Kulset
	Før	Etter	Før	Etter	Før	Etter	Før	Etter	Før	Etter		
5	42	11	42	14	42	16	42	29	42	30	23	26
10	38	4	39	5	39	6	40	16	40	16	22	25
15	33	1	33	2	33	3	36	10	36	10	21	24
20	29	1	29	1	29	2	31	7	32	7	19	22
30	21	0	21	0	21	0	24	4	24	4	17	19
40	16	0	16	0	16	0	19	2	19	2	13	16
100	5	0	5	0	5	0	6	0	6	0	4	3

3.2 Habitatflaskehals

Tersklene i Nea har gjort store områder om til stilleflytende bassenger med lav vannhastighet og fint substrat sammenlignet med den opprinnelige elva, noe som er en vesentlig habitatendring. Større deler av elva har nå en mer innsjø-lignede karakter, med sakteflytende vann og nedslamming av substratet. Dette reduserer skjul for både fisk og bunndyr. Dette vil være en begrensende faktor for produksjon av ørret i Nea. Samtidig gir lavere vannhastigheter og nedslamming en fordel til ørekyt, som trives godt i et slike habitat.

Terskler utgjør i tillegg barrierer for vandring i Nea. Dette gjelder både for gytevandring, men også for muligheten for fri vandring for andre livsstadier hos ørret. Dette kan gi fragmenterte habitatforhold, noe som støttes av genetikkanalyser på ørret som viser at ørretbestanden i Nea har et fåtallig antall gytefisk og genetiske analyser indikerer at vandringshindre begrenser genflyt i bestanden. MiljøDNA (metabarcoding) analyser, i tillegg til konvensjonelle metoder for bunndyrundersøkelser, finner at terskelbassenger som har lavere vannhastighet også har lavere biodiversitet enn strykstrekninger med høyere vannhastighet. Gytehabitatundersøkelsene påpekte at det var flere potensielle gyteområder i terskelbassengene, som ikke benyttes på grunn av for lav vannhastighet og nedslamming. Her ble det også antydnet at høyere vannhastighet vil kunne føre til at flere gyteområder igjen kan bli brukbare.

3.3 Klassifisering av diagnose

Klassifisering av diagnose gis på bakgrunn av resultatet fra de ulike undersøkelsene foretatt i Nea (kapittel 2 og 3) ved bruk av klassifiseringssystem adaptert fra miljødesign håndboka (Forseth & Harby 2013). En oppsummering av flaskehals er vist i **Tabell 15**.

Etter regulering har vannføringen på strekningen Hegsetdammen- utløp kraftverk Nedre Nea blitt sterkt redusert, både sommer og vinter. Laveste ukemiddel sommer er redusert med mellom 65-74% og tilsvarende er laveste ukemiddel vinter redusert med mellom 65-88 % (**Tabell 13**). I miljødesignhåndboka er en reduksjon etter regulering på sommer over 60 % og på vinter over 50 %, klassifisert som sterk flaskehals. Alle stasjonene i Nea har vannføringer etter regulering både sommer og vinter som er klassifisert til kategorien **sterk flaskehals**.

Vannføringen fra start av gyteoppvandring til gyting er også en **sterk flaskehals** i vassdraget, da den begrenser oppvandring over tersklene. Terskler i kombinasjon med lave vannføringer i gyteperioden hindrer gytefisk i å vandre til gyteplasser lengre opp i elva. Dette kan være årsaken til at ørretbestanden i Nea har en svært lav effektiv gytebestand, som igjen gir en høy innavlsgrad (kapittel 2.3).

Lav vannføring på vinter i kombinasjon med elvas morfologi (bred elvebunn, tilpasset en høyere vannføring) kan gi mangel på overvintringssteder for eldre ørret, mangel på dype kulper. Det kan være fare for bunnfrysing eller bunnis som vil være en flaskehals for overlevelse av yngler livsstadier.

I vassdraget er habitatet endret etter regulering, spesielt på grunn av alle tersklene i Nea. Terskelbasseng har lav vannhastighet og bunns substratet her er ofte dekket av fine sedimenter, slik at skjul og gytegrus ikke blir tilgjengelig. Flere gyteplasser fra før regulering er borte, disse har tidligere eksistert der det er terskelbasseng på flere strekninger. Mangel på gyteområder er en **flaskehals** for bestanden, spesielt på enkelte strekninger.

Av andre medvirkende faktorer som kan begrense produksjon er blant annet bestanden av ørekyt som har etablert seg i vassdraget. Ørekyt er meget tilpasningsdyktig til de fleste leveområder, men generelt synes det som om den opptrer i størst antall i grunne, stilleflytende områder. Den oppnår ellers størst tetthet i grunne innsjøer og stilleflytende elver hvor aure er eneste fiskeart i tillegg til ørekyt (Museth mfl. 2007). Undersøkelser gjort i innsjøer viser at i vann med ørret og ørekyt er ørretfangsten redusert med opptil 35 %, sammenlignet med innsjøer med kun ørret (Museth mfl. 2007).

Tabell 15. Oversikt over delstrekninger og flaskehals etter klassifisering adaptert fra Forseth & Harby 2013. Stasjonene benyttet til hydrologianalyser og undersøkelser av potensielt gytehabitat er nokså sammenfallende, men sistnevnte har en stasjon mer øverst i undersøkelsesområdet. Forklaring til verdiene: + forbedret; 0 ingen endring/betydning; 1 svak/lav/liten flaskehals; 2 moderat flaskehals; 3 sterk/høy/stor flaskehals

Hydrologi stasjoner	Stasjoner evaluering av gytehabitat	Habitatflaskehals	Betydning av vannføring (1-3)	Gytevannstand (0-3)	Sommervannføring (+, 0-3)	Vintervannføring (+, 0-3)	Habitatforringelse (0-3)	Homogenisering elveløp (0-3)
	Heggstedammen- Flora		3	2	3	3	2	2
Usma	Flora-Flaknan		3	1	3	3	.2-3	.2-3
Råna	Flaknan- Tuset Langsenget	gytehabitat	3	1	3	3	3	3
Kalvåa	Tuset Langsenget- Heggsetfoss kraftstasjon		3	1	3	3	3	3
Rotla	Heggsetfoss- Rollset (k4)	gytehabitat	3	1	3	3	3	3
Stokke	Rollset- Hyttbakkan		3	1	3	3	2	3
Mølnåa	Hyttbakkan- Kolstad/Evjøyen		2	1	3	3	2	.2-3
Kulset	Kolstad/Evjøyen- Selbusjøen	-	1	1	3	3	0	0

4 Designløsninger og potensielle tiltak

Torbjørn Forseth, Line Elisabeth Sundt-Hansen og Atle Harby

4.1 Terskler

På den 25 km lange strekningen av Nea fra Hegsetdammen og ned til utløpet av Nedre Nea kraftverk ved Kulset, er det nå 32 løsmasseterskler. Tersklene ble bygd i to omganger, først på 1960 tallet i forbindelse med etablering av Heggsetfoss kraftverk i øvre del og deretter i nedre del tidlig på 1990 tallet etter etablering av Nedre Nea kraftverk. På det meste var det totalt 37 terskler, men noen har blitt fjernet og flere har blitt ombygd eller reparert etter skader. Den samlede 34 km lange strekningen fra Hegsetdammen ned til Selbusjøen har vært og er en viktig gyteelv for den storvokste ørretbestanden i Selbusjøen (Arnekleiv mfl. 2017). Ut fra elvearealets størrelse og de dokumenterte lange gytevandringene opp i Nea er det sannsynlig at Nea var det viktigste rekrutteringsområde for ørret i Selbusjøen. I tillegg er det sannsynligvis en liten elvestasjonær bestand av ørret i Nea, en bestand som har avtatt etter terskelbygging og vannkraftreguleringen med sterkt redusert vannføring på strekningen oppstrøms Kulset (Arnekleiv mfl. 2017). Konkurransen fra introdusert ørekyte (på slutten av 1980 tallet) som nå forekommer i store mengder i hele elvestrekningen og predasjon fra introdusert gjedde (vel etablert fra tidlig 2000-tallet) i nedre del har også bidratt negativt til bestandsstørrelsen. Parallelt med reduksjonen av ørretbestanden i Nea har også mengden ørret i Selbusjøen avtatt, med en markant reduksjon i fangstutbytte i prøvefiskeserier (Arnekleiv mfl. 2017). Veksten til ørreten er imidlertid god, og bestanden framstår som rekrutteringsbegrenset.

SWECO har utarbeidet en detaljert tiltaksplan for tersklene (Bjølstad mfl. 2014), men en full revisjon har ikke blitt gjennomført ennå. Noen terskler har blitt fjernet og det ble gjennomført et forsøk med en «elv-i-elv» strekning. Som en del av prosjektet «demovassdrag Nea» har vi arbeidet videre med tersklene og deres estetiske og biologiske funksjon med mål om å skaffe et bedre kunnskapsgrunnlag for tiltak i vassdrag med terskler, både for Nea spesifikt og for innlandsvassdrag med ørret generelt.

I laksevassdrag er fjerning av terskler et opplagt tiltak som kan bedre forholdene for lakseproduksjon betydelig (Forseth & Harby 2013, se Forseth mfl. 2020 for et eksempel). Fjerning av terskler er ikke et like opplagt tiltak i innlandsvassdrag med ørret som dominerende fiskeart. Mens det i laksevassdrag er gyting og oppvekst fram til smoltifisering som er styrende må man i innlandsvassdrag ta hensyn til hele livssyklusen til ørret. I vassdrag med sterkt redusert vannføring kan terskelbasseng som bidrar til større vanddekt areal og dypområder være viktige for overlevelsen til den flergangsgytende voksenfisken.

Basert på tidligere undersøkelser (oppsummert i Arnekleiv mfl. 2006 & 2017), eksisterende tiltaksplan (Bjølstad mfl. 2014) og egne studier (se ovenfor) gir vi nedenfor en vurdering av utfordringene med dagens terskler, beskrivelser av funksjonskrav for terskeltiltak og prinsipper for hvordan tiltakene kan gjennomføres. Et viktig utgangspunkt er at studiene av rekreasjonsbruk (Skår & Köhler 2019) Den visuelle preferansestudien (kapittel 2.7) viser at både tilreisende og lokale kan akseptere til dels betydelige ombygginger av tersklene, særlig om tiltakene kombineres med tilretteleggingstiltak for rekreasjon og kunnskap om at endringene vil bedre forholdene for ørret i elva.

Det er tre hovedproblemer med dagens terskelstruktur:

- fragmentering av elvestrekningen (dårlig habitatsammenheng)
- lav bunndyrproduksjon i terskebassengene
- ubrukbare gyteområder.

Både i eksisterende terskeplan (Bjølstad mfl. 2014) og i NORCE sin kartlegging av strekningen i 2019 (kapittel 2.6) pekes det på at flere av tersklene er utfordrende for oppvandring av gytefisk (**Bilde 7**). De bestandsgenetiske studiene (kapittel 2.4) gir ytterligere god dokumentasjon for at fragmentering av elvestrekningen er et betydelig problem. Beregningene av effektivt antall gytefisk og graden av slektskap

mellom ungfisk viser en klar fragmentering av bestanden og liten bestandsstørrelse sett i lys av at Nea trolig var ei svært viktig gyteelv for ørretbestanden i Selbusjøen og i tillegg hadde en elvestasjonær bestand. En effektiv gytebestand på i størrelsesorden 150 fisk er svært lavt sammenlignet med sannsynlig bestandsstørrelse av ørret i Selbusjøen, noe som tyder på at Nea oppstrøms utløpet av Nedre Nea kraftverk i dagens situasjon har mye mindre betydning som rekrutteringsområder for ørret til Selbusjøen enn tidligere. De genetiske analysene viste også at bestanden er strukturert mellom stasjoner eller deler av elva – altså at det er genetiske forskjeller selv mellom nærliggende stasjoner. Dette gir støtte for en fragmentert bestand på grunn av vandringshindre (terskler) der det er få gytefisk i hvert område.

Selv om det er sannsynlig at alle tersklene kan passeres av oppvandrende gytefisk på høy vannføring (spesielt av stor fisk), vil mange av tersklene være absolutte vandringshindre på lave eller midlere vannføring. Dette innebærer at tidlig oppvandrende gytefisk kan bli stoppet på vei opp til gyteplassene. Dersom det ikke kommer flomperioder utover sensommeren og høsten kan gytefisk bli hindret fra å nå viktige gyteområder i øvre deler. For laks er det også vist at mange terskler som hver enkelt er utfordrende å passere, kan gjøre at gytefisken til slutt gir opp vandringsen (Thorstad & Hårsaker 1998).



Bilde 7. Eksempler på terskler som er henholdsvis svært vanskelig (øvre bilde) eller nesten umulig (nedre bilde) å passere på typiske sommervannføringer. Foto: B. Köhler/NINA

Fragmenteringen av strekningen på grunn av terskler er ikke bare et problem for oppvandrende gytefisk. Også ungfisk og elvestasjonær ørret kan ha næringsvandring innen ei elv, eller vandring mellom

overvintringsområder og oppvekstområder om sommeren. På en enda finere skala kan variasjoner i vannføring eller andre miljøforhold gi ulike områder som er spesielt egnet for eller lite egnet for næringsøk gjennom en vekstsesong, som det er viktig at fisken kan utbytte gjennom kortere vandringer. Generelt er fragmentering av elver vurdert som en stor trussel mot fisk og fiskeproduksjon, og reetablering av frie vandringsveier og habitatsammenhenger er viktige tiltak for å bedre forholdene. Nea er i store deler av året stykket opp i 33 mer eller mindre isolerte enheter, der hverken ungfisk eller voksenfisk fritt kan passere.

Den andre utfordringen med tersklene er lav bunndyrproduksjon. Store terskelbasseng er habitatmessige mer homogene enn elvestrekninger som veksler mellom stryk, glattstryk, kulper og grunnområder, og har andre bunndyrsamfunn tilpasset mer stillestående vann. Den omfattende kartleggingen av bunndyr i dette prosjektet (kapittel 2.5) viser et mønster der det er flere arter i strykstrekningene mellom enn i bassengene, og at bunndyrtetthetene generelt var mye lavere enn forventet for regionen. Dette innebærer at produktiviteten per arealenhet for bunndyr er redusert på grunn av tersklene. Samtidig er det slik at tersklene gir et større vanddekt areal og flere av terskelbassengene har dypområder som kan være viktig både for overvintring og som skjulplasser for større fisk. En eventuell reduksjon i areal av terskelbasseng må derfor avveies mot tapet i totalt vanddekt areal og dypområder ved endringer i tersklene.

Den tredje utfordringen er tap av gyteområder etter terskelbygging. Kartlegging av eksisterende og potensielle gyteområder i prosjektet (kapittel 2.6) viste at det var relativt få og små gyteområder på strekningen under dagens forhold, og det var flest slike i øvre deler (opp mot Flora). Samtidig var det også områder med egnet gytegrus, men hvor andre miljøforhold tilsa at de ikke er egnet til gyting i dag. Dels skyldes dette at gytegrusen lå i terskelbasseng med for lave vannhastigheter og dels at grusen lå i sideløp der det er stor fare for stranding eller tørrlegging av groper. Også slike områder var det spesielt mye av i øverste del, opp mot og ved Flora. Disse øvre områdene er og kan bli spesielt viktige rekrutteringsområder, samtidig som de ligger lengst opp med mange nedstrøms vandringshindrende eller forsinkende terskler for gytefisken fra Selbusjøen.

En tilleggsutfordring med tersklene er at de kan favorisere ørekyte, som i alle fall i noen grad kan være en konkurrent til ørretunger (Muset mfl. 2007). De stillestående terskelbassengene og særlig små sideløp i tilknytning til disse er foretrukne områder for ørekyte, mens ørretunger dominerer i strykstrekninger. Gjedde foretrekker også mer stilleflytende deler av elver, men både tidligere kartlegginger og bruk av miljø-DNA (kapittel 2.5) viser at gjedde bare forekommer i det nederste terskelbassenget. Fordi gjedde har forkommet så vidt lenge i vassdraget og fordi også gjedde kan passere terskler, kan det spekuleres om terskelbassengene lengre oppe er lite egnet som habitat for gjedde. Vi vurderer det uansett som lite sannsynlig at det er tersklene i seg selv om hindrer spredning av gjedde oppover i Nea.

4.1.1 Funksjonskrav til terskeltiltak

Basert på de identifiserte problemene med dagens terskler ble det identifisert tre funksjonskrav i prioritert rekkefølge:

1. Reetablering av frie vandringsveier
2. Sikring og reetablering av ubrukte gyteområder
3. Sikre dypere overvintringsområder og vanddekt areal

Det viktigste funksjonskravet til eventuelle terskeltiltak er altså at tiltakene reetablerer frie vandringsmuligheter på hele strekningen både for gytefisk og ungfisk av ørret. Dette vil være svært viktig både for rekrutteringen av ørret til Selbusjøen, for forekomsten av stor gytefisk i Nea og for produksjonen av både vandrende og elvestasjonær ørret i Nea.

Det neste viktige funksjonskravet er at de relativt store potensielle gyteområdene fordelt over hele strekningen, men spesielt mye i øvre deler, kommer i funksjon igjen. Dette vil kreve høyere vannhastigheter over gyteområdene i gyteperioden (trolig i oktober). Det må også sikres at disse

områdene forblir vanddekte gjennom vinteren og fram til klekkingen. Det er også noen sideløp med gytegrus der endringer i innløpet kan sikre både at gyting vil finne sted og at eggene overlever lavvannsperioder om vinteren.

Det siste funksjonskravet er knyttet til den romlige fordelingen av ulike habitattyper langs elvestrengen. Både oppvandrende og overvintrende gytefisk fra Selbusjøen og elvestasjonær ørret har behov for de dypere delene av terskelbassengene til skjul og overvintring. Det må derfor være en god del slike områder på strekningen. Fordi Nea har sterkt redusert vannføring i et bredt elveleie, må det også tas hensyn til tap av vanddekt areal ved endringer på tersklene. Selv om strykstrekningene er mer produktive for bunndyr enn terskelbassengene så kan arealtapet ved for eksempel fjerning av tersklene gi netto tap i produksjon. Terskelbassengene har også betydning for det visuelle inntrykket av elva, der for eksempel forsøksstrekningen med «elv i elv» var dårlig likt blant innbyggerne i Selbu (selv om de var mindre negative med informasjon om formålet).

Tilstrekkelig med dype områder kan også ha betydning for utøvelse av fiske. Nea markedsføres som et viktig område for fritidsfiske etter stor ørret, og det har vært gjennomført tilretteleggingstiltak for fiskere (skilting og gapahuker). Dypere områder med noe vannstrøm i overkant og nedstrøms tersklene kan være attraktive fiskeområder.

4.1.2 Prinsipper for terskeltiltak

Vårt viktigste forslag til tiltak er å åpne vandringsveiene i så godt som alle tersklene gjennom å senke deler av terskelkronene og bygge ramper i en vandringskanal. Rampene skal ta ut høydeforskjellen over en forlenget strekning (lengre enn dagens terskelbredde) slik fisk kan svømme fra kulp til kulp. Løsningen er beskrevet i «Tiltakshåndbok for bedre fysisk vannmiljø» (Pulg mfl. 2018), og en prinsippskisse fra tiltakshåndboka er gitt i **Figur 53**. Denne tiltakstypen foreslås for høydeforskjeller (mellom over- og undervann) på mindre enn 5 m (slik tersklene i Nea har) og hvor det meste av vannet kan disponeres i vandringsløsningen. Mens figuren skisserer en løsning som dekker hele elvetverrsnittet forslår vi altså at en slik ombygging gjøres i deler av terskelkrona, gjerne på vekslende sider avhengig av elvas meandering (eller midt i på rettstrekninger). Det er en fordel om vandringskanalen starter og ender på de dypeste delene av terskelbassengene (dypålen, om en slik finnes).

I noen områder er det relativt store arealer med gytegrus i sideløp, som dels er nedsiltet, dels har for lave vannhastigheter og dels ikke har sikker vannføring gjennom lavvannsperioder om vinteren. I slike områder kan endringer i innløpet med annen fordeling av vann mellom løpene sikre at gyteområdene tas i bruk. Også her kan den hydrauliske modellen som er satt opp for strekningen brukes til å teste ulike tiltak.

4.1.3 Forventet effekt av tiltakene

Stikkordsmessig forventes følgende effekter av en full revisjon av terskelområdene i Nea:

- Bedre rekruttering og dermed økte bestandsstørrelser av ørret til både Nea og Selbusjøen
- Bedre miljøforhold for ørret og dårligere for gjedde og ørekyte
- Fortsatte gode overvintringsforhold
- Sannsynligvis bedre fiskemuligheter
- Fortsatt vannspeil som del av landskapet i store deler av strekningen

I tillegg vil ytterligere tilretteleggingstiltak gjøre Nea til et mer attraktivt område for rekreasjon. Dette kan stikkordsmessig være (Skår & Köhler 2019):

- Skogrydding og åpning av innsyn på sentrale punkter (men ikke fjerning av vesentlig kantvegetasjon)
- Merkede stier langs elva og skilting
- Benker, bord og bålplasser

4.2 Vannbank

En vannbank er et tiltak som skal gjøre det mulig å slippe vann til miljøformål, spesielt tilpasset viktige livsstadier for fisken, for å redusere flaskehalsen som skyldes vannføring. Utgangspunktet for beregningene av vannslipp fra vannbank i denne rapporten er å holde seg innenfor samme vannmengde som dagens slipp. Det tas forbehold om at det kan ligge tekniske begrensninger i anlegget som kan påvirke muligheten til slipp av vann slik det er skissert og beregnet i denne rapporten. I reguleringsreglementet for Nea er det pålagt minstevannføring på strekningen Hegsetdammen-Bogstadhølen på 1,5 m³/sek om sommeren (1.5. – 1.10.), mens det ikke er pålagt vannslipp i vinterhalvåret. Det pålagte vannslippet er beregnet å utgjøre et totalt volum på 19,09 millioner m³ som er utgangspunktet for forslag til vann tilgjengelig i en vannbank for sesongslipp over et år (**Tabell 16**). En av de store flaskehalsene for ørretbestanden i Nea er tilgang til gyteområder for gyteørret som skal vandre opp fra Selbusjøen. Dette er bekreftet ved hjelp av genetiske analyser som viser at det er en svært lav effektiv gytebestand i Nea (se **kapittel 2.2**). Gyteområdene i Nea ligger spredt oppover i elva (se **vedlegg 6.3**, kart over potensielle gyteområder) og gytefisk må passere flere terskler på vei til disse områdene.

Ved å se på det totale vannslippet over året (**Tabell 16**) og tilpasse dette til de hydrologiske flaskehalsene som er påvist i denne rapporten viser vi at det også innenfor dagens rammer kan gjøres endringer i vannslipp som bedrer oppvandringsforholdene for gyteørret og forbedrer konnektivet i denne perioden. En av hovedprioriteringene som er gjort ved fordeling av vannslipp i **Tabell 16** er at det skal bedre mulighetene for passering av terskler for gytefisk, ved å sikre en viss vannføring gjennom oppvandringsperioden. Det er foreslått at det i perioden 1/8- 31/9 slippes mer vann i kortere perioder som hentes fra vann tilgjengelig i vannbank, med formål å lokke gytefisk til å vandre oppover i elva. Volumet tilgjengelig for et slikt slipp er 3,46 millioner m³ (**Tabell 16**). Den andre prioriteringen som ligger til grunn er at det skal sikres en minstevannføring på vinteren for å øke overlevelse av yngel og eldre individer, spesielt i de øvre områdene av Nea nærmest Hegsetdammen. Dette er tiltak som vil gi en økning av produksjonen, selv om begrensningene i dagens reglement fremdeles vil gjøre at vannføringen er en stor flaskehals med tanke på tilgang til gyteområder.

Tabell 16. Beregning og forslag til bruk av vannbank delt opp over året i periode (dato), antall dager, vannslipp, volum og vannføring.

Periode	Dager	Vannslipp [m ³ /s]	Volum (mill. m ³)	Beskrivelse
1/1 - 31/5	151	0,2	2,61	Jevnt slipp
1/6-30/6	30	0,77	2,00	Jevnt slipp
1/7-31/7	31	1,2	3,21	Jevnt slipp
1/8-20/8	20	1	1,73	Jevnt slipp
21/8-31/8	11	1	0,95	Høyere i perioder
1/9-30/9	30	1	2,59	Høyere i perioder
1/10-15/10	15	1,5	1,94	Jevnt slipp
16/10-31/12	77	0,2	1,33	Jevnt slipp
sum	365		16,36	Jevnt slipp
Tilgjengelig for vannbank	8	5	3,46	5 m ³ /s slipp ved behov
Totalt vannslipp			19,82	

4.2.1 Konklusjon

Ved å se de ulike undersøkelsene foretatt i denne rapporten i sammenheng (hydrologi, elvemorfologi, populasjonsgenetikk, biodiversitet og miljøDNA analyser, rekreasjonsbruk og estetiske forhold og gytehabitatundersøkelser) peker de på et felles sett med faktorer som utgjør en flaskehals for ørretbestanden og naturmangfold i Nea.

Vannføringsdata viser at vannføring i perioden før gyting er lav og ikke ofte over 10 m³/s, noe som er en flaskehals for gytevandring og som vil begrense produksjon i elva. Lave sommer- og vintervannføring er en flaskehals siden disse er betydelig redusert med henholdsvis 60 og 50 prosent etter regulering på strekningen fra Hegsetdammen til utløpet av Nedre Nea kraftverk. Kombinasjoner av lav vannføring og et bredt elvetverrsnitt kan gi nedsatt overlevelse hos ørret yngel om vinteren.

I kombinasjon med lave vannføringer er terskler barrierer for gytevandring og forflytninger av ungfisk. I terskelbassengene er vannhastigheten lav, noe som gjør at fint sediment dekker over bunnssubstratet, da tersklene også fungerer som barrierer for sedimenttransport. Konkurrerende invaderende arter som ørekyt (for Nea), får en konkurransefordel i terskelbassenger da de foretrekker vann med lav vannhastighet og gjør det dårligere i konkurranse med ørret der det er høyere vannhastigheter.

Tersklene er identifisert som en sterk flaskehals for ørretbestanden og det er utarbeidet et forslag til terskeltiltak og modifisering av terskelutforming, basert på funnene i denne rapporten. Grunnet utfordringene som det pekes på med dagens terskler er det identifisert tre funksjonskrav i prioritert rekkefølge; 1) reetablering av frie vandringsveier, 2) sikring og reetablering av ubrukte gyteområder og 3) sikring av dypere overvintringsområder og vanddekt areal. Disse nye tiltakene vil kunne bedre rekruttering og dermed økte bestandsstørrelser av ørret i både Nea og Selbusjøen, bedre habitatforhold for ørret og gjøre miljøforholdene mindre gunstige for gjedde og ørekyte, bedre overvintringsforhold og beholde vannspeil som del av landskapet på store deler av strekningen.

Forslag til bruk av vann i henhold til «vannbank-prinsippet» er gjort med tanke på å redusere de viktigste hydrologiske flaskehalsene for ørretproduksjonen. Gitt dagens vannføringsreglement er det utarbeidet et vannbankkonsept for Nea på denne strekningen, noe som særlig kan gi gytefisk bedre muligheter til oppvandring til gyteplasser, men også bedre overlevelse av elvelevende ørret i sommer- og vinterperioden.

De foreslåtte tiltakene til modifisering av terskler i Nea, i kombinasjon med vannbankforslag vil kunne gi store forbedringer for naturmiljøet i Nea.

5 Referanser

- Aagaard, K. & Dolmen, D. 1996. Limnofauna Norvegica. Tapir forlag.
- Aagaard, K., Bækken, T. & Jonsson, B. 2002. Felles instituttprogram. Virkninger av forurensninger på biologisk mangfold: Vann og vassdrag i by- og tettstednære områder. Sluttrapport 1997-2001. NINA Temahefte 19 19
- Aagaard, K., Hågvar, S. 1987. Sjeldne insektarter i Norge 1. Økoforsk utredning nr. 6. Program for anvendt økologisk forskning. Økoforsk.
- Anonym. 2018. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Direktoratgruppen for gjennomføringen av vanndirektivet.
- Arnekleiv, J.V., Hellesnes, I., Lindstrøm, E.A. & Bongard, T. 1997. Vannkvalitet, begroing og bunndyr i Nea 1993-1995. Del 11. Forholdene etter regulering. Vitenskapsmuseet Rapp. 2001. Ser. 1997, 10
- Arnekleiv, J.V. & Rønning, L. 2004. Migratory patterns and return to the catch site of adult brown trout (*Salmo trutta* L.) in a regulated river. River Research & Applications 20: 929-942.
- Arnekleiv, J.K., Raddum, G.G., Sandnæs, T.O., Fjellheim, A. Og Fergus., T. 2006. Evaluering av terskler som avbøtende tiltak i et utvalg vassdrag i Vest- og Midt-Norge. NVE Rapport nr. 3 Miljøbasert vannføring.
- Arnekleiv, J.V., Rønning, L. & Kjærstad, G. 2008. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Rotla 2007-2008. NTNU Vitenskapsmuseet Zoologisk notat 2008-6
- Arnekleiv, J.V., Hesthagen, T., Sjørnsen, A.D., Sandlund, O.T., Rønning, L., Berger, H.M. og Museth, J. 2017. Fiskebiologiske undersøkelser i Selbusjøen og Nea med sideelver i 2016. – NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2017-2: 1-86
- Åström, J., Birkemoe, S. Dahle, T., Davey, M., Ekrem, T., Endrestøl, A., Fossøy, F., Nystad Handberg, Ø., Hanssen, O., Magnussen, K., Majaneva, M.A.M., Navrud, S., Staverløkk, A., Sverdrup-Thygeson, A., Ødegaard, F. 2020. Forslag til nasjonal insektovervåking - Erfaringer fra et pilotforsøk samt en nyttekostnadsanalyse. NINA rapport 1725. Norsk institutt for naturforskning.
- Barba, B., Larranaga, A., Otermin, A., Basaguren, A. & Pozo, J. 2010. The effect of sieve mesh size on the description of macroinvertebrate communities. Limnetica 29(2): 211-219.
- Biggs, J., Ewald, N., Valentini, A., Gaboriaud, C., Dejean, T., Griffiths, R.A., Foster, J. Wilkinson, J.W., Arnell, A., Williams, P., Dunn, F., Brotherton, P. 2015. Using eDNA to develop a national volunteer-based monitoring programme for the Great Crested Newt (*Triturus cristatus*). Biol. Conserv. 183: 19–28.
- Birk, S., Bonne, W., Borja, A., Brucet, S., Courrat, A., Poikane, S., Solimini, A., van de Bund, W., Zampoukas, N., Hering, D. 2012. Three hundred ways to assess Europe's surface waters: an almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive. Ecol Indic 18: 31–41.
- Bjølstad, O.K.H. 2014. Detaljplan for landskap og miljø. Nea – tiltak for terskler og biotopiltak i Selbu kommune. SWECO Rapport, Oppdragsnummer 584861. SWECO Norge AS Energi, Trondheim.
- Bonada, N., Prat, N., Resh, V.H. & Statzner, B. 2006. Developments in aquatic insect biomonitoring: A comparative analysis of recent approaches. Annual Review of Entomology 51: 495-523.
- Bongard, T. & Rønning, L. 1993. Flate- og volumberegninger av elvebunn som metode for å beskrive bunndyrhabitat. Notat Zool. Avd
- Bongard, T., Arnekleiv, J.V. & Solem, J.O. 1994. Bunndyr og fisk i Rotla før og etter regulering. II Etter regulering. NTNU Vitenskapsmuseet Rapport Zoologisk Serie
- Bongard, T. & Aagaard, K. 2006. BIOKLASS. Klassifisering av økologisk status i norske vannforekomster - elver. Forslag til bunndyrindeks for definisjon av Vanndirektivets fem nivåer for økologisk status. NINA Rapport NINA Rapport 113, 28 s. Norsk Inst. for Naturforskning.

- Bongard, T., Diserud, O.H., Sandlund, O.T. & Aagaard, K. 2011. Detecting Invertebrate Species Change in Running Waters: An Approach Based on the Sufficient Sample Size Principle. *Benthem Open Environmental & Biological Monitoring Journal* 4: 72-82.
- Bongard, T., Johansen, K. & Munkeby, T.B. 2018. A New Sampling Protocol and Intercalibrated Index for Invertebrates in Running Water. NINA Report 1548. ISBN: 978-82-426-3286-9. Norwegian Institute for Nature Research
- Bruteig, I.E., Endrestøl, A., Westergaard, K.B., Hanssen, O., Often, A., Åström, J., Fossøy, F., Dahle, S., Staverløkk, A., Stabbetorp, O. & Ødegaard, F. 2017. Fremmede arter ved planteimport - Kartlegging og overvåking 2014-2016. NINA Rapport 1329. Norsk institutt for naturforskning.
- Bundschuh, M. & McKie, B.G. 2016. An ecological and ecotoxicological perspective on fine particulate organic matter in streams. *Freshwater Biology* 61(12): 2063-2074.
- Callahan, B.J., McMurdie, P.J., Rosen, M.J., Han, A.W., Johnson, A.J.A., Holmes, S.P. 2016. DADA2: High-resolution sample inference from Illumina amplicon data. *Nature Methods* 13: 581.
- Callahan, B.J., McMurdie, P.J., Holmes, S.P. 2017. Exact sequence variants should replace operational taxonomic units in marker-gene data analysis. *The ISME Journal* 11: 2639.
- Cao, Y., Williams, D.D. & Williams, N.E. 1998. How important are rare species in aquatic community ecology and bioassessment? *Limnology and Oceanography* 43(7): 1403-1409.
- Cao, Y., Williams, W.P., Bark, A.W. 1997. Effects of sample size (replicate number) on similarity measures in river benthic Aufwuchs community analysis. *Water Environment Research* 69(1): 107-114.
- Carter, J.L. & Resh, V.H. 2001. After site selection and before data analysis: sampling, sorting, and laboratory procedures used in stream benthic macroinvertebrate monitoring programs by USA state agencies. *Journal of the North American Benthological Society* 20(4): 658-682.
- Caruso, V., Song, X., Asquith, M., Karstens, L. 2019. Performance of microbiome sequence inference methods in environments with varying biomass. *mSystems* 4(1): e00163-18.
- Cereghino, R., Cugny, P. & Lavandier, P. 2002. Influence of intermittent hydropeaking on the longitudinal zonation patterns of benthic invertebrates in a mountain stream. *International Review of Hydrobiology* 87(1): 47-60.
- Chiasson, A. 2009. Bootstrapping to investigate the effect of number of macroinvertebrate samples on confidence limits of the mean. *Environmental Monitoring and Assessment* 149(1-4): 53-59.
- Christie, M. R., Marine, M. L., Fox, S. E., French, R. A., & Blouin, M. S. 2016. A single generation of domestication heritably alters the expression of hundreds of genes. *Nature Communications*, 7: 10676.
- Christie, M. R., Marine, M. L., French, R. A., & Blouin, M. S. 2012. Genetic adaptation to captivity can occur in a single generation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109: 238-242.
- Crisp, D. T., & Carling, P. A. 1989. Observations on siting, dimensions and structure of salmonid redds. *Journal of fish biology*, 34(1), 119-134.
- Deiner, K., Fronhofer, E., Mächler, E., Walser, J.C. & Altermatt, F. 2016. Environmental DNA reveals that rivers are conveyor belts of biodiversity information. *Nat Commun* 7: 12544.
- Gladsø J. A., Ø. Fjeldseth, O. Hegge, F. Jørgensen, A. Knapp, F. Kroglund, J. Museth, E. Ravneberg, F. E. Ødegård & B. K. Dervo. 2020. Forslag til strategi for bevaring og utvikling av bestandene av storørret. M-1786| 2020.
- Dewson, Z.S., James, A.B.W. & Death, R.G. 2007. A review of the consequences of decreased flow for instream habitat and macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society* 26(3): 401-415.
- Diserud, O.H. & Aagaard, K. 2002. Testing for changes in community structure based on repeated sampling. *Ecology* 83(8): 2271-2277.
- Doberstein, C.P., Karr, J.R. & Conquest, L.L. 2000. The effect of fixed-count subsampling on macroinvertebrate biomonitoring in small streams. *Freshwater Biology* 44(2): 355-371.

- Dukowska, M., Szczerkowska, E., Grzybkowska, M., Tsydel, M. & Penczak, T. 2007. Effect of flow manipulations on benthic fauna communities in a lowland river: Interhabitat comparison. *Polish Journal of Ecology* 55(1): 101-112.
- Earl, D., & vonHoldt, B. 2012. STRUCTURE HARVESTER: a website and program for visualizing STRUCTURE output and implementing the Evanno method. *Conservation Genetics Resources*, 4: 359-361.
- Elbrecht, V., Braukmann, T.W.A., Ivanova, N.V., Prosser, S.W.J., Hajibabaei, M., Wright, M., Zakharov, E.V., Hebert, P.D.N. & Steinke, D. 2019. Validation of COI metabarcoding primers for terrestrial arthropods. *PeerJ* 7: e7745.
- Elliott, J.M. 1972. Effect of temperature on the time of hatching in *Baëtis rhodani* (Ephemeroptera: Baëtidae). *Oecologia* 9(1): 47-51.
- Engen, S., Aagaard, K. & Bongard, T. 2011. Disentangling the effects of heterogeneity, stochastic dynamics and sampling in a community of aquatic insects. *Ecological Modelling* 222(8): 1387-1393.
- European Commission (2000) Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for community action in the field of water policy, Official Journal of European Communities L 327 1-72.
- Fossøy, F., Dahle, S., Birkeland Eriksen, L., Hagen Spets, M., Karlsson, S. & Hesthagen, T. 2017. Bruk av miljø-DNA for overvåking av fremmede fiskearter – utvikling av artsspesifikke markører for gjedde, mort og ørekyt - NINA Rapport 1299.
- Frost, S., Huni, A. & Kershaw, W.E. 1971. Evaluation of a kicking technique for sampling stream bottom fauna. *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie* 49: 167-173.
- Garcia-Roger, E.M., del Mar Sanchez-Montoya, M., Cid, N., Erba, S., Karaouzas, I., Verkaik, I., Rieradevall, M., Gomez, R., Luisa Suarez, M., Rosario Vidal-Abarca, M., DeMartini, D., Buffagni, A., Skoulikidis, N., Bonada, N. & Prat, N. 2013. Spatial scale effects on taxonomic and biological trait diversity of aquatic macroinvertebrates in Mediterranean streams. *Fundamental and Applied Limnology* 183(2): 89-105.
- Giri, M.L., Chester, E.T. & Robson, B.J. 2010. Does sampling method or microhabitat type determine patterns of macroinvertebrate assemblage structure detected across spatial scales in rivers? *Marine and Freshwater Research* 61(11): 1313-1317.
- Gore, J.A., Layzer, J.B. & Mead, J. 2001. Macroinvertebrate instream flow studies after 20 years: A role in stream management and restoration. *Regulated Rivers-Research & Management* 17(4-5): 527-542.
- Gustavson, MS, Collins, PC, Finarelli, JA, Egan, D, Conchúir, RÓ, Wightman, GD, King, JJ, Gauthier, DT, Whelan, K, Carlsson, JEL & Carlsson, J. 2015. An eDNA assay for Irish *Petromyzon marinus* and *Salmo trutta* and field validation in running water. *Journal of Fish Biology* 87(5): 1254-1262.
- Hajibabaei, M., Porter, T.M., Robinson, C.V., Baird, D.J., Shokralla, S., & Wright, M.T.G. 2019. Watered-down biodiversity? A comparison of metabarcoding results from DNA extracted from matched water and bulk tissue biomonitoring samples. *PLoS ONE* 14(12): e0225409.
- Hajibabaei, M., Spall, J. L., Shokralla, S., & van Konyenburg, S. 2012. Assessing biodiversity of a freshwater benthic macroinvertebrate community through non-destructive environmental barcoding of DNA from preservative ethanol. *BMC Ecology* 12:28.
- Hagen, I. J., Jensen, A. J., Bolstad, G. H., 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. & Saltveit, S.J. 2004. Raske vannstandsendringer i elver - Virkninger på fisk, bunndyr og begroing. Teknisk Rapport TR A5932. SINTEF.
- Harby, A. & Bogen, J. 2012. Miljøkonsekvenser av raske vannstandsendringer. Straumsmo kraftverk / Barduelva. Miljøbasert vannføring. NVE Rapport 1- 2012.
- Hutchinson, G.E. 1993. A treatise on limnology : 4 : The Zoobenthos. New York : Wiley.

- 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 bestandsregulerendefaktorer hos laks. Samlerapport for perioden 1979 - 2002. NINA fagrapport 79, 94 sider.
- Jombart, T. 2008. adegenet: a R package for the multivariate analysis of genetic markers. *Bioinformatics*, 24: 1403-1405.
- Jombart, T., & Ahmed, I. 2011. adegenet 1.3-1: new tools for the analysis of genome-wide SNP data. *Bioinformatics*, 27: 3070-3071.
- Jones, F.C. 2008. Taxonomic sufficiency: The influence of taxonomic resolution on freshwater bioassessments using benthic macroinvertebrates. *Environmental Reviews* 16: 45-69.
- Jones, O. R., & Wang, J. 2010. COLONY: a program for parentage and sibship inference from multilocus genotype data. *Molecular Ecology Resources*, 10: 551-555.
- Jonsson, B., et al. 2001. Life-history traits of Brown Trout vary with the size of small streams. *Functional Ecology* 15(3): 310-317.
- Karlsson, S., Hindar, K., Birkeland Eriksen, L., Saksgård, R., & Solem, Ø. 2018. Genetisk kartlegging av sjøørretbestanden i Drivavassdraget. NINA Rapport 1463. Norsk institutt for naturforskning.
- Konrad, C.P., Brasher, A.M.D. & May, J.T. 2008. Assessing streamflow characteristics as limiting factors on benthic invertebrate assemblages in streams across the western United States. *Freshwater Biology* 53(10): 1983-1998.
- Kopylova, E., Navas-Molina, J.A., Mercier, C., Xu, Z.Z., Mahé, F., He, Y., Zhou, H.-W., Rognes, T., Caporaso, J.G. & Knight, R. 2016. Open-source sequence clustering methods improve the state of the art. *mSystems* 1(1): e00003-15.
- Leese, F., Bouchez, A., Abarenkov, K., Altermatt, F., Borja, A., Bruce, K., m. fl. 2018. Chapter two - Why we need sustainable networks bridging countries, disciplines, cultures and generations for aquatic biomonitoring 2.0: A perspective derived from the DNAqua-NetCOST action. *Adv. Ecol. Res.* 58: 63–99
- MacPherson, M.P., Webb, E.B., Raedeke, A., Mengel, D. & Nelson, F. 2018. A review of Bayesian belief network models as decision-support tools for wetland conservation: Are water birds potential umbrella taxa? *Biological Conservation* 226: 215-223.
- Malaise, R. 1937. A new insect-trap. *Entomologisk Tidskrift Stockholm*. 58: 148—160.
- Moog, O. 1993. Quantification of daily peak hydropower effects on aquatic fauna and management to minimize environmental impacts. *Regulated Rivers-Research & Management* 8(1-2): 5-14.
- Museth, J., Dervo, B., Brabrand, Å., Heggenes, J., Karlsson, S. & Kraabøl, M. 2018. Storørret i Norge. Definisjon, status, påvirkningsfaktorer og kunnskapsbehov. NINA Rapport 1498. Norsk institutt for naturforskning.
- Museth, J., Hestehagen, T., Sandlund, O. T., Thorstad, E. B. & Ugedal, O. (2007). The history of the minnow *Phoxinus phoxinus* (L.) in Norway: from harmless species to pest. *Journal of Fish Biology*, 71 (Supplement D): 184-195
- Nislow, K.H., Folt, C.L. & Parrish, D.L. (2000). Spatially explicit bioenergetic analysis of habitat quality for age-0 Atlantic salmon. - *Transactions of the American Fisheries Society* 129, 1067-1081.
- Næsje, T.F., Fiske, P., Forseth, T., Thorstad, E.B., Ugedal, O., Finstad, A.G., Hvidsten, N.A., Jensen, A.J. & Saksgård, L. (2005). Biologiske undersøkelser i Altaelva. Faglig oppsummering og kommentarer til forslag om varig manøvreringsreglement. - NINA-rapport 80, 99 sider.
- Nøst, T., Aagaard, K., Arnekleiv, J.V., Jensen, J.W., Koksvik, J.I., Solem, J.O. 1986. Vassdragsreguleringer og invertebrater. En oversikt over kunnskapsnivået. Økoforsk utredning nr.1 1
- Pietramellara, G., Ascher, J., Borgogni, F., Ceccherini, M.T., Guerri, G., & Nannipieri, P. 2009. Extracellular DNA in soil and sediment: fate and ecological relevance. *Biol Fertil Soils* 45:219–235.
- Porter, T.M., Hajibabaei, M. 2018. Automated high throughput animal CO1 metabarcoding classification. *Sci Rep* 8, 4226

- Peakall, R., & Smouse, P. E. 2006. GENALEX 6: genetic analysis in Excel. Population genetic software for teaching and research. *Molecular Ecology Notes*, 6: 288-295.
- Pritchard, J. K., Stephens, M., & Donnelly, P. 2000. Inference of population structure using multilocus genotype data. *Genetics*, 155: 945-959.
- Pritchard, J. K., Wen, X., & Falush, D. 2007. Documentation for structure software: version 2.2. <http://pritch.bsd.uchicago.edu/structure.html>.
- Reid, A.J., Carlson, A.K., Creed, I.F., Eliason, E.J., Gell, P.A., Johnson, P.T.J., Kidd, K.A., MacCormack, T.J., Olden, J.D., Ormerod, S.J., m. fl. 2019. Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biol Rev.* 94:849–873.
- Richter, B.D., Baumgartner, J.V., Powell, J., Braun, D.P. 1996. A method for assessing hydrologic alteration within ecosystems. *Conservation Biology* 10:1163-1174.
- Rygg, O. 1996. Storfisk på kroken. Selbu-Trykk AS
- Skår, M. og Köhler, B. 2019. Rekreasjonsinteresser i utvidet miljødesign: demovassdrag Nea. HydroCen rapport nr. 9.
- Stanley, E.H., Buschman, D.L., Boulton, A.J., Grimm, N.B. & Fisher, S.G. 1994. Invertebrate Resistance and Resilience to Intermittency in a Desert Stream. *American Midland Naturalist* 131(2): 288-300.
- Stark, J.D. 1993. Performance of the Macroinvertebrate Community Index - Effects of Sampling Method, Sample Replication, Water Depth, Current Velocity, and Substratum on Index Values. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 27(4): 463-478.
- Storey, A.W., Edward, D.H.D., Gazey, P. 1991. Surber and kick sampling: a comparison for the assessment of macroinvertebrate community structure in streams of south-western Australia. *Hydrobiologia* 211: 111-121.
- Taberlet, P., Bonin, A., Zinger, L. & Coissac, E. 2018. Environmental DNA: for biodiversity research and monitoring. Oxford University Press, Oxford.
- Thomsen, P.F., Willerslev, E. 2015. Environmental DNA – an emerging tool in conservation for monitoring past and present biodiversity. *Biol. Conserv.* 183: 4–18.
- Thomsen, P.F., Kielgast, J., Iversen, L.L., Wiuf, C., Rasmussen, M., Gilbert, M.T.P., Orlando, L., Willerslev, E. 2012. Monitoring endangered freshwater biodiversity using environmental DNA. *Mol. Ecol.* 21: 2565-2573.
- Thorstad, E.B. & Hårsaker, K. 1998. Vandring hos radiomerket laks i Mandalselva i forhold til minstevannføring, lokkeflommer, terskler og kalking – videreføring av tidligere undersøkelser. NINA Oppdragsmelding 541. Norsk institutt for naturforskning.
- Tsuji, S., Miya, M., Ushio, M., Sato, H., Minamoto, T. & Yamanaka, H. 2019. Evaluating intraspecific genetic diversity using environmental DNA and denoising approach: A case study using tank water. *Environmental DNA* 2:42–52.
- Tullos, D.D., Penrose, D.L., Jennings, G.D. & Cope, W.G. 2009. Analysis of functional traits in reconfigured channels: implications for the bioassessment and disturbance of river restoration. *Journal of the North American Benthological Society* 28(1): 80-92.
- Valentini, A., Taberlet, P., Miaud, C., Civade, R., Herder, J., Thomsen, P.F., Bellemain, E., m. fl. 2016. Next-generation monitoring of aquatic biodiversity using environmental DNA metabarcoding. *Molecular Ecology* 25:929–942.
- Vallania, A. & Corigliano, M.D. 2007. The effect of regulation caused by a dam on the distribution of the functional feeding groups of the benthos in the sub basin of the Grande River (San Luis, Argentina). *Environmental Monitoring and Assessment* 124(1-3): 201-209.
- Wang, J. 2011. coancestry: a program for simulating, estimating and analysing relatedness and inbreeding coefficients. *Molecular Ecology Resources*, 11: 141-145.

- Wang, J. L. 2009. A new method for estimating effective population sizes from a single sample of multilocus genotypes. *Molecular Ecology*, 18: 2148-2164.
- Wang, Q., Garrity, G.M., Tiedje, J.M. & Cole, J.R. 2007. Naïve Bayesian Classifier for Rapid Assignment of rRNA Sequences into the New Bacterial Taxonomy. *Appl Environ Microbiol.* 73(16):5261-7.
- Westcott, S.L., & Schloss, P.D. 2015. De novo clustering methods outperform referencebased methods for assigning 16S rRNA gene sequences to operational taxonomic units. *PeerJ* 3: e1487
- Westergaard, K.B., Endrestøl, A., Hanssen, O., Often, A., Åström, J., Fossøy, F., Jacobsen, R.M., Kyrkjeeide, M.O. & Brandsegg, H. 2018. Fremmede arter – spredningsveien import av planteprodukter. Basisovervåking og metodeutvikling 2017–2018. NINA Rapport 1557. Norsk institutt for naturforskning.
- Westergaard, K.B., Endrestøl, A., Hanssen, O., Often, A., Åström, J., Fossøy, F., Majaneva, M.A.M., Davey, M., Brandsegg, H. & Staverløkk, A. 2020. Overvåking av spredningsveien planteimport – sluttrapport for 2019. NINA Rapport 1738. Norsk institutt for naturforskning.
- Zhang, Z., Schwartz, S., Wagner, L. & Miller, W. 2000. A greedy algorithm for aligning DNA sequences. *J Comput Biol* 7: 203–214.
- Zeale, M.R.K., Butlin, R.K., Barker, G.L.A., Lees, D.C. & Jones, G. 2010. Taxon-specific PCR for DNA barcoding arthropod prey in bat faeces. *Mol. Ecol. Res.* 11: 236-244.
- Zizka, V.M.A., Leese, F., Peinert, B. & Geiger, M.F. 2018. DNA metabarcoding from sample fixative as a quick and voucher-preserving biodiversity assessment method. *Genome* 62:122- 136.

6 Vedlegg

6.1 Bakgrunn biodiversitet

Vannforskriften vektlegger bunndyr i ferskvann som et viktig kvalitetselement for mål på miljøtilstand. Biomangfoldet i elveøkosystemer defineres med en egenverdi i tillegg til nytteverdi i form av økosystemtjenester som for eksempel livsgrunnlag for fisk. Begrepet økosystemtjenester viser til at sammenhengen mellom artsmangfold, økosystemer og menneskets livsgrunnlag henger nøye sammen¹. Vi vet ennå ikke hvilke konsekvenser endringer i tilsynelatende mindre viktige økosystemer vil ha. Sammenhengene mellom artsmangfold og gjenskaping av livsgrunnlag har omfattende konsekvenser. Endring av økosystemer har innvirkning på sykdomskontroll, matproduksjon og rekreasjon, i en svært komplisert vev som mennesket er en integrert del av.

Raske nedtappinger og fluktuerende vannstander tynner ut bunndyrbestander (Dewson et al. 2007, Dukowska et al. 2007, Gore et al. 2001, Harby et al. 2004, Konrad et al. 2008, Stanley et al. 1994, Tullos et al. 2009). Vannlevende stadier av insekter og andre grupper med hele eller deler av livssyklus i vann er skjøre organismer som i ulik grad tåler påkjenningen med at vannet blir borte for kortere eller lengre tid. Ved oversvømmelse av tørrlagte arealer vil rekolonisering i form av driv og vandring fra de dypere partiene i elva tynne ut bestandene i permanent vanddekte arealer. Ved ny tørrlegging vil bunndyrene på strandingsområdene igjen dø ut. For hver rask vannstandssenkning og påfølgende økning vil derfor den totale mengden av bunndyr i elva minke. I Nea ble det etablert terskler som opprettholder permanente vannspeil for å motvirke fluktuasjonene. Våre undersøkelser forsøker å kartlegge virkningene av tersklene, og foreslå tiltak for å bedre forholdene for biomangfoldet.

I Norge er det nærmere 3000 arter av invertebrater i ferskvann (Aagaard & Dolmen 1996). Bare av fjærmygg er det omkring 800, og av døgn-, stein og vårfluer er det nærmere 300. I tillegg er det høye artsantall innen tovinger, biller, andre leddyr og mollusker. Mange av artene finnes bare i stillestående vann, men elvenes strykparter er de mest artsrike ferskvannslokalitetene, og er derfor spesielt viktige. Artenes krav til leveområder og nisjevariasjoner faller nært sammen med fisk og andre vertebrater som er avhengige av vann (MacPherson et al. 2018). Limnisk økosystemer må derfor forvaltes helhetlig hvis formålet er å beholde dem mest mulig upåvirket (Hutchinson 1993). Artene opptrer som regel flekkvis i en komplisert mosaikk av stein, sand og mudder, med variabel begroing og sedimentering. Artene har ulike krav til leveområder på alle nivåer: Klimaregioner, kontinentalitet og høyde over havet så vel som mikroforhold i substratet bestemmer utbredelser og forekomster. I tillegg er sammensetningen av såkalte funksjonelle grupper bestemmende for økosystemets kvalitet: Artene fordeler seg etter næringsform mellom hovedgruppene skrapere, algesugere, kuttere, filterspisere og rovdyr. Fordelingen av gruppene avgjør stabiliteten i økosystemet, og utgjør derfor i neste nivå grunnlaget for mattilgang for fisk året rundt. Fisk endrer atferd i forbindelse med gyting, temperaturendringer og vannføringer og kan i perioder klare seg uten mat, men er avhengig av kontinuitet i matforrådet. Det må være bunndyr til stede i store nok mengder tilgjengelig gjennom året. I både rennende og stillestående vann er bunndyrenes funksjon som konsumenter viktigst. Omsetningen av organisk materiale - både det som produseres i vannet (autoktont) og det som tilføres fra omgivelsene (alloktont) - er nødvendig for at økosystemene skal fungere. En sentral funksjon utføres av artene som kalles shredders, på norsk gjerne oversatt med kuttere eller oppdelere. Disse artene grovdeler blader og kvist slik at overflaten som gjøres tilgjengelig for nedbrytere mangedobles (Bundschuh & McKie 2016).

Taksonomiske registreringer på artsnivå gir den mest korrekte beskrivelsen av økosystemet (Jones 2008). Det er stor forskjell på et økosystem med 1000 meitemark per m², kontra 500 organismer fordelt på 50 arter og grupper. Kartlegging av bunndyrsamfunn i elvemiljøer, både når det gjelder artsmangfold og forekomst av hver art, er svært krevende. Man kan få en forståelse av problemene med kartlegging og prøvetaking ved å se nærmere på hvor fragmentert en elvebunn er. Variasjonen er enorm, ikke bare mellom elver og lokaliteter innen elver, men på mikronivå fra stein til stein. Artene har ulike preferanser,

¹ <http://www.teebweb.org/>

og fordeler seg flekkvis på forsider, baksider og undersider av steiner. Andelene av ulike steinstørrelser, sedimentering, gjenkitting og nedslamming vil derfor ha stor betydning for mikrohabitatenes nisjer og artenes levestandard. Bunndyrartene er i ulik grad avhengige av bestemte arter alger, moser, påvekst og dødt organisk materiale, både som næring og levested, og disse faktorene endrer seg kontinuerlig med elvestrøm og endringer i vannføring. Beiting og begroing på dødt organisk materiale som samles flekkvis i substratet er en viktig nisje. Innenfor få centimeterer kan derfor artsinventaret endres. Flytter man seg en halv meter til side kan bunnprøven få et helt annet resultat. Å kartlegge fraksjonerte habitater er et metodeproblem som gjelder mange økosystemer, også terrestriske. Mange forsøk er gjort for å kunne beskrive elvebunn i håndterbare størrelser for å relatere det fysiske til det biologiske, men det har vist seg å være svært vanskelig å tallfeste variasjonene (Bongard & Rønning 1993).

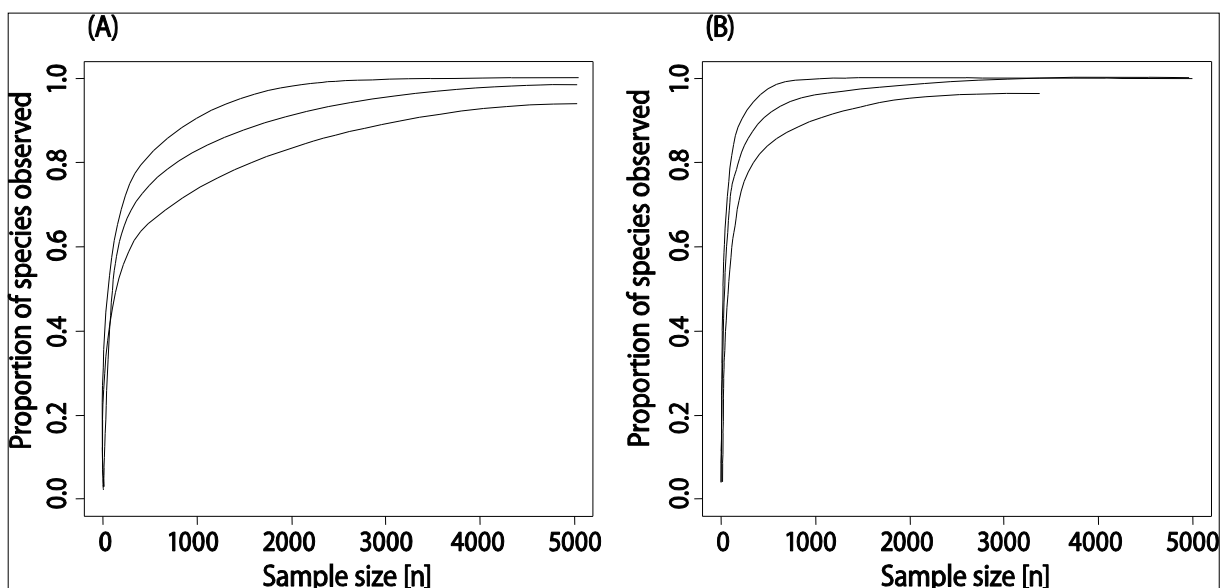
Bunndyrene er i seg selv avhengige av et intakt artsmangfold for å sikre at økosystemenes nisjer består av alle funksjonelle grupper. For eksempel kan mangel på predatorer i et økosystem gi store utslag. Påvirkede økosystemer får gjerne en ubalanse i forholdet mellom konsumenter og predatorer som kan gi masseoppblomstringer eller sammenbrudd i forekomster, med påfølgende dårligere omsetning og gjenvinning av organisk materiale. Resultatet for skadede økosystemer kan gi mange og uforutsigbare effekter. Eksempelvis vil bortfall av shredders kunne føre til at organisk materiale hopper seg opp og gi anoksisk forråtnelse fordi bakterier og sopp kan få overtak. Dette kan gi mange utslag, blant annet fiskedød. Et viktig område som er dårlig undersøkt, er derfor intakte økosystemers evne til sykdomskontroll i bred forstand: Begrensning av enkeltorganismers muligheter for skadelige oppblomstringer. Limnisk økosystemer spiller derfor en viktig rolle i det som kalles økosystemtjenester og gjenvinning.

6.1.1 Innsamlingsmetodikk bakgrunn

Surbereren skal i prinsippet være en kvantitativ metode, men gir usikre resultater som varierer avhengig av mikrohabitatet som prøven tas på (Giri et al. 2010). Surbersampleren krever derfor mange replikater for å kunne gi signifikante tall for antall per areal, og blir dermed svært ressurskrevende. Både norske og utenlandske analyser av store datamengder viser dette (Cao 1997, Carter & Resh 2001, Engen et al. 2011, Frost et al. 1971, Giri et al. 2010, Stark 1993, Storey 1991). Der det brukes Surbersampler for å oppnå statistisk signifikans tas det ofte 20 og flere replikater (Garcia-Roger et al. 2013). Dette antallet kan imidlertid variere mye avhengig av substratet (Chiasson 2009). Surberprøver er heller ikke mulig å ta dypere enn 40-50 cm, fordi man må komme ned til bunnen med armene for å kunne vaske ut substratet. På grunn av det grove substratet er Nea uegnet for Surberprøver.

Sparkehåv er det mulig å bruke på dypere vann, så lenge man klarer å sparke opp bunnen og bevege seg motstrøms. Klassifiseringsveilederen for ferskvann fra 2009 oppgir i dag kun sparkehåv som standardmetode (Anonym 2018). For praktiske undersøkelser finnes det nå ingen enhetlig metode for å angi antall per areal av bunndyr i elver. Den norske standarden NS-EN ISO 10870 er derfor stadig under revisjon, og NINA er med i dette arbeidet.

Kvaliteten på prøven er i tillegg avhengig av prøvestørrelse, både når det gjelder artsmangfold og forekomster. Dette er beskrevet i Bongard et al. 2011 og kan illustreres med en graf (**Figur 54**).



Figur 54. Kurvene viser hvordan prøvestørrelsen eller antall bunndyrprøver (x-aksen, oppgitt som antall individer gjennomført) har betydning for hvor stor andel av totalt artsantall (y-aksen, oppgitt som observert andel av totalt artsinventar) som påvises ved å undersøke et økende antall organismer. **A** viser registrert andel av det **totale antall** arter på en lokalitet, mens **B** viser de **25 vanligste artenes** økende sannsynlighet for registrering. Figuren er basert på data fra 24 års undersøkelser i Atna, Hedmark (Bongard et al. 2011).

Grafen viser at det er avtakende sannsynlighet for å påvise nye arter etter hvert som man identifiserer et økende antall individer. For å oppnå et noenlunde reelt bilde av artsinventaret må man øke prøvestørrelsen inntil man når knekkpunktet i kurvene i **Figur 54**. Vi har tatt fireminutters sparkeprøver i denne undersøkelsen, ut fra en vurdering av Neas tilstand. Det nødvendige antall organismer for å kunne gi et godt bilde av biomangfoldet varierer imidlertid svært mye mellom elver og regioner, og kan ikke standardiseres. Eksempler fra Sør-Norge viser at antallet kan variere fra 3000 (Atna, Hedmark) til kanskje over 8000 (Nidelva, Trondheim). Enkeltprøver er derfor svært usikre og påvirkes av mange faktorer. Man vet ikke hvor stor del av artsinventaret man har funnet i en ett-, to- eller treminutters prøve fra en ukjent lokalitet. Standarder i form av bestemte prøvestørrelser, prøvetid eller antall meter er vanskelig å relatere til kurven for økende artsregistrering. Standarder som ikke forholder seg til modellen i **Figur 54** gir derfor ikke sikre data for verken artsmangfold eller forekomster. Denne usikkerheten er fremdeles til stede selv om man kjenner lokalitetens naturtilstand godt, fordi artsforekomstene svinger mye fra år til år i rennende vann (Bongard 2018, Bongard & Aagaard 2006, Bongard et al. 2011). Det må derfor tas hensyn til betydelige kvantitative og kvalitative metodiske problemer med prøvetaking av bunndyr i rennende vann (Bonada et al. 2006, Bongard et al. 2011, Diserud & Aagaard 2002, Doberstein et al. 2000, Stark 1993, Vallania & Corigliano 2007).

Prøvetakingsforholdene i Nea er i tillegg svært vanskelige. De få strykpartiene som finnes mellom tersklene består ofte av stor stein og blokk, anbragt for å støtte terskelen. Tersklene har gjerne brådype og blokkforbygde bredder. For å få gode prøver må en kunne flytte steiner og virvle opp substrat, og dette er gjennomgående vanskelig i hele elvestrekningen fra Flora og ned.

Vedleggstabell 1. Arter og antall i fireminutters sparkeprøver fra Nea 2018 og 2019.

Dato 2018	Mai						August						Oktober					
Stasjon	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6
Taxa:																		
<i>Platyhelminthes</i>			1															

<i>Radix balthica</i>					30			1	20	40	90				30	15	20	2
<i>Gyraulus acronicus</i>					5		2				5						5	
<i>Gammarus sp.</i>																		10
Oligochaeta		3	3	5	10	5	15	30	20	10	10	60	10	3	50	15	3	5
Acari		5	25	10	20	5	15		10	10	15				5	2		
<i>Ephemera danica</i>					30						2				25		3	
<i>Siphonurus spp.</i>					40 0													
<i>Centroptilum luteolum</i>					20 0	150				80	50	20	50			5	45	
<i>Ameletus inopinatus</i>	15			5	50	50							300	50	10	40		
<i>Baetis muticus</i>		20	40	40											5			
<i>Baetis niger</i>	10			1	30								150	50	10	10	5	
<i>Baetis rhodani</i>	10 0	60 0	30 0	20 0	20	30	5	40					50	400		20		
<i>Heptagenia dalecarlica</i>	20	10	5	3		3	20	5	40				30	25	8	3	2	5
<i>Heptagenia fuscogrisea</i>							50	5			10	80						
<i>Ephemerella aroni</i>	2	5	15	5	3			2						20	3			
<i>Ephemerella mucronata</i>		5			20 0	100										2		20
<i>Leptophlebiidae</i>										20	15				10	10	10	
<i>Leptophlebia marginata</i>													2				1	
<i>Diura nanseni</i>			1	2	10	5	20	10	1				25	20	5			5
<i>Isoperla obscura</i>			1			1												
<i>Isoperla grammatica</i>		10	5	5		10	15											
<i>Xanthoperla apicalis</i>						1												
<i>Siphonoperla burmeisteri</i>		1	1										1		1			1
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>														3			1	
<i>Brachyptera risi</i>			1			1												
<i>Amphinemura borealis</i>	10	20	20	25	50	15								15				
<i>Amphinemura sulcicollis</i>		5				3												
<i>Nemouridae</i>																5	2	
<i>Nemurella pictetii</i>										15	10				2			
<i>Nemoura cinerea</i>					5	10												
<i>Nemoura avicularis</i>						1										10	8	
<i>Capnia sp.</i>													5	20		10		15
<i>Leuctra fusca</i>							5	5	5	3	3	40						
<i>Leuctra hippopus</i>	2	5																
<i>Elmis aenea</i>										5								
<i>Limnius volckmari</i>			5	3	8	40	3		5		3	50					2	5
<i>Sialis sp.</i>			1		20						10				10		3	
<i>Rhyacophila nubila</i>		5	3	5					2					2				
<i>Hydroptila spp.</i>					5	5								3	2			
<i>Wormaldia subnigra</i>									15									
<i>Plectrocnemia conspersa</i>					5						5					8		

<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	5	5		2	15		5	2	30		40		20	10	15	5	25	
<i>Hydropsyche silfvenii</i>				1		1	2	3					10					
<i>Arctopsyche ladogensis</i>			1											1				
<i>Lepidostoma hirtum</i>					3		1			1			5	3			1	
<i>Sericostoma personatum</i>								2							20			
Limnephilidae		1			10	10									10	3		
<i>Apatania</i> spp.										4								
<i>Apatania stigmatella</i>					3													
<i>Halesus radiatus</i>					6													
<i>Potamophylax latipennis</i>					1										1			
<i>Athripsodes</i> sp.										1								
<i>Mystacides</i> sp.					3													
<i>Mystacides azurea</i>					1													
<i>Ceraclea</i> spp.											1							
Diptera															3		3	
Ceratopogonidae					10	25				3	1	50					20	10
Tipulidae					5	5			3	5		50	10	3	10		2	10
Simuliidae	10	10		20			5		5				5	10				
Chironomidae	5	25	15	10	50	80	10	130	90	35	20	30	20	50	15	40	40	25

2019	Juni																		
Stasjon	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19
Taxa:																			
<i>Gordius</i> sp.	1																		
<i>Radix balthica</i>	25	5	5		12			2	2	1		2				3		2	
<i>Gyraulus acronicus</i>			5		3														
Oligochaeta	20	10	3	1	5		2	3	1					75	3	5		2	
Acari		5	5						10									10	
<i>Ephemera danica</i>		15			10		1		3		15		150		10				30
<i>Caenis horaria</i>		30																	
<i>Siphonurus</i> spp.		3	90				5												
<i>Siphonurus lacustris</i>		5	20		20														
<i>Cloeon</i> spp.		30																	
<i>Centroptilum luteolum</i>		15			15				5		20		10		120				
<i>Ameletus inopinatus</i>									5				100						
<i>Baetis muticus</i>	10				10	10		50		5		15		30		20		10	
<i>Baetis rhodani</i>	100			90	10	90		200		30	70	50	15	200		100	20	80	
<i>Heptagenia dalecarlica</i>	10			3		1		30	3	3	5	10		50	20	20	15	5	
<i>Arthroplea congener</i>			10																
<i>Ephemerella aroni</i>	5							35	1		5	5		10	25	15		1	
<i>Ephemerella mucronata</i>	10				3											3			
<i>Paraleptophlebia submarginata</i>		1																	

<i>Diura nanseni</i>								5	2	2				5		10	2	1	
<i>Isoperla obscura</i>														1					
<i>Isoperla grammatica</i>				1					2					1		3			
<i>Xanthoperla apicalis</i>				5															
<i>Amphinemura borealis</i>								20		10	20			50		50	30		
<i>Amphinemura sulcicollis</i>					10													10	
<i>Leuctra fusca/digitata</i>	10	15		30	20	5		10	10		30			30		100	20		
<i>Dytiscidae</i>		5											1						
<i>Halplidae</i>			2																
<i>Elmis aenea</i>									1										
<i>Limnius volckmari</i>	50			1	2	2		2	1	35	1			5					
<i>Sialis fuliginosa</i>											1		3	30	1				20
<i>Rhyacophila nubila</i>				1		3		2		2				20		3	1	2	
<i>Oxyethira spp.</i>									5										
<i>Hydroptila spp.</i>									2			5							
<i>Plectrocnemia conspersa</i>				1						1									
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>		3		2	2		2	1	2		2		2		3		2	3	
<i>Lepidostoma hirtum</i>							1						1		1				
<i>Sericostoma personatum</i>															1	1			
Limnephilidae	2		10		5						5		10						10
<i>Apatania stigmatella</i>					2											5			
<i>Halesus radiatus</i>													1						2
<i>Halesus digitatus</i>		1					2												
<i>Potamophylax spp.</i>					1														
<i>Potamophylax latipennis</i>				1							5								
<i>Limnephilus spp.</i>			30										60						
Leptoceridae		20																	
<i>Athripsodes sp.</i>																			
<i>Athripsodes cinereus</i>		2						1	1		1		5					1	1
<i>Athripsodes aterrimus</i>		2																	
<i>Mystacides sp.</i>		1			3								1		1				
Diptera		5						2	2				1	3		3	1		2
Tipulidae	1		1		5		1			1	1	1	2	5	8	5		2	
Simuliidae	5			120		80		90		50	70	20		600		400	80	60	
Chironomidae	50	1200	120	50	50	120	90	100	30	30	50	80	150	400	50	300	70	90	50

2019	Oktober																		
Stasjon	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19
Taxa:																			
<i>Radix balthica</i>	20	15	5		2			1	5	10	10	3		2	5	1		2	
<i>Gyraulus acronicus</i>													1		3				
Oligochaeta	5	10			3	1		2	5	5	3	3	1	2	5	3	1	3	2
Acari		5							10					2					3

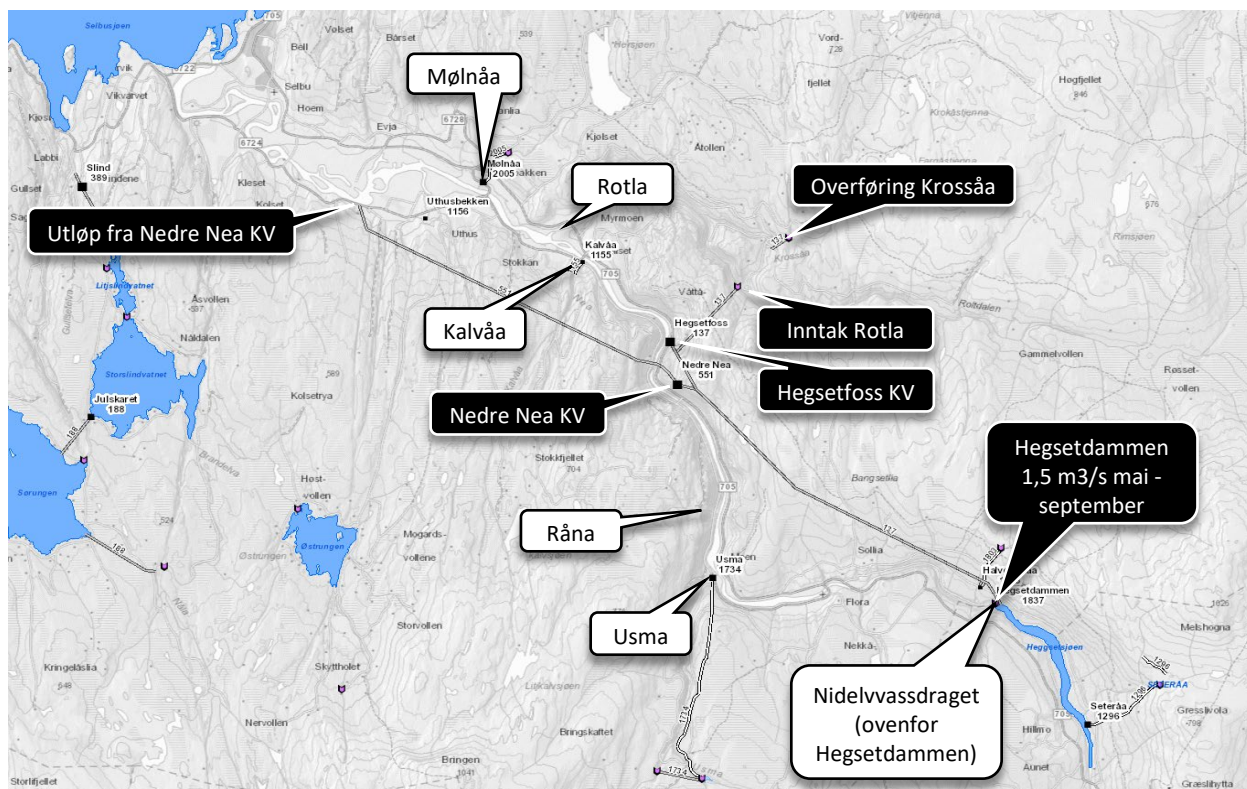
<i>Ephemera danica</i>		20			1		3		10		2		30					5		
<i>Caenis horaria</i>		200																		
<i>Centroptilum luteolum</i>		30	10		70		15				5							20		
<i>Ameletus inopinatus</i>		30				10	10			10	15					50	20			
<i>Baetis muticus</i>						5		5		10										
<i>Baetis niger</i>	20				5	5	10	10	20	80		50		20		30	5	100	25	
<i>Baetis rhodani</i>	10				25		180		30	5	50		380		100	150	200	40	50	5
<i>Heptagenia dalecarlica</i>	20				5		3			5			35		30	40	55		50	5
<i>Heptagenia fuscogrisea</i>						3														
<i>Ephemerella aroni</i>									15	5	10		10		5	5	10	1	5	15
<i>Ephemerella mucronata</i>																				
<i>Leptophlebiidae</i>		700	30				30			50	100	15	250							750
<i>Leptophlebia marginata</i>																				50
<i>Leptophlebia vespertina</i>		50									20									
<i>Diura nanseni</i>					2					5		10		15	30	25	1	5	2	
<i>Isoperla grammatica</i>										10									2	
<i>Siphonoperla burmeisteri</i>															3					
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>	2	5						1				3								
<i>Brachyptera risi</i>					2															100
<i>Amphinemura borealis</i>	50				5	10		5	20	30		20		30	20	40		200		
<i>Nemouridae</i>																				5
<i>Nemoura cinerea</i>							2													5
<i>Nemoura avicularis</i>		50							5		3		5						10	20
<i>Capnia sp.</i>	50	100			15	3		40	10	50	50	10	5	10	5	20	10	10	300	30
<i>Capnopsis schilleri</i>											5									15
<i>Leuctra hippopus</i>		50			10	2			5					10					100	10
<i>Coenagrion hastulatum</i>		2	15																	
<i>Aeshna cyanea</i>					1															
<i>Corixidae</i>		20																		
<i>Callicorixa producta</i>					3															
<i>Dytiscidae</i>		5												2						2
<i>Hydraenidae</i>						1														
<i>Elmis aenea</i>	1								1		10	2								
<i>Limnius volckmari</i>	10				5				15	10	5		10					1		
<i>Sialis spp.</i>														1						
<i>Sialis fuliginosa</i>					3															1
<i>Rhyacophila nubila</i>	2				1				1	5	5	2	5		5	5	2	1	5	
<i>Oxyethira spp.</i>		30			7		10	5	30	15	5	20							30	
<i>Hydroptila spp.</i>	3	10			3		5			10		10						2		5
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	5	10			1		5		5		2		2				2	1		10
<i>Hydropsyche nevae</i>						3			5				5		10	25	10			
<i>Hydropsyche silfvenii</i>	15								3		15		15		10	20	10	2		
<i>Arctopsyche ladogensis</i>										2				3		1				

<i>Lepidostoma hirtum</i>									2		2						1			
<i>Sericostoma personatum</i>	1													1		2				
Limnephilidae	5	15							3	5				3						5
<i>Aprypnia obsoleta</i>		5																		
<i>Potamophylax latipennis</i>					1				1					1						
<i>Limnephilus spp.</i>			15									20								3
<i>Silo pallipes</i>		2																		
<i>Molannodes tinctus</i>		10	5																	
<i>Athripsodes sp.</i>	1							1	2						2		1			
<i>Mystacides sp.</i>					1															
Diptera									1					1						
Ceratopogonidae	1		2																	1
Tipulidae	2	5			3		3		2	5				1				1	1	5
Simuliidae		10		5	10	10							30		30	20	10			
Chironomidae	100	300	10	10	40	10	80	30	300	150	80	150	50	150	30	120	30	50	50	

6.2 Hydrologi

6.2.1 Delfelt

Ved beregning av vannføring på innløpspunkt langs minstevannføringsstrekningen er de største delfeltene tatt med. Disse er (i nedstrøms rekkefølge): Usma, Råna, Kalvåa, Rotla og Mølnåa (**Figur 55, Tabell 17**). Av disse er Rotla eneste delfelt som overføres til Nea-Nidelva-kraftsystemet. Delfeltet Krossåa er en del av Rotla. Krossåa har overføring til inntaksdammen i Rotla. Rotla og Krossåa brukes til kraftproduksjon i Hegsetfoss kraftverk. Alle hydrologiske data er hentet fra NVE og har grunnlag i 1961-90 som normalår.



Figur 55. Innløpspunkt for større delfelt i Nea (i hvit) og kraftverksrelaterte punkt (i sort)

Tabell 17. Oppsummerer utvalgte feltparametere og hydrologi for hvert delfelt. Rotla (punkt 6-9) er vist med ulike oppsett avhengig av om det overføres vann til kraftproduksjon.

	Delfelt navn	Innløpspunkt nedstrøms Hegsetdammen (km)	Areal (km ²)	Q _{normal} = Spesifikk avrenning (l/s*km ²)	Normalvannføring (m ³ /s)	Q95 (m ³ /s)		
						år	vinter	sommer
1	Nidelvassdraget	0.0	1519.40	33.61	51.07*	4.85	3.97	14.16
2	Usma	7.8	84.86	37.26	3.16	0.22	0.18	0.41
3	Råna	9.3	19.76	36.36	0.72	0.04	0.03	0.10
4	Utløpspunkt Hegsetfoss KV	14.4	-	-	-	-	-	-
5	Kalvåa	17.5	18.91	29.26	0.55	0.04	0.04	0.07
6	Rotla – Hele feltet	18.5	257.15	42.37	10.90	0.65	0.55	1.85
7	Rotla – Uten VK	18.5	13.67	24.34	0.33	0.30	0.20	0.58
8	Rotla – Rotla overført	18.5	207.31	43.20	8.96	0.48	0.41	1.41
9	Rotla – Krossåa overført	18.5	36.63	44.42	1.63	0.07	0.06	0.13
10	Mølnåa	20.6	21.84	21.01	0.46	0.04	0.04	0.07

11	Utløpspunkt Nedre Nea KV	24.0	-	-	-	-	-	-
----	--------------------------	------	---	---	---	---	---	---

* Før regulering. Etter regulering er vannføring 1.5 m³/s fra 1. mai til 1. oktober og null resten av året.

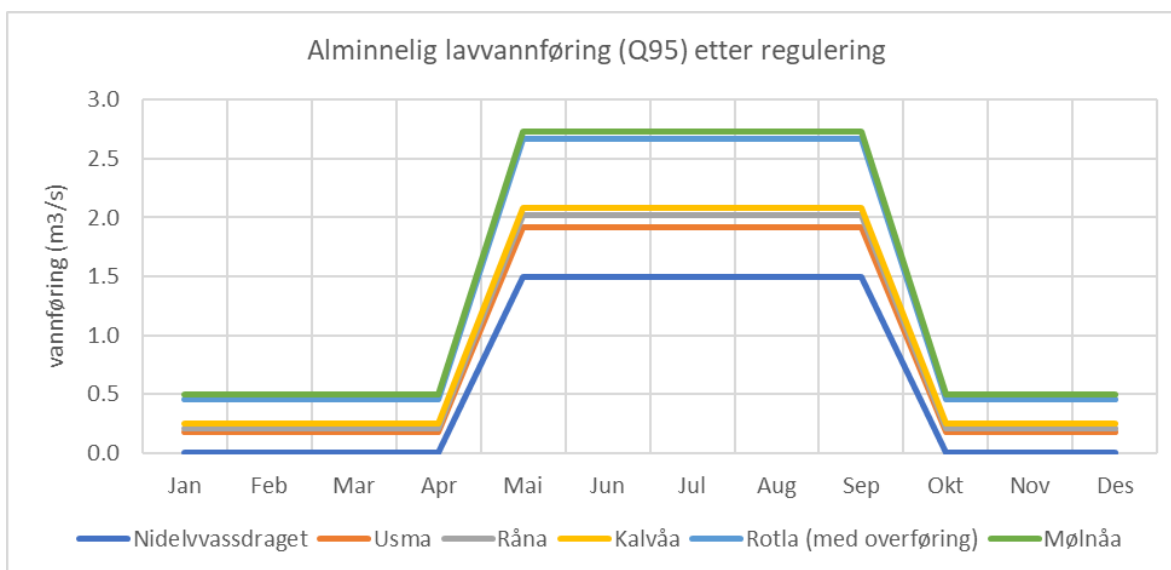
6.2.2 Beregnet vannføring på månedsbasis

6.2.2.1 Alminnelig lavvannføring (Q95) etter regulering

Alle hydrologiske data er hentet fra NVE og har grunnlag i 1961-90 som normalår. Beregninger er basert på vannslipp på 1.5 m³/s fra mai til og med september fra Hegsetdammen. Avrenning fra Rotla inn i Nea er basert på 50 % overføring av vannet i delfelt Rotla (punkt 8 i **tabell 1**) og 80 % av vannet i delfelt Krossåa (punkt 9 i **tabell 1**) til Hegsetfoss kraftverk gjennom hele året. Måneder mai til og med september er definert som sommer og resten som vinter ved uttak av sesongverdi av alminnelig lavvannføring i hvert delfelt, Q95_delfelt. Vannføring er akkumulert ved innløpspunkt fra delfeltene.

Tabell 18. Alminnelig lavvannføring (Q95) etter regulering

(m ³ /s)	Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Des
Nidelvassdraget	0.00	0.00	0.00	0.00	1.50	1.50	1.50	1.50	1.50	0.00	0.00	0.00
Usma	0.18	0.18	0.18	0.18	1.91	1.91	1.91	1.91	1.91	0.18	0.18	0.18
Råna	0.21	0.21	0.21	0.21	2.02	2.02	2.02	2.02	2.02	0.21	0.21	0.21
Kalvåa	0.25	0.25	0.25	0.25	2.08	2.08	2.08	2.08	2.08	0.25	0.25	0.25
Rotla	0.45	0.45	0.45	0.45	2.67	2.67	2.67	2.67	2.67	0.45	0.45	0.45
Mølnåa	0.49	0.49	0.49	0.49	2.73	2.73	2.73	2.73	2.73	0.49	0.49	0.49



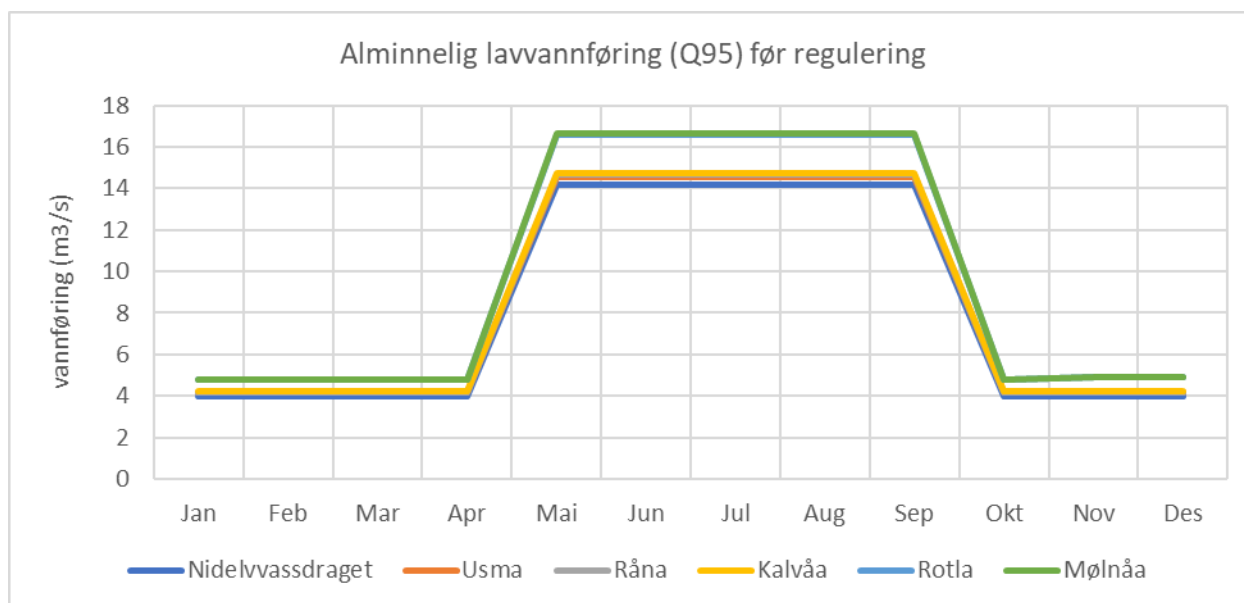
Figur 56. Alminnelig lavvannføring (Q95) etter regulering.

6.2.3 Alminnelig lavvannføring (Q95) før regulering

Beregninger er basert på alminnelig lavvannføring i hvert delfelt (Q95_delfelt) definert ved sesong (vinter/sommer) uten reguleringsfaktorer. Måneder mai til og med september er definert som sommer og resten som vinter ved uttak av sesongverdi av alminnelig lavvannføring i hvert delfelt, Q95_delfelt. Vannføring er akkumulert ved innløpspunkt fra delfeltene (**Figur 57, Tabell 19**).

Tabell 19 . Alminnelig lavvannføring (Q_{95}) før regulering

(m^3/s)	Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Des
Nidelvassdraget	3.97	3.97	3.97	3.97	14.16	14.16	14.16	14.16	14.16	3.97	3.97	3.97
Usma	4.14	4.14	4.14	4.14	14.57	14.57	14.57	14.57	14.57	4.14	4.14	4.14
Råna	4.18	4.18	4.18	4.18	14.68	14.68	14.68	14.68	14.68	4.18	4.18	4.18
Kalvåa	4.22	4.22	4.22	4.22	14.74	14.74	14.74	14.74	14.74	4.22	4.22	4.22
Rotla	4.77	4.77	4.77	4.77	16.59	16.59	16.59	16.59	16.59	4.77	4.89	4.89
Mølnåa	4.81	4.81	4.81	4.81	16.66	16.66	16.66	16.66	16.66	4.81	4.93	4.93

**Figur 57. Alminnelig lavvannføring (q_{95}) før regulering for Nidelvassdraget, Umsa, Råna, Kalvåa, Rotla og Mølnåa.**

6.2.4 Normalvannføring (Q_N)

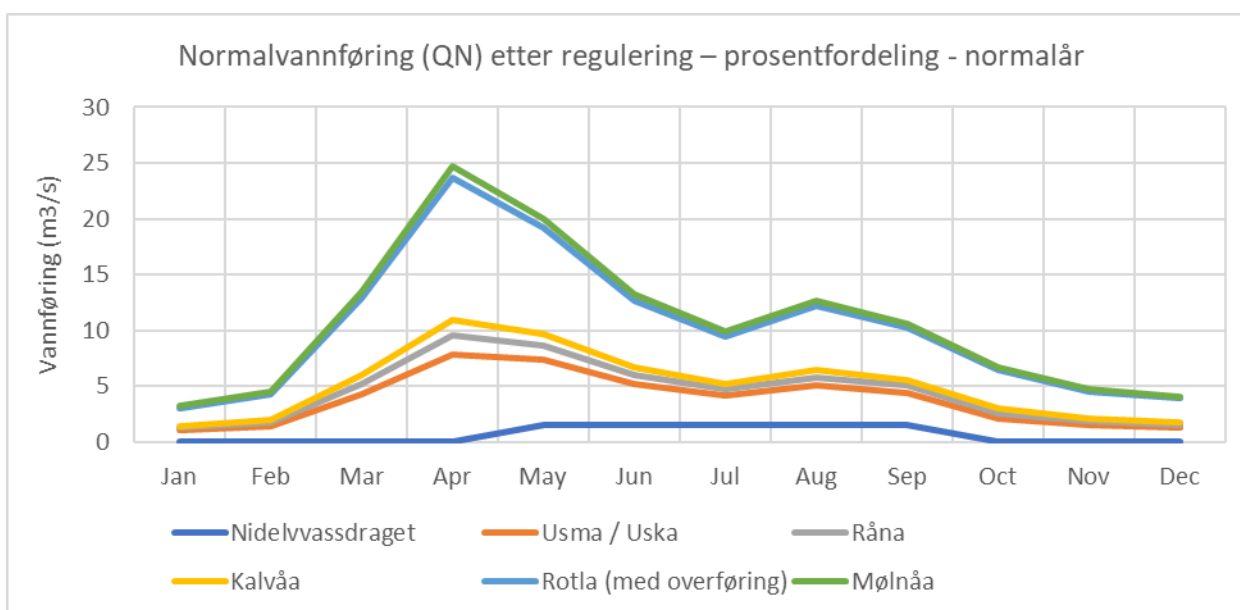
6.2.4.1 Normalvannføring (Q_N) etter regulering – prosentfordeling av Q gjennom året

Beregninger er basert på normalvannføring i hvert delfelt. Månedlige vannføringer er prosentfordelt i henhold til hydrografen på det uregulerte vannmerket «Kjeldstad i Garbergelva» i nærheten. Gjennomsnittlig vannføring i hvert delfelt over hele året tilsvarende $Q_{N_delfelt}$. Avrenning fra Rotla inn i Nea er basert på 50 % overføring av vannet i delfelt Rotla (punkt 8 i **Tabell 17** Error! Reference source not found.) og 20 % (80 % overført til VK) av vannet i delfelt Krossåa (punkt 9 i **Tabell 17**) til Hegsetfoss kraftverk gjennom hele året. Følgende tabeller og grafer angir henholdsvis et normalår, et tørt år (75% av normalen) og et vått år (125% av normalen). Vannføring er akkumulert ved innløpspunkt fra delfeltene.

6.2.4.2 Normalår

Tabell 20. Akkumulert normalvannføring (Q_N) etter regulering i et normalår, oppgitt som prosentfordeling av Q gjennom året.

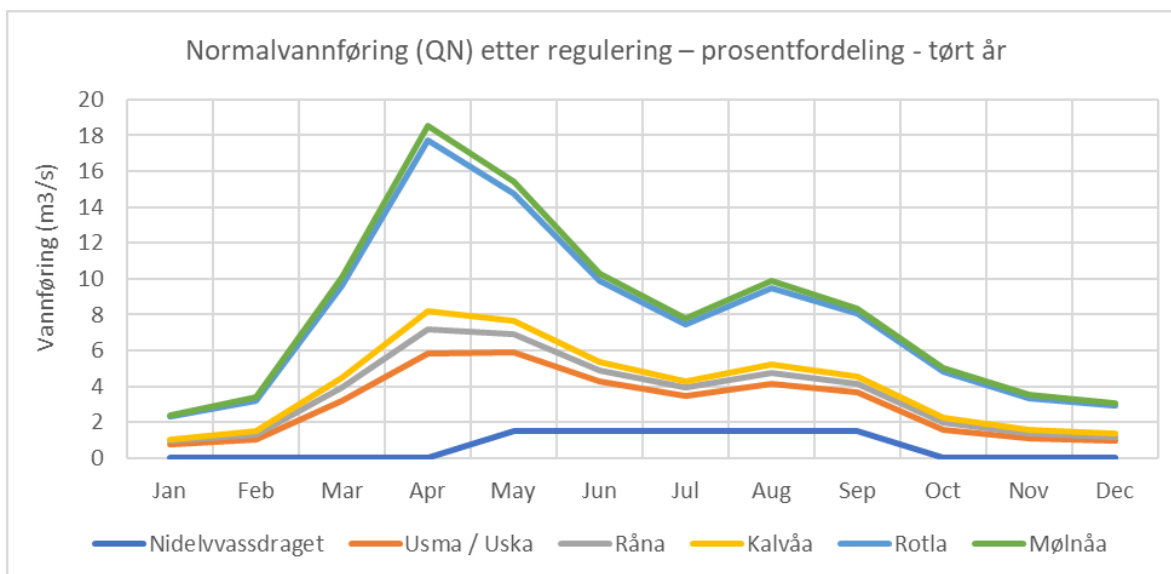
(m^3/s)	Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Des
Nidelvassdraget	0.00	0.00	0.00	0.00	1.50	1.50	1.50	1.50	1.50	0.00	0.00	0.00
Usma	1.01	1.42	4.25	7.81	7.35	5.19	4.13	5.02	4.38	2.12	1.48	1.28
Råna	1.24	1.74	5.22	9.58	8.68	6.03	4.73	5.82	5.04	2.60	1.81	1.58
Kalvåa	1.42	1.99	5.96	10.95	9.70	6.68	5.19	6.44	5.54	2.97	2.07	1.80
Rotla	3.06	4.30	12.86	23.63	19.19	12.68	9.47	12.16	10.22	6.41	4.47	3.89
Mølnåa	3.21	4.50	13.48	24.76	20.04	13.22	9.85	12.67	10.64	6.72	4.68	4.07
Prosent av årlig total, $Q_{N,tot}$	3%	4%	11%	21%	15%	10%	7%	9%	8%	6%	4%	3%



6.2.4.3 Tørt år

Tabell 21. Akkumulert normalvannføring (Q_N) etter regulering i et tørt år, oppgitt som prosentfordeling av Q gjennom året.

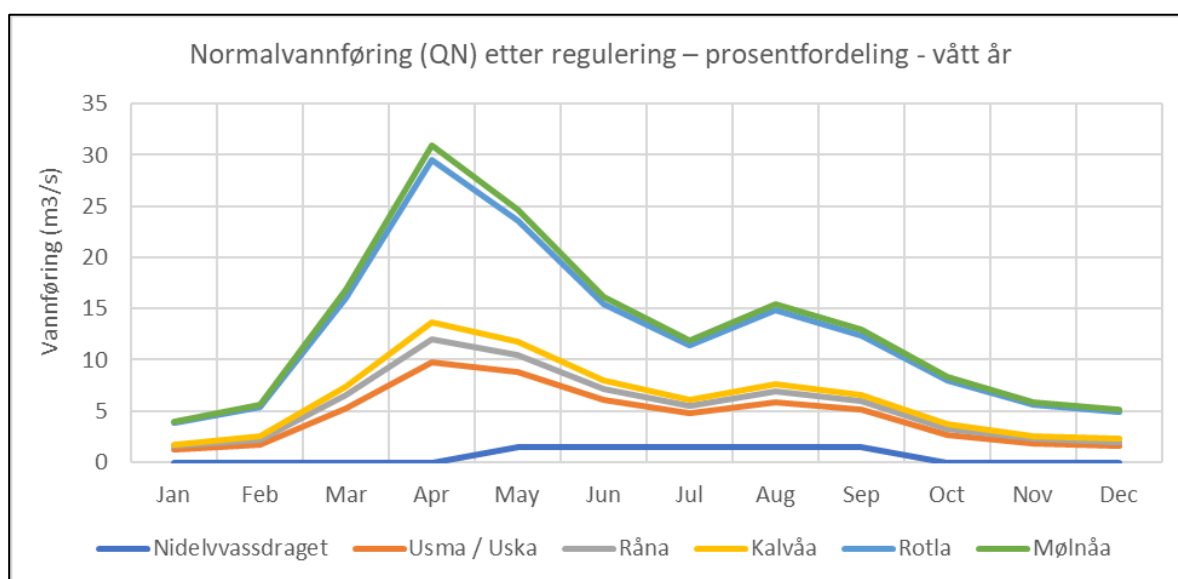
(m^3/s)	Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Des
Nidelvassdraget	0.00	0.00	0.00	0.00	1.50	1.50	1.50	1.50	1.50	0.00	0.00	0.00
Usma	0.76	1.06	3.19	5.85	5.88	4.27	3.47	4.14	3.66	1.59	1.11	0.96
Råna	0.93	1.31	3.91	7.18	6.88	4.90	3.92	4.74	4.15	1.95	1.36	1.18
Kalvåa	1.06	1.49	4.47	8.21	7.65	5.39	4.27	5.21	4.53	2.23	1.55	1.35
Rotla	2.29	3.22	9.65	17.72	14.77	9.89	7.48	9.50	8.04	4.81	3.35	2.92
Mølnåa	2.40	3.38	10.11	18.57	15.41	10.29	7.76	9.88	8.35	5.04	3.51	3.06
Prosent av årlig total, $Q_{N,tot}$	3%	4%	11%	21%	15%	10%	7%	9%	8%	6%	4%	3%



6.2.4.4 Vått år

Tabell 22. Akkumulert normalvannføring (Q_N) etter regulering i et vått år, oppgitt som prosentfordeling av Q gjennom året.

(m^3/s)	Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Des
Nidelvassdraget	0.00	0.00	0.00	0.00	1.50	1.50	1.50	1.50	1.50	0.00	0.00	0.00
Usma	1.26	1.77	5.31	9.76	8.81	6.12	4.79	5.90	5.10	2.65	1.84	1.61
Råna	1.55	2.18	6.52	11.97	10.47	7.17	5.54	6.90	5.92	3.25	2.26	1.97
Kalvåa	1.77	2.49	7.45	13.68	11.75	7.98	6.12	7.68	6.55	3.71	2.59	2.25
Rotla	3.82	5.37	16.08	29.53	23.62	15.48	11.46	14.83	12.40	8.01	5.58	4.86
Mølånåa	4.01	5.63	16.85	30.95	24.68	16.15	11.94	15.47	12.92	8.40	5.85	5.09
Prosent av årlig total, $Q_{N,tot}$	3.5	4.0	6.0	9.0	11.0	12.0	12.5	12.0	11.0	9.0	6.0	4.0

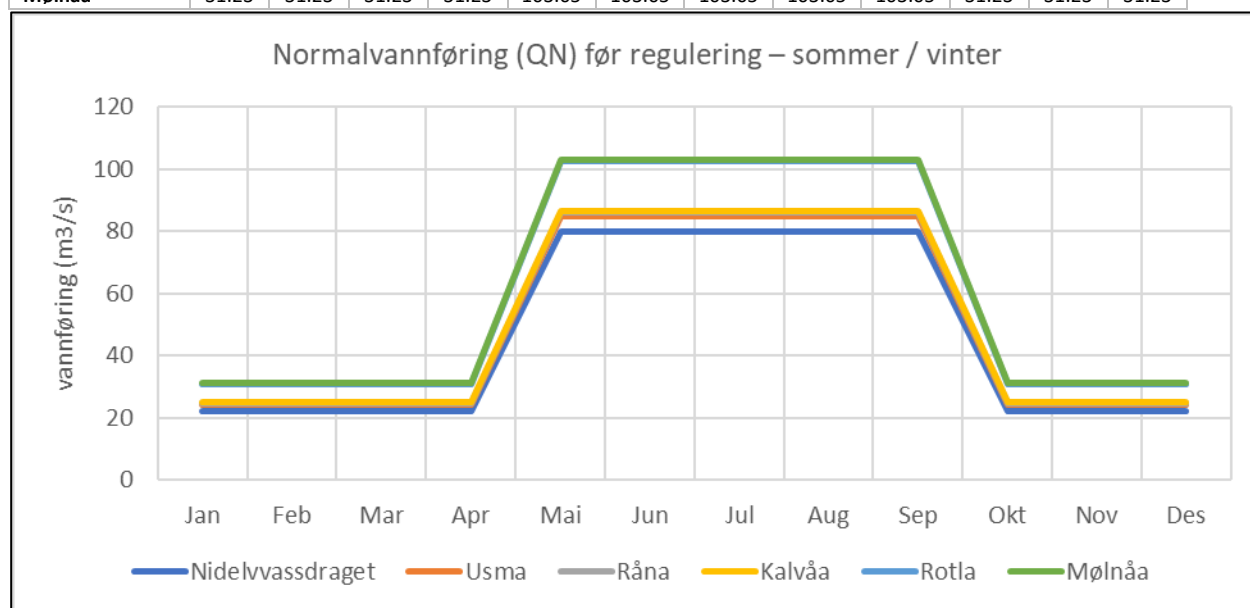


6.2.5 Normalvannføring (Q_N) før regulering – definert ved sesong sommer / vinter

Beregninger er basert på normalvannføring i hvert delfelt. Det er ikke differensiert mellom måneder innenfor hver sesong. Vannføring er akkumulert ved innløpspunkt fra delfeltene.

Tabell 23. Akkumulert normalvannføring (Q_N) før regulering definert ved sesong sommer / vinter.

(m^3/s)	Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Des
Nidelvassdraget	22.34	22.34	22.34	22.34	79.79	79.79	79.79	79.79	79.79	22.34	22.34	22.34
Usma	24.26	24.26	24.26	24.26	84.73	84.73	84.73	84.73	84.73	24.26	24.26	24.26
Råna	24.61	24.61	24.61	24.61	85.81	85.81	85.81	85.81	85.81	24.61	24.61	24.61
Kalvåa	25.03	25.03	25.03	25.03	86.50	86.50	86.50	86.50	86.50	25.03	25.03	25.03
Rotla	30.89	30.89	30.89	30.89	102.47	102.47	102.47	102.47	102.47	30.89	30.89	30.89
Mølnåa	31.23	31.23	31.23	31.23	103.05	103.05	103.05	103.05	103.05	31.23	31.23	31.23



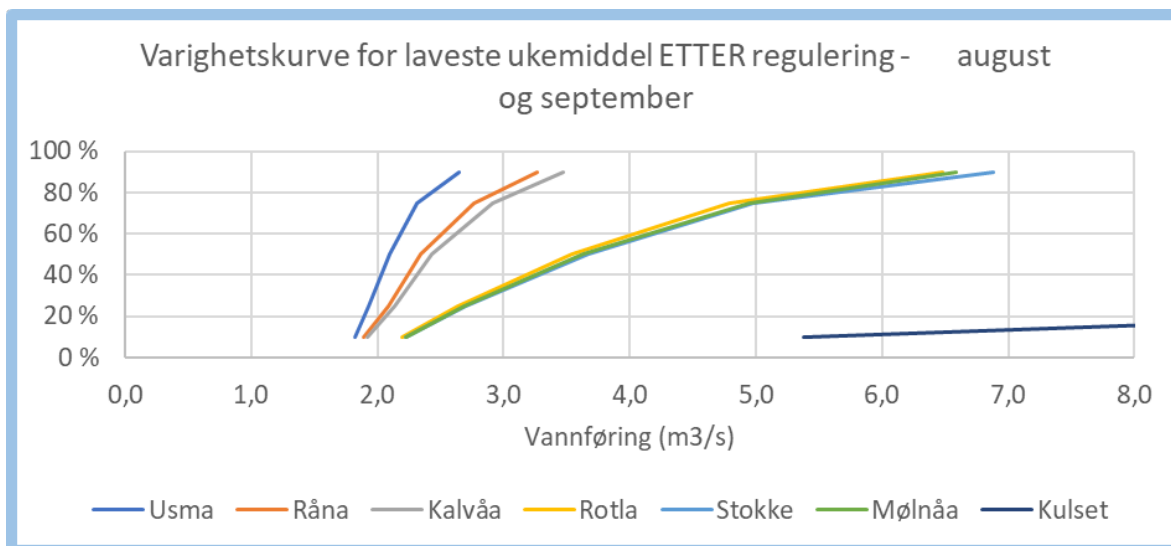
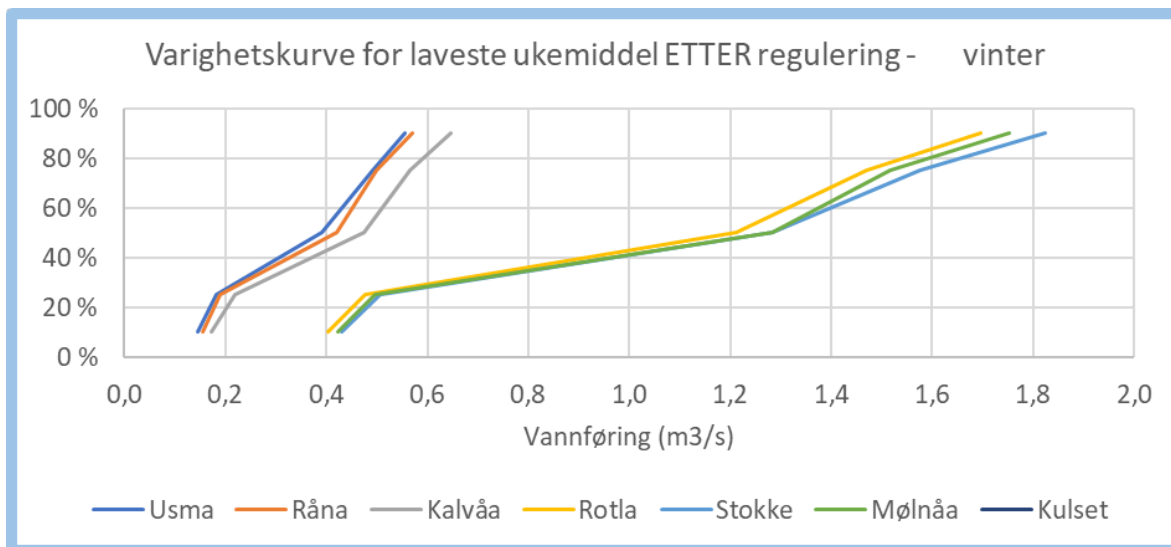
6.2.6 Normalvannføring (Q_N) før regulering – prosentfordeling av Q gjennom året

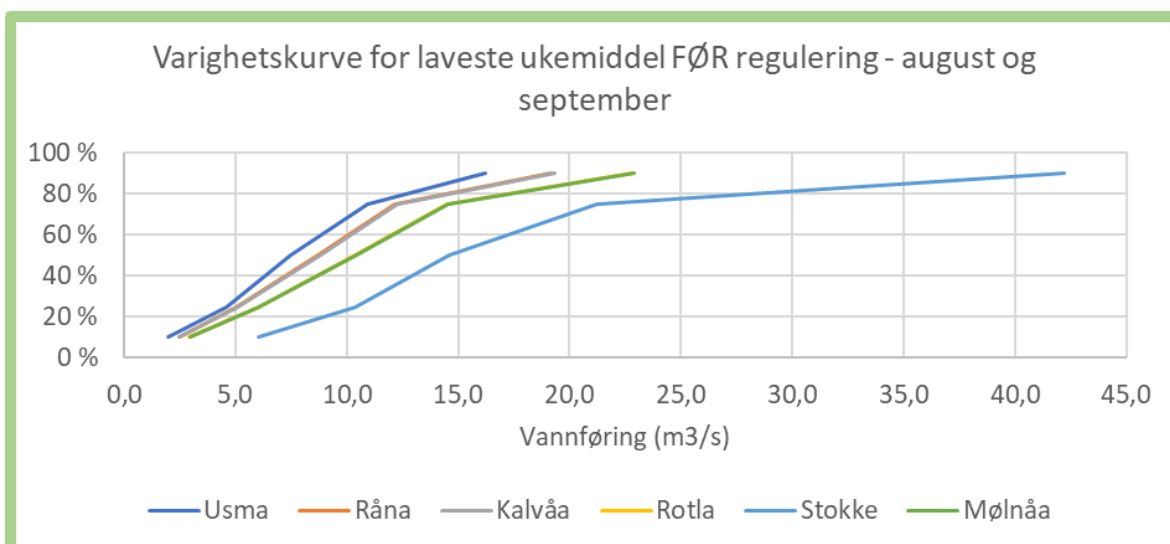
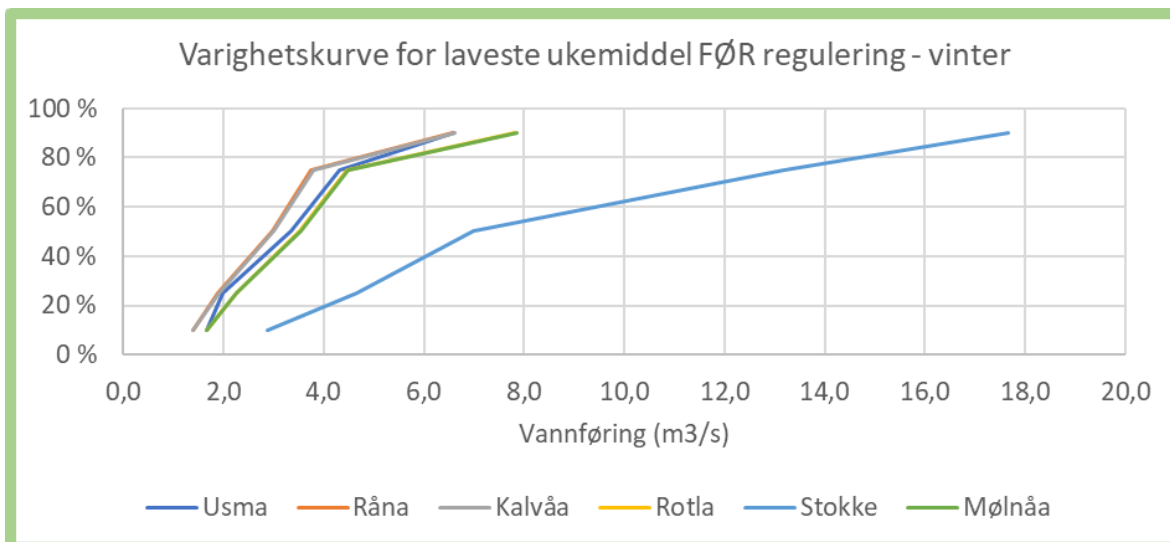
Beregninger er basert på normalvannføring i hvert delfelt. Månedlige vannføringer er prosentfordelt i henhold til hydrografen på det uregulerte vannmerket «Kjeldstad i Garbergelva» i nærheten. Gjennomsnittlig vannføring i hvert delfelt over hele året tilsvarer $Q_{N_delfelt}$. Vannføring er akkumulert ved innløpspunkt fra delfeltene.

Tabell 24. Akkumulert normalvannføring (Q_N) før regulering – prosentfordeling av Q gjennom året

(m^3/s)	Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Des
Nidelvassdraget	16.33	22.93	68.65	126.07	94.43	59.67	42.53	56.90	46.52	34.20	23.83	20.75
Usma	17.34	24.35	72.90	133.88	100.27	63.36	45.16	60.43	49.41	36.32	25.30	22.03
Råna	17.57	24.67	73.86	135.65	101.60	64.20	45.76	61.23	50.06	36.80	25.64	22.33
Kalvåa	17.75	24.92	74.61	137.02	102.62	64.85	46.22	61.84	50.56	37.17	25.90	22.55
Rotla	21.24	29.82	89.28	163.97	122.81	77.60	55.31	74.01	60.51	44.48	30.99	26.99
Mølnåa	21.38	30.03	89.90	165.10	123.66	78.14	55.70	74.52	60.93	44.79	31.20	27.17
Prosent av årlig total, Q_{N_tot}	3%	4%	11%	21%	15%	10%	7%	9%	8%	6%	4%	3%

6.2.7 Varighetskurver





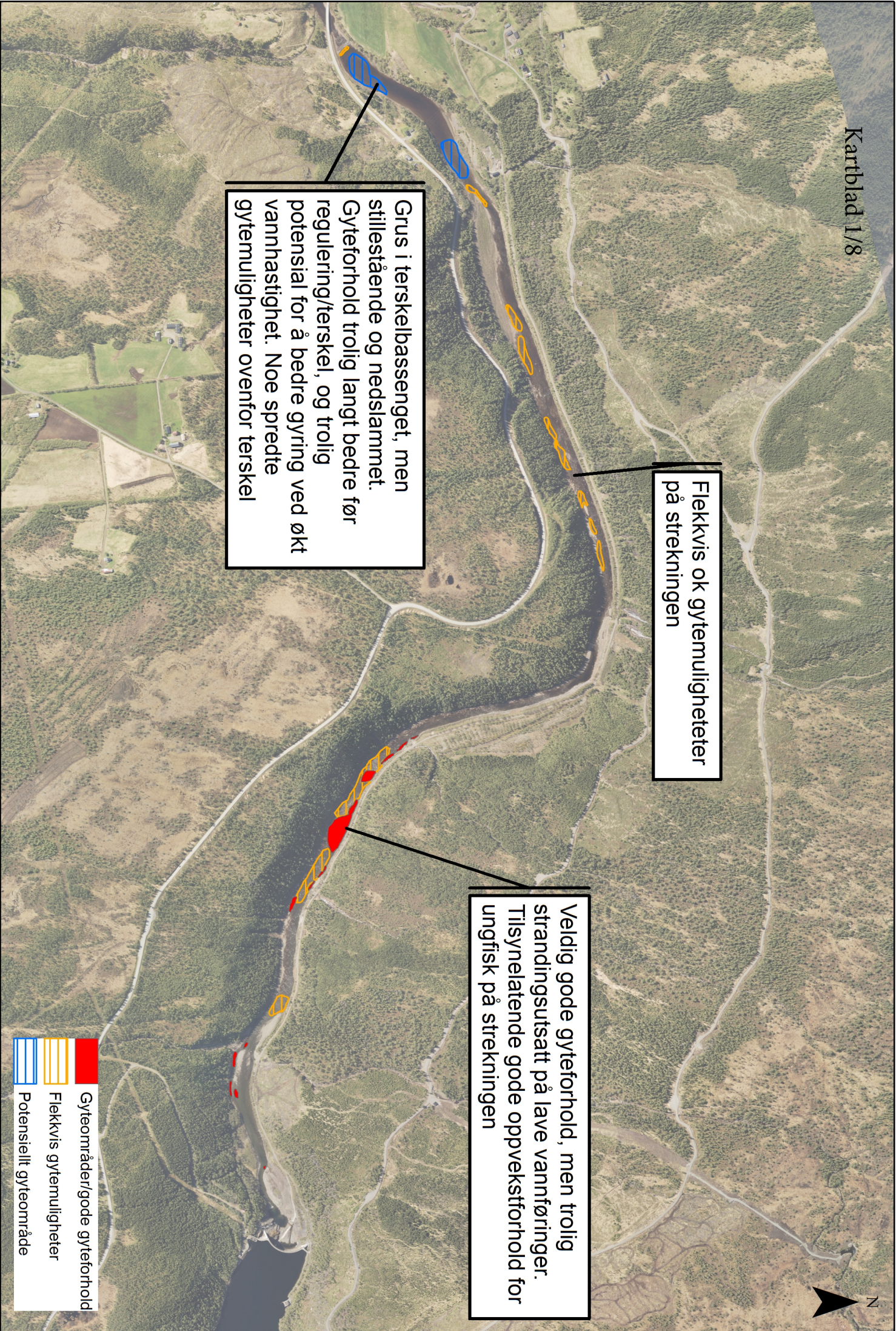
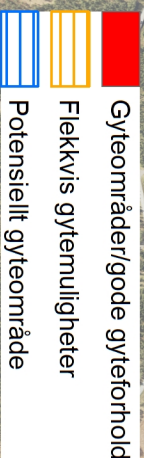
6.3 Kart over gyteområder

Kartene over gyteområdene er organisert fra oppstrøms til nedstrøms, fra Hegsetdammen (kartblad 1) og ned til utløpet av nedre Nea kraftverk (kartblad 8).

Flekkvis ok gytemuligheteter på strekningen

Veldig gode gyteforhold, men trolig strandingsutsatt på lave vannføringer. Tilsynelatende gode oppvekstforhold for ungfisk på strekningen

Grus i terskelbassenget, men stillestående og nedslammet. Gyteforhold trolig langt bedre før regulering/terskel, og trolig potensial for å bedre gyring ved økt vannhastighet. Noe spredte gytemuligheter ovenfor terskel



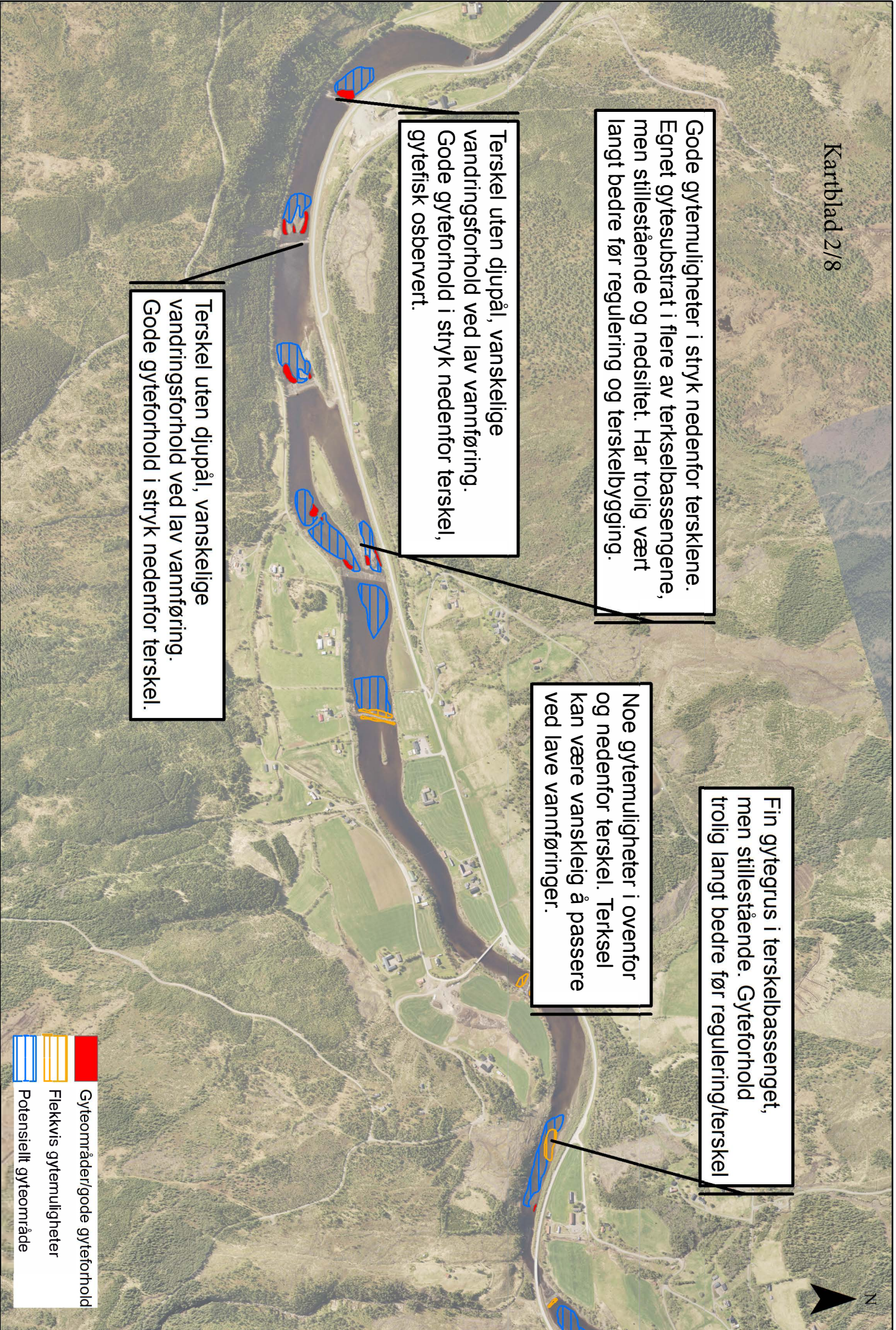
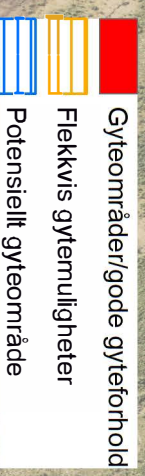
Gode gytemuligheter i stryk nedenfor tersklene. Egnet gytesubstrat i flere av terskelbassengene, men stillestående og nedsiltet. Har trolig vært langt bedre før regulering og terskelbygging.

Terskel uten djupål, vanskelige vandringsforhold ved lav vannføring. Gode gyteforhold i stryk nedenfor terskel, gytefisk osbervert.

Terskel uten djupål, vanskelige vandringsforhold ved lav vannføring. Gode gyteforhold i stryk nedenfor terskel.

Noe gytemuligheter i ovenfor og nedenfor terskel. Terskel kan være vanskelig å passere ved lave vannføringer.

Fin gytegrus i terskelbassenget, men stillestående. Gyteforhold trolig langt bedre før regulering/terskel





Noe gytemuligheter i stryk nedstrøms terskel.
Terskel trolig vanskelig å passere ved lav vannføring.

Gode oppvekstforhold for ungfisk på hele strekningen. Noe storsteineet for gyting, men stedvis flekkvis gytemuligheter, og trolig noe mer enn det som er kartlagt.

Noe storsteinet for gyting, men stedvis flekkvis gytemuligheter



Gode gytemulighet i stryk nedenfor terskel.

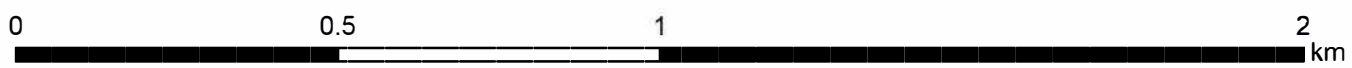
Noe egnet gytesubstrat med stillestående, Trolig potensial for økt gytemuligheter ved økt vannhastighet.

Terskel trolig vanskelig å passere ved lav vannføring

Gode gyteforhold i stryk nedenfor terskel, men trolig noe strandingsutsatt ved lave vannføringer. Potensial for økt gytemulighet ved økt vannhastighet inn i terskelbassenget.

Egnet gytesubstrat men noe stillestående. Gode potensial for økt gyting ved økt vannhastighet.

Noe gytemuligheter i stryk nedstrøms terskel. Terskel trolig vanskelig å passerer ved lav vannføring.








Noe flekkvis gytemuligheter ovenfor terskel, og gode gyteforhold på strykstrekning nedenfor terskel.

Noe flekkvis gytemuligheter ovenfor terskel, og gode gyteforhold på strykstrekning nedenfor terskel.

Stedvis gode gytemuligheter i begge elveløp.

-  Gyteområder/gode gyteforhold
-  Flekkvis gytemuligheter
-  Potensielt gyteområde



Kartblad 6/8

Gode gytemuligheter i sideløp,

Gode gyteforhold i sideløp, men utsatt for strandning ved lave vannføringer. Økt potensial for gyting ved økt vannføring.

Gode gytemuligheter ved innløp av Rotta, men muligens strandingsutsatt på lave vannføringer.

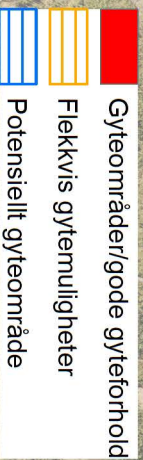
Gytemuligheter i begge elveløp.

Gytemuligheter men utsatt for strandning ved lave vannføringer

Noe spredte gytemuligheter ovenfor terskel.

Noe gytemuligheter, men utsatt for tørrlegging.

Egnet gytesubstrat, men noe stillestående i tersklebasseng. Potensial for økt gytemulighet ved økt vannhastighet.



Egnet gytesubstrat men grunt og lav vannhastighet. Potential for mer gytting ved økt vannføring.

Gode gyteforhold

Noe spredte gytemuligheter ovenfor og nedenfor terskel

Gyterisk observert. Trolig større potensial for gytting ved økt vannhastighet.

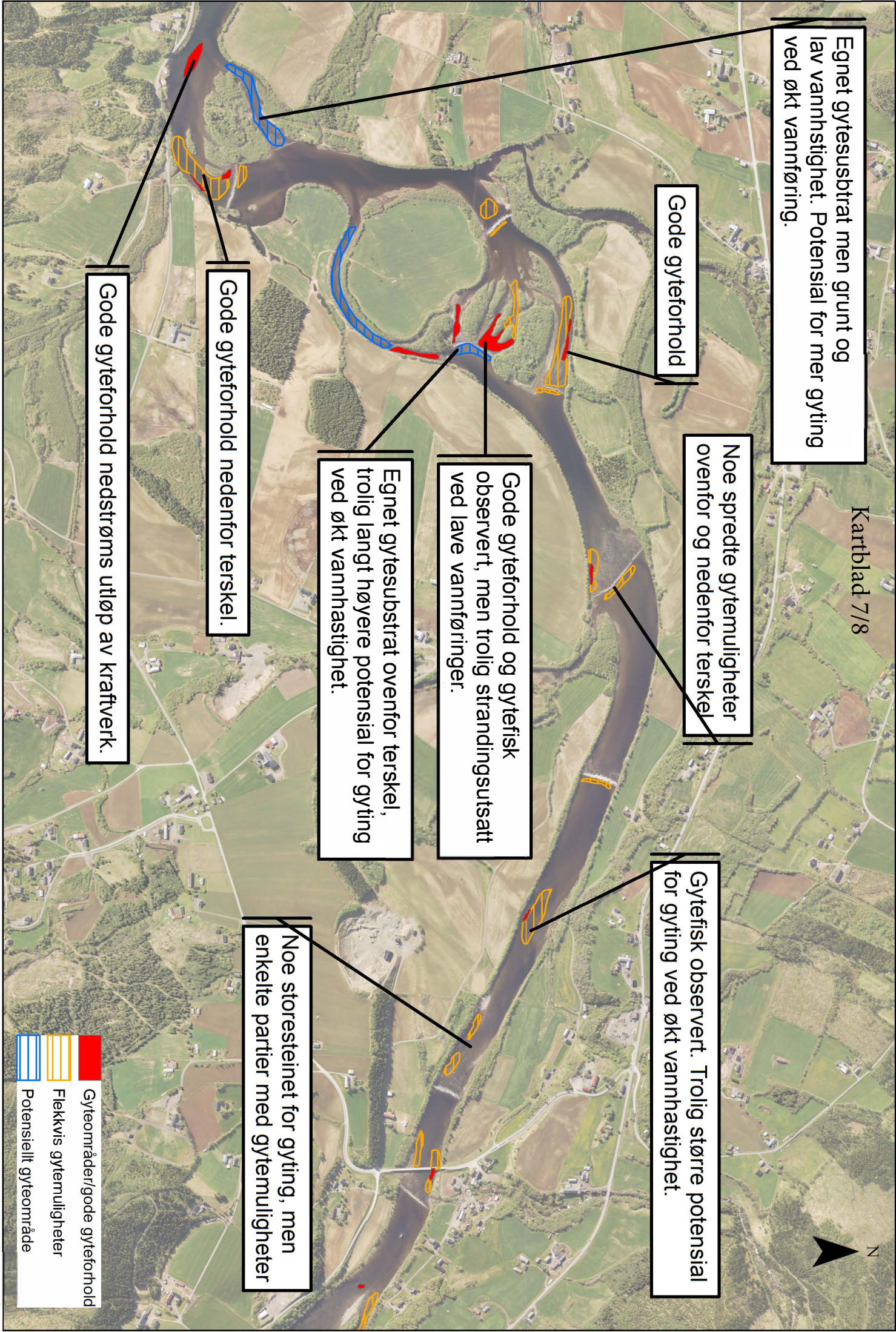
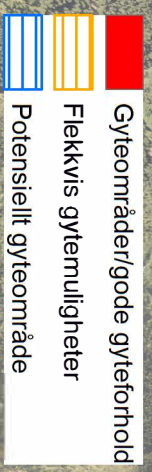
Gode gyteforhold og gyterisk observert, men trolig strandingsutsatt ved lave vannføringer.

Egnet gytesubstrat ovenfor terskel, trolig langt høyere potensial for gytting ved økt vannhastighet.

Noe storesteinet for gytting, men enkelte partier med gytemuligheter

Gode gyteforhold nedenfor terskel.

Gode gyteforhold nedstrøms utløp av kraftverk.

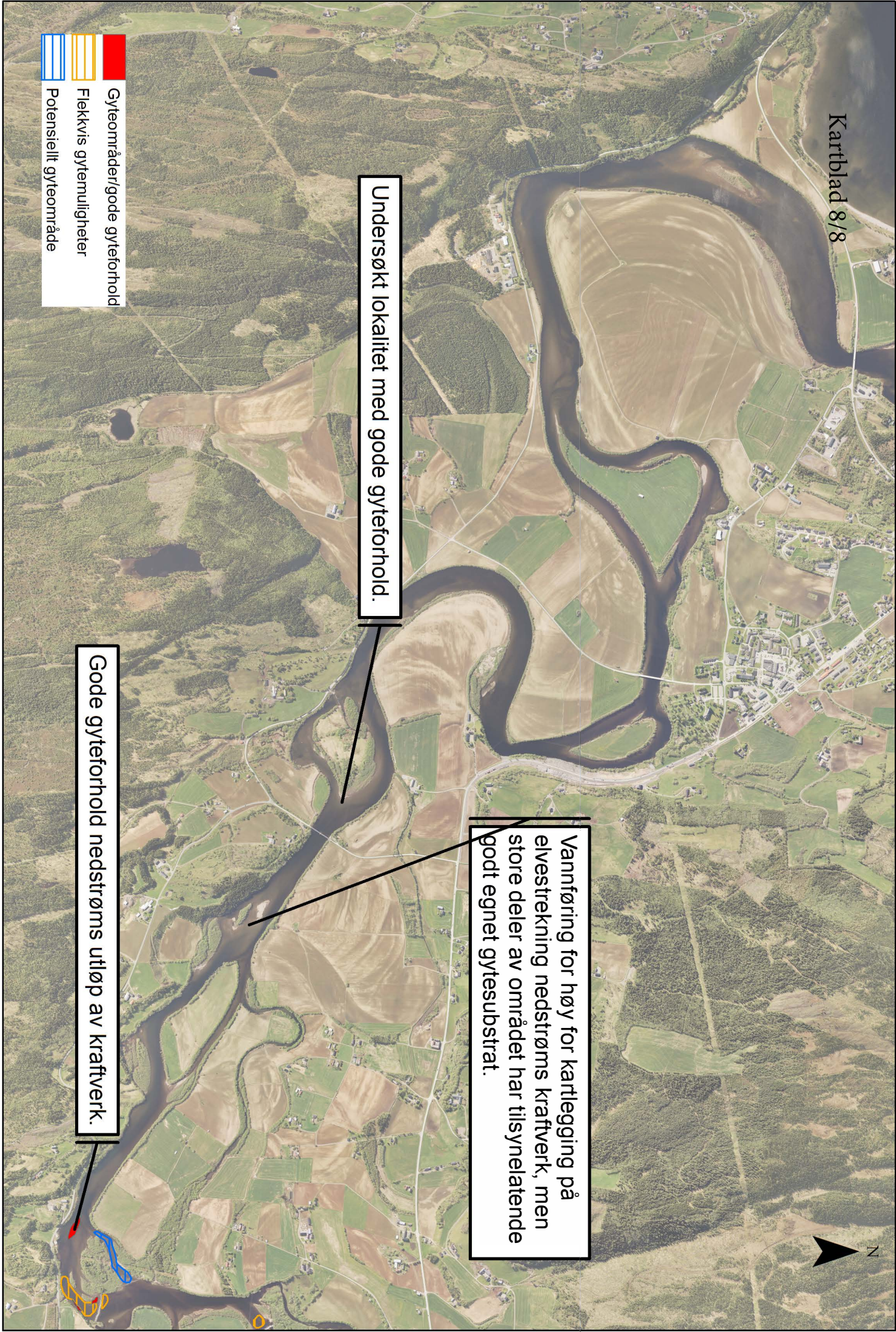


Vannføring for høy for kartlegging på elvestrekning nedstrøms kraftverk, men store deler av området har tilsynelatende godt egnet gytesubstrat.

Undersøkt lokaltitet med gode gyteforhold.

Gode gyteforhold nedstrøms utløp av kraftverk.

- Gyteområder/gode gyteforhold
- Flekkvis gytemuligheter
- Potensielt gyteområde



www.hydrocen.no

ISSN: 2535-5392

ISBN: 978-82-93602-23-1



Forskningssenteret HydroCen (Norwegian Research Centre for Hydropower Technology) skal bidra til å styrke Norges posisjon som en ledende vannkraftnasjon og sikre at norsk vannkraftsektor kan utnytte mulighetene i fremtidens fornybare energisystem.

NTNU er vertsinstusjon og hovedforskingspartner i HydroCen sammen med SINTEF Energi og Norsk institutt for naturforskning (NINA).

HydroCen har rundt 50 nasjonale og internasjonale partnere fra forskning, industri og forvaltning. Norsk Vannkraftsenter (NVKS) samler sin aktivitet i HydroCen i perioden 2017-2024.

HydroCen er et av sentrene i Forskningsrådets ordning med forskningsentre for miljøvennlig energi (FME). HydroCen har et budsjett på nærmere 400 millioner kroner fordelt på åtte år.



HydroCen
v/ Vannkraftlaboratoriet, NTNU
Alfred Getz vei 4,
Gløshaugen, Trondheim

www.hydrocen.no

 HydroCen

 @FMEHydroCen