EKSTERN RAPPORT

Nr. 18/2020

Elvemuslingens leveområde

Hvilke landskaps- og habitatvariabler påvirker utbredelse, tetthet og rekruttering hos elvemusling?

Norsk institutt for naturforskning

NVE Ekstern rapport nr. 18/2020
Elvemuslingens leveområde : hvilke landskaps- og habitatvariabler påvirker utbredelse, tetthet og rekruttering hos elvemusling?

Utgitt av: Norges vassdrags- og energidirektorat

Forfatter: Norsk institutt for naturforskning

Forsidefotograf: Bjørn Mejdell Larsen

ISBN: 978-82-410-2063-6
ISSN: 2535-8235

Sammendrag: Elvemusling er en truet art både globalt og nasjonalt. Norge har en stor andel av Europas elvemuslingsbestand, og derfor også et stort forvaltningsansvar. Mange av Norges 419 kjente lokaliteter av elvemusling befinner seg i vassdrag som er regulert til vannkraft, eller som er påvirket av fysiske inngrep.

Målet for dette FoU-prosjektet har vært å få mer kunnskapen om elvemuslingens habitatkrav og hva som må oppfylles for at bestander av arten skal opprettholde vellykket rekruttering og god status. Man vet mye om biologien til arten, men ikke så mye om mekanismene som styrer rekruttering og overlevelse.

En forståelse av hva som kjennetegner lokaliteter hvor elvemusling har vellykket rekruttering er viktig for å vite hva slags miljøforhold man bør søke å oppnå, for eksempel i regulerte vassdrag. Dette er et spesielt viktig tema i forbindelse med de mange revisjonssakene som er under arbeid, og ca. 30 av disse er knytta til elver der det er kjent at elvemusling finnes.

Emneord: Elvemusling (*Margaritifera margaritifera*), Miljøkrav, Landskapsvariabler, Habitatvariabler, Tetthet, Rekruttering, Sørkedalselva i Oslo kommune, Hoenselva i Øvre Eiker kommune, Drakstelva i Selbu kommune, Borråselva i Stjørdal kommune, FoU-undersøkelse

Norges vassdrags- og energidirektorat
Postboks 5091 Majorstuen
0301 Oslo
Middelthuns gate 29
Telefon: 22 95 95 95
E-post: nve@nve.no
Internett: www.nve.no
september, 2020

FORORD

Elvemusling har gått veldig tilbake i mesteparten av sitt utbredelsesområde. I store deler av det sentrale Europa har arten forsvunnet fra vassdrag der den opprinnelig fantes. Selv om tilbakegangen ikke har vært like stor i Norge, er utviklingen negativ også hos oss. Derfor er elvemuslingen kategorisert som sårbar på den norske rødlisten over truete dyrearter for 2015. Miljødirektoratet har fått utarbeidet en egen handlingsplan for elvemusling som gjelder for perioden 2019-2028.

Det er pr. mars 2019 registrert 419 lokaliteter med elvemusling i Norge. Mange av disse lokalitetene er i vassdrag som er regulert til vannkraft eller som er påvirket av fysiske inngrep. Det er dokumentert at hydromorfologiske endringer i vassdrag, som f.eks. kanalisering og erosjonssikring, kan ha en svært negativ påvirkning på elvemusling. Også endringer i vannføring som følge av uttak av vann til kraftverk eller settefiskanlegg kan ha negativ konsekvenser for elvemusling.

Målet for dette FoU-prosjektet har vært å få mer kunnskapen om elvemuslingens habitatkrav og hva som må oppfylles for at bestander av arten skal opprettholde vellykket rekruttering og god status. Vi vet mye om biologien til arten, men ikke så mye om mekanismene som styrer rekruttering og overlevelse.

NVE har også tidligere vært involvert i FoU-prosjekter med elvemusling som tema. Prosjektet «Effekt av vassdragsreguleringer på elvemusling» inngikk i NVEs FoU-program «Miljøbasert vannføring» og ble rapportert av NINA i 2012. Gjennom dette prosjektet fikk NVE bl.a. mer kunnskap om hva som kan være riktige avbøtende tiltak for elvemusling i regulerte vassdrag.

Begge FoU-prosjektene har bidratt med mye kunnskap som NVE kan bruke i arbeidet med bl.a. vilkårsrevisjon og konsesjonsbehandling av ulike typer vassdragsinngrep, og planlegging av vassdragstekniske anlegg.

NINA har gjennomført prosjektet for NVE. Rapporten er skrevet av NINA som står ansvarlig for konklusjonene.

NVE takker for godt samarbeid.

Oslo, august 2020

Rune Flatby
direktør

Brit Torill Haugen
fungerende seksjonssjef

www.nina.no

1744

NINA Rapport

Elvemuslingens leveområde

Hvilke landskaps- og habitatvariabler påvirker utbredelse, tetthet og rekruttering hos elvemusling?

Jon H. Magerøy
Sebastian Wacker
Anders Foldvik
Bjørn Mejdell Larsen

NINA

Norsk institutt for naturforskning

NINAs publikasjoner

NINA Rapport
Dette er NINAs ordinære rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på annet språk når det er hensiktsmessig.

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

NINA Fakta
Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

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

Elvemuslingens leveområde

Hvilke landskaps- og habitatvariabler påvirker utbredelse, tetthet og rekruttering hos elvemusling?

Jon H. Magerøy
Sebastian Wacker
Anders Foldvik
Bjørn Mejdell Larsen

Norsk institutt for naturforskning

Magerøy, J.H., Wacker, S., Foldvik, A. & Larsen, B.M., 2020. Elvemuslingens leveområde. Hvilke landskaps- og habitatvariabler påvirker utbredelse, tetthet og rekruttering hos elvemusling? NINA Rapport 1744. Norsk institutt for naturforskning.

Trondheim, februar 2020

ISSN: 1504-3312
ISBN: 978-82-426-3499-3

RETTIGHETSHAVER
© Norsk institutt for naturforskning
Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET
Åpen

PUBLISERINGSTYPE
Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV
Odd Terje Sandlund

ANSVARLIG SIGNATUR
Forskningssjef Ingeborg Palm Helland (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)
Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE)

OPPDRAGSGIVERS REFERANSE
80004

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER
Pernille D. Bruun

FORSIDEBILDE
Fra feltundersøkelser i Sørkedalselva i 2018 © Bjørn Mejdell Larsen

NØKKELORD
Elvemusling (*Margaritifera margaritifera*) – Norge – miljøkrav – landskapsvariabler – habitatvariabler – tetthet – rekruttering – Sørkedalselva, Oslo kommune i Oslo – Hoenselva, Øvre Eiker kommune i Buskerud – Drakstelva, Selbu kommune i Trøndelag – Borråselva, Stjørdal kommune i Trøndelag – FoU undersøkelse

KEY WORDS
The freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) – Norway – environmental requirements – landscape variables – habitat requirements – density – recruitment – the Sørkedalselva River, Oslo Municipality in Oslo County - the Hoenselva River, Øvre Eiker Municipality in Buskerud County – the Drakstelva River, Selbu Municipality in Trøndelag County – Research and development

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor
Postboks 5685 Torgarden
7485 Trondheim
Tlf: 73 80 14 00

NINA Oslo
Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Tlf: 73 80 14 00

NINA Tromsø
Postboks 6606 Langnes
9296 Tromsø
Tlf: 77 75 04 00

NINA Lillehammer
Vormstuguvegen 40
2624 Lillehammer
Tlf: 73 80 14 00

NINA Bergen
Thormøhlens gate 55
5006 Bergen
Tlf: 73 80 14 00

www.nina.no

Sammendrag

Magerøy, J.H., Wacker, S., Foldvik, A. & Larsen, B.M. 2020. Elvemuslingens leveområde. Hvilke landskaps- og habitatvariabler påvirker utbredelse, tetthet og rekruttering hos elvemusling? NINA Rapport 1744. Norsk institutt for naturforskning.

Elvemuslingen har gått sterkt tilbake i store deler av utbredelsesområdet sitt både i Nord-Amerika og Europa. Norge har ca. 25 % av de gjenværende bestandene av elvemusling i Europa. Likevel er også trenden i Norge negativ. Muslingen har forsvunnet fra minst 25 % av de historiske lokalitetene, og rekrutteringen er så lav i mange vassdrag at muslingen står i fare for å forsvinne fra over halvparten av de gjenværende lokalitetene. Elvemusling er derfor angitt som sårbar på norsk rødliste for truede arter, samtidig som den er en ansvarsart for Norge gitt den sterke nedgangen i mesteparten av Europa.

Regulering og andre hydromorfologiske endringer av vassdrag kan ha store negative konsekvenser for bestander av elvemusling, men i noen tilfeller kan også endringene ha en positiv effekt da påvirkningen på elvemusling kan være kompleks og mange faktorer virker inn. Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE) er ansvarlig for å forvalte vassdrag i Norge på en slik måte at de negative konsekvensene av bl.a. vassdragsreguleringer påvirker bestander av elvemusling minst mulig.

For å forhindre eller redusere negative konsekvenser av inngrep i vassdrag, er det viktig å ha god kunnskap om hvor elvemusling finnes, status til disse bestandene og hvordan miljøfaktorer påvirker utbredelsen, tettheten og rekrutteringen hos elvemusling. I dette FoU-prosjektet ble det gjennomført fire delprosjekt for å bedre kunnskapen om elvemusling og øke forståelsen av hvordan denne kunnskapen kan bidra til en bedre forvaltning av arten i regulerte vassdrag i Norge:

1. Oppdatere kunnskapsstatus om alle lokaliteter med elvemusling i Norge. Status for alle nåværende (419) og historiske (247, inkludert sikre og usikre lokaliteter) lokaliteter ble gjennomgått og oppdatert. Resultatene ble publisert i en egen rapport (NINA Rapport 1669).

2. Oppsummere nåværende internasjonal kunnskapsstatus om landskaps- og habitatvariabler, inkludert vertsfisk, som påvirker utbredelse, tetthet og rekruttering hos elvemusling. Litteraturoppsummeringen viser at både landskapsvariabler i nedbørfeltet og habitatvariabler langs elvestrengen og i selve elveløpet samt vertsfisken til elvemusling har stor påvirkning. Blant de viktigste landskapsvariablene er lufttemperatur, høyde over havet, antall innsjøer, vassdragsstørrelse, jordbruk, hogst, våtmarksområder og kloakkanlegg. Blant de viktigste habitatvariablene er kantskog og armering langs elvebredden, strømhastighet, vanndybde, avstand til elvebredden, skjærspenning (et mål på de kreftene vann i bevegelse utsetter substratet for), substratvariasjon, finsedimenter, akvatiske planter og redokspotensial i elvesubstratet (et mål på oksygeninnhold). Blant de viktigste variablene knyttet til vertsfisk er ungfisktetthet, vertsart, vertsstamme, fiskens alder og miljøfaktorer som påvirker laks og ørret.

3. Utnytte eksisterende data om elvemusling i Norge til å modellere rekruttering og tetthet av elvemusling basert på landskapsvariabler. Modelleringene viser at det er større sannsynlighet for å finne høy rekruttering og høye tettheter av elvemusling i lokaliteter (vassdrag) med lav andel myr og lav sommertemperatur i luft i nedbørfeltet. Innad i lokalitetene er det større sannsynlighet for å finne høy rekruttering på stasjoner med lav andel jordbruk i nedbørfeltet.

4. Undersøke habitatvariablene som påvirker rekruttering og tetthet av elvemusling i fire vassdrag i Norge. Habitatundersøkelsene viser at det er større sannsynlighet for å finne høy rekruttering av elvemusling der vanndybden er stor nok (>20 cm) og redokspotensialet er høyt (>400 mV). Høyt redokspotensial er knyttet til at substratet er grovt med lite finsedimenter (<50 % sand og silt). Høye tettheter av elvemusling er også avhengig av vanndybde (>20 cm), men høyere strømhastighet har også en viss positiv effekt.

De viktigste funnene som ble gjort var at lufttemperatur om sommeren (som påvirker vanntemperatur), vanndybde og redokspotensial påvirker rekruttering (og tetthet) av elvemusling. Vassdragsreguleringer har et stort potensiale til å kunne påvirke, direkte eller indirekte, disse miljøvariablene , selv om effekten vil variere både mellom og innad i vassdrag. Når det gjelder vanntemperatur er det spesielt viktig at en regulering ikke fører til økte temperaturer fra juli til september, da egg, larver og juvenile muslinger er sensitive for høy vanntemperatur i denne perioden. Lav vannføring kan ha negative konsekvenser i perioder med fare for uttørking eller innfrysning av muslinger, mens stort vanndekt areal både sommer og vinter kan ha en positiv effekt. Redusert vannføring og reduserte flommer kan føre til henholdsvis økt tilslamming med og redusert utvasking av finsedimenter, med påfølgende reduksjon i oksygeninnholdet (redokspotensialet) i substratet og dødelighet blant juvenile muslinger.

Undersøkelsene kan også danne et grunnlag for å vurdere mulige tiltak og oppfølgende studier knyttet til forvaltningen av elvemusling. Modelleringen kan brukes til å utvikle kartbaserte modeller som kan vise hvilke vassdrag eller deler av vassdrag som er best egnet for elvemusling. Det er viktig å redusere den effekten en vassdragsregulering kan ha på vanntemperatur, vanndybde og andelen finsedimenter i substratet. Når det gjelder vanntemperatur og -dybde kan nok mye hentes fra eksisterende litteratur, men mindre er kjent om hvordan man hindrer at andelen finsedimenter øker. Studier av hvilken effekt skylleflommer kan ha på redokspotensialet i substratet kan bidra til å øke kunnskapen om dette. Det er viktig å påpeke at eventuelle tiltak må tilpasses det enkelte vassdraget, på grunn av store forskjeller i hvordan en regulering påvirker hvert enkelt vassdrag.

Jon H. Magerøy, Norsk institutt for naturforskning, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo, jon.mageroy@nina.no
Sebastian Wacker, Norsk institutt for naturforskning, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim, sebastian.wacker@nina.no
Anders Foldvik, Norsk institutt for naturforskning, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim, anders.foldvik@nina.no og
Bjørn Mejdell Larsen, Norsk institutt for naturforskning, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim, bjorn.larsen@nina.no

Abstract

Magerøy, J.H., Wacker, S., Foldvik, A. & Larsen, B.M. 2020. Where does the freshwater pearl mussel live? Landscape and habitat variables characterizing distribution, density and recruitment of pearl mussels. NINA Report 1744. Norwegian Institute for Nature Research.

The freshwater pearl mussel has declined greatly within its range both in North-America and Europe. Norway has ca. 25% of the remaining populations of the pearl mussel in Europe. However, the trend is also negative in Norway. The mussel has disappeared from minimum 25% of the known historical sites and recruitment is so limited in many watercourses that it is in danger of disappearing from more than half of the remaining sites. Thus, the species has been classified as vulnerable in the Norwegian red-list for endangered species, while it is a species of responsibility for Norway given the great declines throughout most of Europe.

Regulation of and other hydromorphological changes to watercourses can have substantial negative consequences for populations of the pearl mussel. However, in some instances the changes can have a positive effect, as many factors are involved in the interaction and the effects may be quite complex. The Norwegian Water Resources and Energy Directorate (NVE) is responsible for managing watercourses in Norway in such a manner that the negative consequences of, among other things, regulation of watercourses on populations of the pearl mussel are minimal.

To eliminate or reduce the negative consequences of regulation and other changes to watercourses, it is important to have good knowledge of where the pearl mussel is found, what the status of these populations are, and how environmental variables influence the distribution, density and recruitment of the mussel. In this R&D project, we undertook four subprojects to improve the knowledge of the mussel and better the understanding of how this knowledge can contribute to improving the management of the species in regulated watercourses in Norway:

1. Update the status of all sites with the pearl mussel in Norway. The status for all current (419) and historical (247, including sites with confirmed and uncertain presence) sites was evaluated and updated. The results were published in a separate report (NINA Report 1669).

2. Summarize current international knowledge on landscape and habitat variables, including host fish, that influence the distribution, density and recruitment of the pearl mussel. The literature review shows that landscapes variables in the watershed and habitat variables along and in the watercourses, in addition to the mussel's host fish, have a major impact on the mussel. Among the most important landscape variables are air temperature, elevation, presence of lakes, the size of the watercourse, farming, logging, wetlands and sewage plants. Among the most important habitat variables are trees and armoring along the riverbank, flow velocity, water depth, distance to the riverbank, shear stress (a measure of the force water in motion applies to the substrate), substrate variation, fine sediments, aquatic plants and redox potential in the river substrate (a measure of oxygen levels). Among the most important variables associated with host fish are density of juvenile fish, host species, host stock, age of the fish and environmental variables that influence Atlantic salmon and brown trout.

3. Utilize existing data for the freshwater pearl mussel in Norway to model recruitment and density of the pearl mussel based on landscape variables. The modeling shows that there is a greater likelihood of high recruitment levels and high densities of mussels at sites (watercourses) with a small area of wetlands and a low summer air temperature in the watershed. Within sites, there is a greater likelihood of high recruitment levels at stations with a low level of farmland in the watershed.

4. Study the habitat variables that influence the recruitment and density of the pearl mussel in four watercourses in Norway. The habitat studies show that there is a greater likelihood of high recruitment levels when the water depth is sufficient (> 20 cm) and the redox potential is high (>

400 mV). A high redox potential is associated with a coarse substrate with low levels of fine sediments (< 50 % sand and silt). High densities of mussels are also dependent on water depth (> 20 cm), but higher flow velocities also have a limited positive effect.

The most important findings were that air temperature in summer (which affects water temperature), water depth and redox potential influence recruitment (and density) of the mussel. Regulation of water courses has great potential to influence, directly or indirectly, these environmental variables, even though the effect will vary between and within watercourses. With respect to water temperature, it is especially important that regulation does not lead to increased temperatures from July through September, as eggs, larvae and juvenile mussels are sensitive to high temperatures during this period. Low water levels can have negative consequences in periods when the mussels are prone to drying out or freezing in, while high water levels in the summer and winter can have a positive effect. Reduced water flow and reduced flooding can lead to increased siltation and reduced clearance of fine sediments, respectively, with an accompanying reduction in oxygen levels (redox potential) in the substrate and mortality among juvenile mussels.

In addition, our studies provide a better understanding for considering possible management actions and further studies associated with the management of the pearl mussel. The modeling can be used to develop map based models that show which watercourses and sections of watercourses are most suitable for the mussel. It is important to reduce the effect that watercourse regulation can have on water temperature, water depth and the level of fine sediments in the substrate. For water temperature and depth, much of the relevant information may be gathered from the existing literature, but less is known about how one prevents the buildup of fine sediments. Studies on the effect of managed flushing flows/restoration pulse flows on redox potential in the substrate can contribute to improve the knowledge on this topic. It is important to point out that potential management actions must be adapted to the regulated watercourse in question, as there are substantial differences in how regulation affects individual watercourses.

Jon H. Magerøy, Norwegian Institute for Nature Research, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo, Norway, jon.mageroy@nina.no
Sebastian Wacker, Norwegian Institute for Nature Research, P.O. Box 5685 Torgarden, 7485 Trondheim, Norway, sebastian.wacker@nina.no
Anders Foldvik, Norwegian Institute for Nature Research, P.O. Box 5685 Torgarden, 7485 Trondheim, Norway, anders.foldvik@nina.no og
Bjørn Mejdell Larsen, Norwegian Institute for Nature Research, P.O. Box 5685 Torgarden, 7485 Trondheim, Norway, bjorn.larsen@nina.no

Innhold

Sammendrag **3**

Abstract **5**

Innhold **7**

Forord **9**

1 Innledning **10**

2 Litteraturoppsummering: Elvemuslingens miljøkrav **13**
2.1 Landskapsvariabler i nedbørfeltet og påvirkning av menneskelig aktivitet 13
2.1.1 Naturlige faktorer 13
2.1.2 Faktorer avhengig av både naturlige og menneskeskapte forhold 17
2.1.3 Menneskeskapte faktorer 19
2.2 Habitatvariabler langs elvestrengen og i elveløpet 21
2.2.1 Faktorer langs kantene av vassdrag 21
2.2.2 Faktorer i selve vassdraget 23
2.3 Vertsfisken: habitat for muslinglarvene 27
2.3.1 Tetthet og egnethet av potensiell vertsfisk 27
2.3.2 Faktorer som påvirker vertsfisken 29

3 Modellering av landskapsvariabler i nedbørfelt med elvemusling **33**
3.1 Innledning 33
3.2 Metode 34
3.2.1 Datagrunnlag 34
3.2.2 Dataanalyse 38
3.3 Resultater 39
3.3.1 Lokalitetsmodellen 39
3.3.2 Stasjonsmodellen 44
3.4 Diskusjon 45
3.4.1 Lokalitetsmodellen 45
3.4.2 Stasjonsmodellen 47
3.4.3 Sammenligning av modellene 48
3.4.4 Betydning for regulerte vassdrag 48

4 Undersøkelse av habitatvariabler i fire lokaliteter med elvemusling **51**
4.1 Innledning 51
4.2 Vassdragsbeskrivelse 53
4.2.1 Sørkedalselva 53
4.2.2 Hoenselva 56
4.2.3 Drakstelva 57
4.2.4 Borråselva 58
4.3 Metode 60
4.3.1 Måling av habitatvariabler 60
4.3.2 Forekomst av elvemusling 63
4.3.3 Statistisk analyse 64
4.4 Resultater 64
4.4.1 Habitatbeskrivelse 64
4.4.2 Forekomst av elvemusling og rekruttering 69
4.4.3 Effekt av habitat på tetthet av voksne muslinger 72
4.4.4 Effekt av habitat på rekruttering 74
4.5 Diskusjon 76
4.5.1 Effekt av habitatet på tetthet voksne muslinger 76

4.5.2 Effekt av habitatet på rekruttering....77
4.5.3 Variasjon innenfor elver....78
4.5.4 Betydning for regulerte vassdrag....79

5 Oppsummering....80
5.1 Landskaps- og habitatvariabler oppsummert....80
5.2 Betydning for regulerte vassdrag....82
5.3 Mulige tiltak og oppfølgende studier....83

6 Referanser....86

7 Vedlegg....100
Vedlegg 1. Elvemuslinglokaliteter som inngår i stasjonsmodellen....100
Vedlegg 2. Forklaring av prediktorvarablene....104
Vedlegg 3. Variasjon i nedbørfeltvariabler mellom regioner....105
Vedlegg 4. Variasjon i nedbørfeltvariabler innen vassdragene i stasjonsmodellen....108

Forord

En forståelse av hva som kjennetegner lokaliteter hvor elvemusling har vellykket rekruttering er viktig for å vite hva slags miljøforhold man bør søke å oppnå, for eksempel i regulerte vassdrag. Dette er et spesielt viktig tema i forbindelse med de mange revisjonssakene som er under arbeid, og ca. 30 av disse er knytta til elver der det er kjent at elvemusling finnes.

Samtidig vil en beskrivelse av elvemuslingens habitatkrav ikke bare ha nytteverdi for forvaltningen, det vil også bidra med ny kunnskap om elvemuslingens grunnleggende biologi. På grunn av det høye antallet elvemuslingsbestander i Norge er vi i en særstilling når det gjelder muligheten til å fremskaffe kunnskap om elvemuslingens miljøkrav og rekrutteringsbiologi.

FoU-prosjektet «Elvemuslingens habitatkrav» er finansiert av Norges Vassdrags og Energidirektorat (NVE) og er relevant for målet om at NVE skal bidra til tverrsektorielle samarbeidsprosjekter for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold. I NVEs strategi heter det at de skal «sikre en helhetlig og miljøvennlig forvaltning av vassdragene», noe som betinger at man har kunnskap om artene og økosystemene man skal forvalte. Her har NVE dessuten deltatt ved å stille sine egne data til disposisjon. Nedbørfeltdata med miljøinformasjon basert på NVEs NEVINA (Nedbørfelt- og vannføringsindeksanalyse) ble generert og tilrettelagt for bruk av Astrid Voksø ved NVE.

Resultatene fra FoU-prosjektet på elvemusling vil også kunne bidra med kunnskap inn mot HydroCen, ett av sentrene i Forskningsrådets ordning med forskingssentre for miljøvennlig energi (FME), ledet av NTNU sammen med SINTEF Energi og NINA, der NVE også deltar som partner. Prosjektet har mellom annet fokus på miljø og vassdragsutbygging. Prosjektet gir kunnskap som er relevant for nye vassdragsinngrep og for vurderinger ved revisjoner av gamle vassdragskonsesjoner.

FoU-prosjektet «Elvemuslingens habitatkrav» ble startet i 2016, og var i utgangspunktet et treårig prosjekt. Av ulike årsaker ble arbeidet med innsamling av landskapsvariabler og nedbørfeltanalysene forsinket ett år, og vi skriver derfor 2020 før prosjektet formelt blir avsluttet. Vi til i den sammenheng takke NVE ved Kirsten Marthinsen, Ragnhild Stokker og Pernille D. Bruun som alle har bidratt positivt og utvist stor tålmodighet i ulike deler av prosjektperioden.

I tillegg til sluttrapporten fra prosjektet er det i samarbeid med Miljødirektoratet også gitt ut en grunnlagsrapport over alle elvemuslinglokaliteter i Norge med tilhørende bestandsstatus (NINA Rapport 1669). Dette var et nødvendig grunnlag for de analysene som skulle gjennomføres i FoU-prosjektets hoveddel. Vi vil i den forbindelse benytte anledningen til å takke Jarl Koksvik, Miljødirektoratet, Kristian Julien og Anton Rikstad, begge Fylkesmannen i Trøndelag, for det arbeidet som er lagt ned for å systematisere og gjøre opplysningene om utbredelsen av elvemusling i Norge allment tilgjengelige. Til slutt vil vi takke NVE for at de har prioritert og brukt av sine ressurser på temaet elvemusling.

Trondheim, februar 2020

Bjørn Mejdell Larsen

Prosjektleder

1 Innledning

Jon H. Magerøy & Bjørn Mejdell Larsen

Elvemusling (*Margaritifera margaritifera*) (**figur 1**) er en art som har gått drastisk tilbake i mesteparten av sitt utbredelsesområde, på begge sider av det nordlige Atlanterhavet (Araujo & Ramos 2000, Geist 2010, Larsen 2017a; 2018a, Lopes-Lima et al. 2017, Jakobsen & Jakobsen 2018). Dette har ført til at arten er kategorisert på IUCNs rødliste som sterkt truet (Moorkens 2011). I store deler av det sentrale Europa har arten forsvunnet fra sitt opprinnelige utbredelsesområde. Denne utviklingen har ikke vært like dramatisk i Norge og vi har sannsynligvis om lag en firedel av de gjenværende bestandene i Europa (Larsen 2018a). Likevel er også trenden i Norge negativ. Tilbakegangen har vært stor i enkelte områder og muslingen har dødd ut i flere vassdrag (ca. 25 % av de historisk kjente lokalitetene) (Larsen & Magerøy 2019a). I tillegg ser det ut til at rekrutteringen er for lav til å opprettholde bestanden ved mer enn halvparten av de gjenværende lokalitetene (Larsen & Magerøy 2019a). Dette har ført til at elvemuslingen er kategorisert som sårbar på den norske rødlisten over truete dyrearter både i 2010 og 2015 (Kålås et al. 2010, Henriksen & Hilmo 2015). Da elvemusling er en ansvarsart for Norge har vi et spesielt ansvar for å stoppe denne utviklingen og ta vare på de gjenværende bestandene. I den sammenheng er det utarbeidet en egen handlingsplan for elvemusling i Norge, den første i 2006 (Larsen 2005, Direktoratet for naturforvaltning 2006), og en ny og revidert utgave i 2018 for perioden 2019-2028 der det er gitt forslag til tiltak for hvordan arten skal bevares (Larsen 2018a).

***Figur 1**. Elvemuslingen står delvis nedgravd i substratet, godt forankret i grusen ved hjelp av en muskuløs fot. En voksen musling filtrerer om lag 50 liter vann i løpet av et døgn, og en stor muslingbestand er et viktig bidrag til å opprettholde en god vannkvalitet også for andre bunndyr og fisk i vassdraget. Foto: Bjørn Mejdell Larsen.*

For å kunne ta vare på elvemusling er det viktig å ha tilstrekkelig kunnskap og innhente så mye informasjon som mulig om artens utbredelse, status, biologi og miljøkrav, som påpekt i den nåværende handlingsplanen (Larsen 2018a). Et minstekrav for å kunne beskytte arten er å kjenne utbredelsen i detalj. For å kunne vite om det er nødvendig å gjennomføre tiltak for å beskytte en elvemuslingbestand, må vi i tillegg kjenne status til bestanden. Det viktigste er å vite om bestanden rekrutterer, dvs. om antall juvenile muslinger er stort nok til å opprettholde bestanden på lang sikt. For å kunne gjennomføre tiltak som kan forbedre tilstanden eller forhindre at tilstanden til bestanden forverres er det samtidig nødvendig å kjenne til muslingenes miljøkrav. Habitat (levested) brukes i økologien om den områdetypen en art helst velger å holde til i. Det vil si det området der de fysiske og biologiske forholdene er best i samsvar med artens spesifikke krav til livsmiljø. Det er nødvendig å kjenne til faktorene som virker inn både i nedbørfeltet som helhet (en landskapsmessig skala) og på selve leveområdet i lokaliteten (en lokal skala innad i

vassdraget). Slik kunnskap vil gi forvaltningen informasjon om hvordan man må forvalte nedbørfeltet og selve elveløpet for at elvemuslingen skal trives.

Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE) er underlagt Olje- og energidepartementet og har ansvar for å forvalte vann- og energiressursene i Norge. NVE skal sikre en samlet og miljøvennlig forvaltning av vassdragene, og det er NVE som behandler søknadene om konsesjon av mange ulike aktiviteter i vassdragene, inkludert vassdragsregulering. Studier har vist at hydromorfologiske endringer i vassdrag, bl.a. kanalisering, mudring, armering av elvebredden, kulverter og andre vandringshindre, kan ha en svært negativ påvirkning på elvemusling (se kapittel 2). I tillegg kan vassdragsreguleringer i mange tilfeller ha en negativ påvirkning, selv om reguleringer også kan ha en positiv effekt på enkelte bestander av elvemusling (for flere detaljer rundt dette, se oppsummeringer i Degerman et al. 2009 og spesielt i Larsen 2012a). Dermed kan NVEs avgjørelser om hvilke hydromorfologiske endringer og vassdragsregulering man tillater i elvemuslingvassdrag ha stor effekt på om bestandene av musling opprettholdes eller utarmes.

For å forhindre eller redusere de negative effektene av hydromorfologiske endringer og vassdragsreguleringer i lokaliteter med elvemusling kan vi tenke oss to tilnærminger: 1. Man kan unngå å tillate slike endringer i vassdragene. Dette kan imidlertid hindre viktig menneskelig aktivitet i vassdragene og bidrar ikke til å redusere påvirkningen av endringer som allerede har funnet sted. 2. Man kan modifisere nåværende/fremtidige planer om endringer på en slik måte at de negative konsekvensene for muslingene blir redusert/minimale. Hvis endringer i vassdragene ikke gjennomføres på en god måte vil det kunne få en negativ effekt på muslingene. For å kunne gjennomføre tiltak som skal hindre eller redusere negative effekter på elvemuslingbestander er det derfor viktig å innhente så mye informasjon som mulig om artens utbredelse, status, biologi og miljøkrav. Dette gjelder også for effektene av hydromorfologiske endringer og vassdragsregulering.

Utbredelsen til elvemusling i Norge er relativt godt kjent, mens informasjon om bestandenes status er mer variabel. Fylkesmannen i Trøndelag drifter en database over de kjente lokalitetene med elvemusling (gint.no), men denne basen gir bare informasjon om utbredelse og faktaopplysninger om de enkelte lokalitetene uten at det gis en nasjonal kunnskapsoversikt. Forsøk på å gi en slik fullstendig oversikt over alle lokalitetene i Norge er gjort av Dolmen & Kleiven (1997; 1999) og Økland & Økland (1998) tilbake på slutten av 1990-tallet, i tillegg til at oppdatert info ble inkludert i VannInfo i 2002 (Larsen & Magerøy 2019a). Arbeidet med kartlegging og inventering av elvemusling i forbindelse med handlingsplanen for elvemusling, fra 2006 og fram til 2015, resulterte i mer enn 150 nye lokaliteter i forhold til det som var kjent status på slutten av 1990-tallet (Larsen 2015b). Det faktum at det også i de siste årene har kommet inn flere opplysninger om nye lokaliteter med elvemusling og ny kunnskap om statusen til allerede kjente lokaliteter gjorde at det var nødvendig å sammenstille en ny nasjonal oversikt over elvemuslingbestandene i Norge. Denne ble gitt ut som NINA Rapport 1669 (Larsen & Magerøy 2019a) og inneholder en samlet oversikt over antall lokaliteter med nålevende elvemusling fordelt på fylke (gammel inndeling) med opplysninger om utbredelse, tetthet, lengde av minste musling påvist, andel muslinger mindre enn 20 og 50 mm og hva som er (antatt) vertsfisk. Dette og opplysninger om status (verneverdi), populasjonsstørrelse, kartleggingsår, kultivering og utsettinger er oppsummert i rapporten og gitt en nærmere omtale. De viktigste kildene (rapporter og meddelelser) som ligger til grunn for statusbeskrivelsen er listet opp i vedlegg slik at det er mulig å fordype seg ytterligere i lokaliteter man er spesielt interessert i. I tillegg gir rapporten en oversikt over historiske lokaliteter som kan være interessante ved eventuelle reetableringstiltak.

På grunn av den negative utviklingen til arten i Europa har det blitt satt stadig større fokus på de landskapsmessige miljøkravene til elvemusling. Flere studier har prøvd å identifisere landskapsvariabler som kan forklare muslingens utbredelse, tetthet og/eller (i noen få tilfeller) rekruttering på en overordnet skala. På tross av det arbeidet som er gjort har det ført til liten suksess når det gjelder forståelse av de variablene som kan forklare rekruttering hos elvemusling. I tillegg er

funnene når det gjelder utbredelse og tetthet delvis motstridende (se kapittel 2). Det siste kan delvis forklares med at studiene er basert på data fra svært forskjellige økoregioner med store forskjeller i naturlige miljøforhold og menneskelig påvirkning. Siden ingen tilsvarende studier er blitt gjennomført i Norge og det generelt er liten kunnskap om landskapsvariablene som spesifikt kan forklare rekruttering hos elvemusling, var det ønskelig å studere dette nærmere med utgangspunkt i de opplysningene som fantes pr. 1. mars 2019 om de 419 lokalitetene med levende elvemusling i Norge (Larsen & Magerøy 2019a). Dette ville gi oss en mulighet til å nærme oss et svar på problemstillingen.

På grunn av utviklingen i Europa har det også vært fokus på å studere de lokale habitatkravene til elvemusling innad i vassdragene. Flere studier har prøvd å identifisere habitatvariabler som kan forklare muslingens utbredelse, tetthet og/eller rekruttering på en lokal skala. Suksessen har vært større enn for landskapsvariablene når det gjelder identifikasjon av habitatvariabler som kan forklare rekruttering hos elvemusling. Likevel er funnene når det gjelder utbredelse og tetthet delvis motstridende (se kapittel 2). Det siste kan nok delvis forklares med at studiene er basert på data fra svært forskjellige økoregioner og vassdrag med store forskjeller i naturlige miljøforhold og menneskelig påvirkning. Siden det ikke var gjennomført noen slike studier i Norge tidligere, var det nå ønskelig å gjennomføre en pilotstudie for å se nærmere på elvemuslingens leveområder og hva som karakteriserte elver med forekomst av elvemusling og vellykket rekruttering.

Målet med dette prosjektet har vært å forbedre kunnskapen om utbredelse, status og miljøkrav til elvemusling i Norge. Dette ble gjort i håp om at det kunne gi oss et bedre kunnskapsgrunnlag for å forvalte arten på en bedre måte, spesielt med henblikk på hydromorfologiske endringer og vassdragsregulering i elvemuslingvassdrag. Målet har derfor ikke vært å vise om reguleringer i seg selv har en påvirkning på bestander av elvemusling, men å vise hvilke nedbørfeltvariabler som påvirker elvemusling og bruke disse til å identifisere områder som er godt egnet for elvemusling og som bør undersøkes i forbindelse med eventuelle reguleringsplaner.

For å oppnå dette ble det gjennomført fire delprosjekter som skulle:

1) oppdatere kunnskapsstatus om alle lokaliteter med elvemusling i Norge (publisert som NINA Rapport 1669 (Larsen & Magerøy 2019a) og delfinansiert av Miljødirektoratet)
2) oppsummere nåværende internasjonale kunnskapsstatus om landskaps- og habitatvariabler, inkludert vertsfisk, som påvirker utbredelse, tetthet og rekruttering hos elvemusling (kapittel 2 i denne rapporten)
3) utnytte eksisterende data for elvemusling i Norge til å modellere rekruttering og tetthet av elvemusling basert på landskapsvariabler (kapittel 3 i denne rapporten)
   og
4) undersøke habitatvariablene som påvirker rekruttering og tetthet av elvemusling i fire vassdrag i Norge (kapittel 4 i denne rapporten).

2 Litteraturoppsummering: Elvemuslingens miljøkrav

Jon H. Magerøy

Undersøkelser og diskusjoner om hva som er godt elvemuslinghabitat er viet mye oppmerksomhet i litteraturen. Denne forskningen har først og fremst fokusert på å kunne forklare utbredelse, tetthet og rekruttering av elvemusling i forskjellige vassdrag eller innad i vassdrag. Forskningen har fokusert på forklaringsvariabler på forskjellige nivå: 1. Landskapsvariabler, som miljøforhold i nedbørfeltet og storskalapåvirkning av menneskelig aktivitet, 2. Habitatvariabler, inkludert variabler langs elvebredden og i selve vassdraget, og vertstilgjengelighet og 3. Vannkjemiske variabler. I tillegg kommer forskning knyttet til kultivering og utsetting av kultivert elvemusling, som for det meste har fokusert på vannkjemiske variabler, sedimentering og tilgang på mat. I denne litteraturoppsummeringen fokuserer vi på punkt 1 og 2, da dette har vært hovedfokuset til de undersøkelsene som er gjennomført som en del av FoU-prosjektet «Elvemuslingens leveområde. Hva karakteriserer lokaliteter med vellykket rekruttering?» For den som er interessert i mer detaljer om vannkjemiens og temperaturens påvirkning på elvemusling, er forskningen på dette området oppsummert bl.a. hos (Larsen 1997; 2005, Young 2005, Degerman et al. 2009, Varandas et al. 2013, Norsk Standard NS-EN 16859:2017). For den som er interessert i mer detaljer om forklaringsvariabler knyttet til kultivering av elvemusling, finnes det flere relevante studier (Eybe et al. 2013, Horton et al. 2015, Lavictoire et al. 2016, Moorkens 2018, tidligere litteratur oppsummert i Gum et al. 2011). Oppsummeringen i dette kapittelet baserer seg på funn fra de to artene *Margaritifera margaritifera* og *M. falcata*. Funn fra andre arter i slekten *Margaritifera* kunne også vært aktuelle, men lite er kjent om disse artenes habitatkrav. Funn som omhandler habitatkravene til andre muslingarter (f.eks. *Unio spp.* og *Anodonta spp.*) ansees å være lite egnet for å forstå disse habitatspesialistene, både når det gjelder habitatbruken til de frittlevende muslingene og vertsfisken. Oppsummeringen tar ikke mål av seg til å inkludere all litteratur om elvemuling, men å illustrere bredden av funn gjennom en utvalg av studier.

2.1 Landskapsvariabler i nedbørfeltet og påvirkning av menneskelig aktivitet

Modeller og andre studier basert på miljøforhold og arealbruk i nedbørfeltet viser at både naturlige og menneskeskapte forhold påvirker elvemuslingen, både hver for seg og i samspill.

2.1.1 Naturlige faktorer

Det finnes mange naturlige faktorer som påvirker elvemusling (**figur 2**). I **tabell 1** gis det en oversikt over de faktorene som kan påvirke utbredelse, tetthet og/eller rekruttering hos muslinger. Resultatene er ofte motstridende og avhenger av regionale eller lokale miljøforhold.

Lufttemperatur er en av de naturlige miljøfaktorene som påvirker elvemusling. I Sverige er det vist at både lav temperatur den kaldeste måneden og høy temperatur den varmeste måneden øker sannsynligheten for tilstedeværelse av elvemusling (Tamario & Degerman 2017). I motsetning til funnene fra Sverige er det i Frankrike funnet en positiv sammenheng mellom liten sesongvariasjon i temperatur og utbredelsen av elvemusling (Prié et al. 2014). I sørlige Tyskland er en gjennomsnittstemperatur i overkant av 22 °C gjennom det tørreste kvartalet i løpet av året, relativt lav sesongvariasjon i nedbør og lav andel jordbruksareal i nedbørfeltet optimalt for elvemusling (Dobler et al. 2019). I nordvestlige Spania er det brukt flere forskjellige modeller for å undersøke påvirkningsfaktorene på elvemusling. For utbredelse er det vist at sommertemperatur på 22-26 °C er optimalt for elvemusling. De fleste modellene viser en negativ sammenheng mellom høy temperatur (både for årsgjennomsnitt og om sommeren) og tetthet av musling. Derimot

var det en positiv sammenheng mellom høy gjennomsnittlig årstemperatur og musling i områder der det bare fantes stasjonær vertsfisk (dvs. ovenfor anadrom sone) (Lois 2015, Lois et al. 2015).

Figur 2. *Et utvalg av naturlige miljøfaktorer som påvirker elvemusling. Alle fotoene er hentet fra elvemuslingvassdrag. a & b) Forskjeller i terrengets helningsgrad innad i Movassbekken i Oslo kommune, c) Innsjø (Valetjønn) i Vassbotnbekken i Birkenes kommune, Aust-Agder, d) Sidebekk til Ualandsåna i Hå kommune, Rogaland og e & f) Store forskjeller i vassdragenes størrelse mellom Simoa i Sigdal kommune, Buskerud og Vassbotnbekken i Birkenes kommune, Aust-Agder. Foto a-d: Jon H. Magerøy. Foto e-f: Bjørn Mejdell Larsen.*

I følge flere forfattere er elvemuslingen tilpasset et kaldere klima og trues derfor av global oppvarming, men arten greier seg heller ikke i for kalde temperaturer (Hastie et al. 2003a, Degerman

et al. 2009, Tamario & Degerman 2017, Bolotov et al. 2018). Lufttemperaturen påvirker nødvendigvis vanntemperaturen, som påvirker elvemuslingen på mange måter. Det er bl.a. annet foreslått at lav temperatur kan begrense fødeinntak, vekst og produksjon av muslinglarver osv., mens høy temperatur kan være direkte dødelig, øke oksygenopptaket, føre til endringer i nedbøren som er negativt for muslingen, øke produksjon og sedimentering i vassdrag osv. I tillegg kan temperaturendringer ha stor påvirkning på samspillet mellom muslingen og dens vertsfisk (oppsummert i Hastie et al. 2003a, Larsen 2012b).

Tabell 1. *Sammenheng mellom naturlige miljøfaktorer og utbredelse, tetthet og rekruttering hos elvemusling. + indikerer en positiv sammenheng mellom høyere verdier av miljøfaktoren og muslingen. - indikerer en negativ sammenheng mellom høyere verdier av faktoren og muslingen. Antall tegn indikerer styrken på sammenhengen (+++ angir altså en sterkere sammenheng enn +).*

Faktor	Påvirkning		
	Utbredelse	Tetthet	Rekruttering
Temperatur	+/-	+/- -	
Nedbør	+/-	-	
Høyde over havet	++/- -		
Lengdegrad			+
Terrengets helningsgrad	-	-	+
Kalkholdige bergarter	+/-	+/-	+/-
Innsjøer	+		+++
Sideelver	-		
Vassdragsstørrelse	++/- -		

Nedbør er ofte nært knyttet til temperatur, og det er derfor ikke overraskende at det er funnet en sammenheng mellom mengde nedbør og elvemusling. I Sverige er det vist en positiv sammenheng mellom høy nedbør den varmeste måneden og utbredelsen til elvemusling (Tamario & Degerman 2017). I sørlige Tyskland er relativt lav sesongvariasjon i nedbør optimalt for elvemusling (Dobler et al. 2019). I Spania har modeller for utbredelse av elvemusling vist at sommernedbør på 80-110 mm og årsnedbør på 270-450 mm er optimalt for muslingen. For tetthet viser modellene en negativ sammenheng mellom høy nedbør (både for årsgjennomsnitt og om sommeren) og muslingen (Lois 2015, Lois et al. 2015). Forholdet mellom nedbør og elvemusling er nok enda mer komplekst enn forholdet mellom temperatur og musling. Lav nedbør kan bl.a. føre til uttørking, økt produksjon og sedimentering og økt temperatur med påfølgende negative konsekvenser for muslingen, men for høy nedbør (som forårsaker flom) kan forflytte muslingen til uegnet habitat eller strande dem på tørt land. Dermed kan man forvente at effekten av endringer i nedbøren avhenger av de hydrologiske forholdene i vassdragene og hvordan nedbørsmønsteret endres (oppsummert i Hastie et al. 2003a). Dette kan kanskje forklare forskjellene mellom funnene til studiene fra forskjellige deler av Europa.

Både høyde over havet og lengdegrad er også sterkt knyttet til temperatur. Dermed er det ikke overraskende at det også er funnet en sammenheng mellom disse faktorene og forekomsten av elvemusling. I Sverige er det vist at elvemusling stort sett finnes i lav høyde over havet (Degerman et al. 2009, Tamario & Degerman 2017). I tillegg er det vist en sammenheng mellom økende lengdegrad og rekruttering av muslingen (Tamario & Degerman 2017). I Nord-Irland finnes også elvemusling i lav høyde over havet (Wilson et al. 2011). Derimot er elvemusling stort sett funnet i relativt stor høyde over havet i Spania (Lois 2015, Lois et al. 2015) og Portugal (Varandas et al. 2013). Wilson et al. (2011) påpeker at det kan være lav tilgang på vertsfisk og store variasjoner i vannføring som gjør at man ikke finner elvemusling i høyereliggende vassdrag i Nord-Irland. Forskjellene i høydemessig utbredelse kan muligens forklares med at lave temperaturer er begrensende for utbredelsen av elvemusling i Nord-Europa, mens høye temperaturer

er begrensende for muslingen i sørlige områder. I tillegg kan det være sterkere menneskelig påvirkning som begrenser elvemusling til høyereliggende vassdrag i Spania.

Det er vist at terrengets helningsgard har en sammenheng med forekomsten av elvemusling. I Sverige er det vist en positiv sammenheng mellom høyere helning og rekruttering (Jensen 2007, Tamario & Degerman 2017), mens det i Sentral-Europa er vist en negativ sammenheng mellom helning og utbredelse (Inoue et al. 2017) og i Spania er det vist en negativ effekt på tetthet (Lois 2015, Lois et al. 2015, Lois & Cowley 2017). Effekten av terrengets helningsgrad har blitt knyttet til vannstrøm og substratkvalitet, men ikke til versfisk (Inoue et al. 2017, Lois & Cowley 2017). Det siste kan være et resultat av spesifikke forhold i vassdragene i Spania, da det er velkjent at laksefisk foretrekker områder med sterkere strøm sammenlignet med mange andre fiskearter.

Det er også vist at typen berg- og jordarter har en sammenheng med forekomsten av elvemusling. I Sverige er det vist at middels-lav tilstedeværelse av leirjord og kalkbergarter er optimalt for rekruttering hos elvemusling (Tamario & Degerman 2017). I Nord-Irland er det vist at et innhold av leire på ca. 10-20 %, sand opp mot 100 %, karbon på ca. 5 % og silt på ca. 5-20 % er optimalt for elvemusling (Wilson et al. 2011). I Spania er det funnet en positiv sammenheng mellom metamorfe bergarter og tetthet av elvemusling, mens for sedimentære og granittiske bergarter er sammenhengen negativ for de fleste modellene (Lois 2015, Lois et al. 2015, Lois & Cowley 2017). Wilson et al. (2011) knyttet deres funn til forskjeller i næringstilførsel og siltavrenning fra forskjellige jordtyper, mens andre forfattere har knyttet bergarter til vannkvaliteten og optimale nivåer for elvemusling med hensyn til pH, kalsium og ledningsevne (oppsummert i Larsen 1997).

Innsjøer i nedbørfeltet har en positiv sammenheng med forekomsten av elvemusling. I Sverige er det vist at det er en positiv sammenheng mellom tilstedeværelse av innsjøer oppstrøms bestandene og rekruttering (Söderberg et al. 2008, Österling & Högberg 2014, Tamario & Degerman 2017). I områdene rundt Novogorod og St. Petersburg i Russland er elvemusling bare rapportert fra elver som har innsjøer som sitt utspring (Popov & Ostrovsky 2014). I Irland er det påpekt en positiv sammenheng mellom innsjøer oppstrøms og bestandenes status (Moorkens 2012). Forfatterne har forklart dette med at innsjøer fungerer som sedimentfeller, modererer avrenningen til vassdragene nedstrøms med reduksjon i storflommer og tørkeperioder, og i nordlige områder øker temperaturen på elvevannet med en påfølgende positiv effekt. I tillegg er det mulig at driv av organisk materiale ut fra innsjøer fungerer som en matkilde for muslingene.

Det er vist en negativ sammenheng mellom antall sideelver oppstrøms og avstanden til nærmeste sideelv oppstrøms og utbredelsen til elvemusling, men disse funnene kommer bare fra tre modelleringer av utbredelsen til muslingen i elva Dee i Skottland (Cooksley et al. 2012, Spezia et al. 2014a; 2014b) så det er mulig at dette ikke er en generell tendens. Cooksley et al. (2012) foreslår at denne sammenhengen muligens kan forklares med tilførsel av vann med dårligere vannkvalitet fra sideelvene (vannkjemiske blandsoner) og/eller at substratet i området nedstrøms en sideelv endrer seg ved at de to vannstrømmene påvirker både deponering av tilført materiale og stabiliteten til substratet.

Det er også funnet en sammenheng mellom elvenes og bekkenes størrelse og forekomsten av elvemusling. I Sverige er elvemusling vanligst i mindre vassdrag (Degerman et al. 2009), I Rhode Island (Raithel & Hartenstine 2006) og California (Cuffey 2002, Howard & Cuffey 2003, Howard 2005, Brim Box et al. 2006) har muslingen blitt funnet i øvre deler av vassdrag. I Oregon har elvemusling bare blitt funnet i midtre til øvre deler av vassdrag (Hegeman 2012, Hegeman et al. 2014). Derimot er det i Spania modellert at elvemusling bør være mindre vanlig i de øverste delene av vassdrag (Lois 2015; 2016, Lois & Cowley 2017), og dette har blitt funnet å være tilfelle i et vassdrag i California (Davis et al. 2013). Forfatterne foreslår at små bekker og elver er mer utsatt for tørke, innfrysning og annen variasjon i tid og rom, mens store vassdrag er mer utsatt for sedimentering (Degerman et al. 2009, Lois et al. 2015). I tillegg er størrelsen på elver og bekker ofte knyttet til habitatvariabler som f.eks. helningsgrad, strømningsforhold og

overordnet hydrologi (Hegeman 2012, Davis et al. 2013, Hegeman et al. 2014). Det er også foreslått at utbredelsen kan være knyttet til vertsfisk, temperatur og mattilgang (Cuffey 2002, Howard & Cuffey 2003, Howard 2005, Brim Box et al. 2006, Davis et al. 2013, Lois 2015; 2016, Lois & Cowley 2017).

Alle disse studiene er kanskje ikke like relevante for å kunne forstå utbredelse, tetthet og rekruttering av elvemusling i norske vassdrag. Det ser for eksempel ut til å være til dels motstridende resultater når det gjelder temperatur, nedbør, høyde over havet og terrengets helningsgrad mellom funnene fra Sverige, Sentral-Europe, Spania og USA. Dette kan f.eks. forklares med store forskjeller i temperatur, nedbør, geologi og menneskelig påvirkningsgrad. Derfor vil nok resultatene fra Sverige og Skottland være de mest relevante for norske elvemuslingbestander. I Norge kan vi derfor forvente å finne elvemusling (inkludert rekrutterende bestander) i lav høyde over havet, men i områder med relativt lav temperatur og relativt høy nedbørsmengde om sommeren. Helningsgraden bør være relativt stor og det bør være noe kalsiumtilførsel til vassdragene. I tillegg er det mer sannsynlig å finne musling nedenfor en innsjø enn nedenfor en sideelv eller sidebekk. Dessuten skal man ikke forvente å finne musling i de aller øverste delene av et vassdrag.

2.1.2 Faktorer avhengig av både naturlige og menneskeskapte forhold

Det finnes mange miljøfaktorer som er avhengig av både naturlige og menneskeskapte forhold som påvirker elvemusling (**figur 3**). I **tabell 2** gis det en oversikt over de faktorene som kan påvirke utbredelse, tetthet og/eller rekruttering hos muslinger. Resultatene er av og til motstridende og avhenger av regionale eller lokale miljøforhold, men for flere av miljøfaktorene er påvirkningen på muslingen entydig positiv eller negativ.

Arealbruk har vist seg å være en viktig faktor for å kunne forklare tilstedeværelsen av elvemusling. I Sverige er det vist en negativ sammenheng mellom andelen jordbruksareal innenfor et belte på 50 m fra vassdragene og elvemuslingbestandenes status (basert bl.a. på rekruttering) (Söderberg et al. 2008), og en liknende sammenheng for andelen jordbruksareal i nedbørfeltet og rekruttering (Jensen 2007). I Irland er også jordbruk satt i sammenheng med lav rekruttering (Moorkens 2012). Negative effekter av jordbruk på elvemusling (utbredelse eller tetthet) er også funnet i Skottland (Ma 2016), Russland (Popov 2015), sørlige Tyskland (Dobler et al. 2019), Sentral-Europa (Inoue et al. 2017) og Spania (Lois & Cowley 2017). Forfatterne forklarer denne sammenhengen med at jordbruk øker tilførselen av næringsstoffer, finsedimenter, andre forurensende kjemikalier osv. og at dette har en negativ påvirkning på muslingen.

Forskjellige forhold knyttet til skog er også vist å ha en sammenheng med elvemusling. I Sverige er det vist en positiv sammenheng mellom andelen barskog innenfor et belte på 50 m fra vassdragene og elvemuslingbestandenes status (basert bl.a. på rekruttering), mens sammenhengen var negativ mellom hogstflater/ungskog og muslingen (Söderberg et al. 2008). Det er også vist en negativ sammenheng mellom flatehogst og rekruttering (Österling & Högberg 2014), men i én studie er det funnet en positiv sammenheng mellom relativt ung skog og muslingens rekruttering (Jensen 2007). I Skottland er det funnet en negativ sammenheng mellom løvskog og rekruttering (Kineavy 1997), mens det i Nord-Irland er funnet en negativ sammenheng mellom løvskog og utbredelse av elvemusling (Wilson et al. 2011). I Skottland er det påvist en positiv sammenheng mellom andel skog og tetthet av elvemusling (Ma 2016), og i Russland er det vist en liknende sammenheng mellom skog og utbredelse (Popov 2015), mens i Spania er det vist en negativ sammenheng mellom skogdekke og tetthet (Lois 2015).

Forfatterne forklarer den positive sammenhengen mellom skog og elvemusling bl.a. med at skogdekke er et mål på hvor urørt nedbørfeltet er og dermed vil den negative påvirkningen fra menneskelig aktivitet være størst i områder med lite skog, inkludert økt næringstilførsel, erosjon, annen kjemisk forurensning osv. (Söderberg et al. 2008, Ma 2016). I tillegg er løvskog knyttet til

høyere næringstilførsel og turbiditet i vannet (Söderberg et al. 2008), men lavere næringstilgang for elvemusling enn barskog (Jensen 2007). Hogst ansees i seg selv som negativt for elvemusling, med økt temperatur, erosjon og næringstilførsel som resultat.

Figur 3. *Et utvalg av miljøfaktorer som er avhengige av både naturlige og menneskeskapte forhold som påvirker elvemusling. Alle fotoene er hentet fra elvemuslingvassdrag. a) Jordbruksland (beitemark) langs Figgjo i Klepp, Sandnes og Time kommuner, Rogaland, b) Barskogsområde langs Aursunda i Namsos kommune, Trøndelag, c) Hogst langs Vassbotnbekken i Birkeland kommune, Aust-Agder, d) Våtmarksområde langs Ualandsåna i Hå kommune, Rogaland og e) Byområde langs Akerselva i Oslo kommune. Foto a-b: Bjørn Mejdell Larsen. Foto c-e: Jon H. Magerøy.*

Tabell 2. *Sammenheng mellom miljøfaktorer som er påvirket av både naturlige og menneskelige forhold og utbredelse, tetthet og rekruttering hos elvemusling. + indikerer en positiv sammenheng mellom høyere verdier av miljøfaktoren og muslingen. – indikerer en negativ sammenheng mellom høyere verdier av faktoren og muslingen. Antall tegn indikerer styrken på sammenhengen (+++ angir altså en sterkere sammenheng enn +).*

Faktor	Påvirkning		
	Utbredelse	Tetthet	Rekruttering
Jordbruk			- - -
Skogdekke	+	+/-	
Barskog	+		+
Hogst	-		- -
Våtmarksområder	-		++
Byområder	-	-	

Arealene med våtmarksområder, inkludert myr i nedbørfeltet, kan påvirke forekomsten av elvemusling. I Sverige er det vist en positiv sammenheng mellom myrområder innenfor et belte på 50 m fra vassdragene og elvemuslingbestandenes status (Söderberg et al. 2008), og en liknende sammenheng mellom andel myr- og våtmarksområder i nedbørfeltet og rekruttering (Jensen 2007). I Skottland er det vist at heiområder med lyng og torvdannelse er uegnet for elvemusling (Ma 2016), men i Irland finnes det mange muslingbestander med rekruttering i slike områder (Evelyn Moorkens, Trinity College Dublin, pers. med.). Tilstedeværelsen av intakte myrområder kan også være en indikator på lav menneskelig aktivitet (Jensen 2007), da slike områder ofte blir drenert i forbindelse med jordbruk, hogst og bebyggelse. Grunnen til at heiområder kan være uegnet for elvemusling er som oftest et resultat av drenering av områdene. Naturlige heiområder modererer avrenningen til områdene nedstrøms, på en liknende måte som innsjøer, og kan derfor ha en positiv påvirkning på muslingen (Moorkens 2012).

Byområder har, ikke overraskende, en negativ sammenheng med forekomsten av elvemusling. I Russland er det vist en negativ sammenheng mellom byer og industriområder, på den ene siden, og utbredelse av elvemusling, på den andre, men den negative effekten var likevel ikke så stor som effekten av landbruk (Popov 2015). I Spania er det vist en negativ sammenheng mellom byområder og tetthet av elvemusling (Lois & Cowley 2017). Denne sammenhengen kan forklares med flere negative påvirkningsfaktorer knyttet til byområder, inkludert kloakkutslipp, kjemisk forurensning og habitatødeleggelse gjennom hydromorfologiske endringer av vassdrag, som alle påvirker muslingen negativt.

Disse arealbruksstudiene viser mer samstemte resultater enn de mer naturlige påvirkningsfaktorene, og det er kanskje naturlig siden vi kan forvente at forskjeller i naturlig miljø er mindre samstemte mellom regioner og land enn påvirkningen fra menneskelig aktivitet. Derfor kan vi i større grad forvente at disse resultatene også er relevante i norsk sammenheng. Det betyr at vi vil forvente å finne elvemusling (inkludert rekrutterende bestander) i områder med lite jordbruk, hogst, industri og bynær bebyggelse, der skogen fremdeles står og myr- og våtmarksområdene er intakte.

2.1.3 Menneskeskapte faktorer

Det finnes mange menneskeskapte miljøfaktorer som påvirker elvemusling (**figur 4**). I **tabell 3** gis det en oversikt over de faktorene som kan påvirke utbredelse, tetthet og/eller rekruttering hos muslinger. Resultatene er dessverre entydig negative.

Figur 4. *Et utvalg av menneskeskapte miljøfaktorer som påvirker elvemusling. Alle fotoene er hentet fra elvemuslingvassdrag. a) Demning i Tauåna i Strand kommune, Rogaland, b) Kanalisering av sidebekk til Ualandsåna i Hå kommune, Rogaland og c) Bro over Nidelva i Trondheim kommune, Trøndelag. Foto a-b: Jon H. Magerøy. Foto: c: Bjørn Mejdell Larsen.*

Tabell 3. *Sammenheng mellom menneskeskapte miljøfaktorer og utbredelse, tetthet og rekruttering hos elvemusling. + indikerer en positiv sammenheng mellom høyere verdier av miljøfaktoren og muslingen. - indikerer en negativ sammenheng mellom høyere verdier av faktoren og muslingen. Antall tegn indikerer styrken på sammenhengen (+++ angir altså en sterkere sammenheng enn +).*

Faktor	Påvirkning		
	Utbredelse	Tetthet	Rekruttering
Demning			-
Kanalisering	-	-	
Mudring	-	-	
Broer	-		-
Kloakkanlegg	- -		

Demninger har vist seg å ha en negativ påvirkning på elvemusling. Det er påvist en negativ påvirkning på rekruttering i Sverige, opp til 5 km nedstrøms en demning (Tamario & Degerman 2017). Demninger har en negativ påvirkning på elvemusling ved at de kan redusere vannføringen nedstrøms demningen, redusere flommer som spyler substratet rent og øke temperaturen, noe som kan føre til økt sedimentering i vassdragene. I tillegg vil redusert vanndekt areal nedstrøms demningen også redusere tilgjengelig habitat for muslingen. Raske endringer i vannføring, ofte i forbindelse med vannkraftregulering, kan føre til stranding av elvemusling og raske

endringer i temperatur, uten at vi vet så mye om de fysiologiske effektene av dette på muslingen. Demninger vil også kunne fragmentere bestandene av musling, noe som gjør dem mer sårbare for lokale negative hendelser og redusere den genetiske variasjonen i bestandene med påfølgende redusert tilpasningsevne til endringer i miljøet (oppsummert i Cosgrove & Hastie 2001, Degerman et al. 2009, Larsen & Österling 2012, Tamario & Degerman 2017).

Kanalisering nevnes også som en trussel mot elvemusling (Larsen 1997; 2005; 2018a, Degerman et al. 2009, Sousa et al. 2015). I Skottland er det vist at kanalisering fører til ødeleggelse av muslingens habitat (Cosgrove & Hastie 2001). I Oregon i USA (Brim Box et al. 2006) og i Spania (Álvarez-Claudio et al. 2000) er det vist at kanalisering er negativt for muslingens utbredelse. I tillegg har kanalisering blitt foreslått som årsaken til tilbakegangen av elvemusling i flere vassdrag i Spania (Bauer 1986) og Portugal (Reis 2003). Forfatterne peker på at kanalisering både gjør direkte skade på muslingene og bidrar til å ødelegge habitatet, gjennom endringer i hydromorfologi og substratsammensetning. I tillegg kan det ha en negativ påvirkning på habitatet til vertsfisken til elvemusling.

I Skottland er det vist at mudring har en negativ påvirkning på habitatet til muslingene og påvirker også utbredelsen av musling (Cosgrove & Hastie 2001, Spezia et al. 2014a). I Wales er mudring satt i sammenheng med ødeleggelsen av en hel bestand (Killeen et al. 1998). Mudring har mange av de samme negative effektene på elvemusling som kanalisering, med direkte skade på muslingene og ødeleggelse av habitatet (Cosgrove & Hastie 2001, Cooksley et al. 2012).

Det er også vist at broer og veikrysninger kan ha en negativ påvirkning på elvemusling. I Sverige er denne negative sammenhengen vist for rekruttering (Jensen 2007) og i Skottland er den vist for utbredelse av muslingen (Cooksley et al. 2012). Denne sammenhengen forklares med redusert skogsdekke og skygge, økt erosjon langs elvebredden, økt erosjon under bygging, destabilisering av substratet, avrenning fra veien m.m. (Cosgrove & Hastie 2001, Jensen 2007, Cooksley et al. 2012). I tillegg kan kulverter i forbindelse med veikrysninger føre til en fragmentering av habitatet for elvemusling da disse ofte er feil utformet og fungerer som vandringshinder for fisken (Jensen 2007, Magerøy & Larsen 2017, Bergan 2015, Magerøy 2018).

Det er vist at kloakkanlegg kan ha en negativ påvirkning på elvemusling, både i Skottland (Cooksley et al. 2012, Spezia et al. 2014a; 2014b) og England (Thomas 2015). Forfatterne forklarer dette med økt næringstilførsel og tilhørende økning i sedimentering samt utslipp av tungmetaller, mikroorganismer og diverse forurensende kjemikalier.

Disse faktorene kan vi også forvente er relevante under norske forhold. Dermed bør vi ikke forvente å finne elvemusling rett nedenfor demninger, i kanaliserte eller mudrede områder, i områder der mange veier kommer i berøring med muslingvassdrag eller der det er utslipp fra kloakkanlegg.

2.2 Habitatvariabler langs elvestrengen og i elveløpet

Studier av elvemuslingens habitat, både når det gjelder faktorer langs elvestrengen og i selve elveløpet (vannet), viser at både naturlige og menneskeskapte forhold påvirker elvemuslingen, både hver for seg og i samspill.

2.2.1 Faktorer langs kantene av vassdrag

Det finnes mange miljøfaktorer langs kantene av vassdrag som påvirker elvemusling **(figur 5)**. I **tabell 4** gis det oversikt over de faktorene som kan påvirke utbredelse, tetthet og/eller rekruttering hos muslinger.

Figur 5. *Miljøfaktorer langs kantene av vassdrag som påvirker elvemusling. Alle fotoene er hentet fra elvemuslingvassdrag. a) Kantskog langs Aureelva i Sykkylven kommune, Møre og Romsdal, b) Mangel på trær langs kanten av beiteområde langs Ualandsåna i Hå kommune, Rogaland og c) Armering av elvebredden langs Akerselva i Oslo kommune. Foto a: Bjørn Mejdell Larsen. Foto b-c: Jon H. Magerøy.*

Tabell 4. *Sammenheng mellom faktorer langs kantene av vassdrag og utbredelse, tetthet og rekruttering hos elvemusling. + indikerer en positiv sammenheng mellom høyere verdier av miljøfaktoren og muslingen. - indikerer en negativ sammenheng mellom høyere verdier av faktoren og muslingen. Antall tegn indikerer styrken på sammenhengen (+++ angir altså en sterkere sammenheng enn +).*

Faktor	Påvirkning		
	Utbredelse	Tetthet	Rekruttering
Trær	+++	+++	
Armering	- - -		

Det er funnet en positiv sammenheng mellom tilstedeværelsen av trær og elvemusling. Høy dekningsgrad av trær langs elvebredden har en positiv sammenheng med utbredelse og tetthet av elvemusling. Denne sammenhengen har blitt forklart med at skyggen fra trærne har en positiv effekt på muslingen, gjennom stabilisering og reduksjon av vanntemperaturen. I tillegg vises det til at trær binder jordsmonnet langs elvebredden og reduserer erosjon, i tillegg til at de er et tegn på at elvebredden ikke har blitt forstyrret av menneskelige aktiviteter som bidrar til økt erosjon (Gittings et al. 1998, Young et al. 2001, Hastie et al. 2003b; 2004, Skinner et al. 2003, Morales et al. 2004, Stone et al. 2004, Outeiro et al. 2008, Wilson et al. 2011, Varandas et al. 2013, funn fra flere studier er oppsummert i Varandas et al. 2013). Det er også antatt at undervannsplanter med liknende habitatkrav som elvemusling, slik som moser, levermoser og lav har den samme positive effekten som trær har langs elvebredden (Hastie et al. 2003b, Wilson et al. 2011).

Den positive effekten av skyggelegging kan muligens også forklare hvorfor vi ofte finner elvemusling relativt nær elvebredden (Hastie et al. 2000, Cuffey 2002, Howard & Cuffey 2003,

Morales et al. 2004, Outeiro et al. 2008, Perkins 2011, Jung et al. 2013, Varandas et al. 2013, May & Pryor 2016). Andre positive effekter av nærhet til bredden kan inkludere at habitatet er stabilt da rotsystemet til trærne binder substratet (May & Pryor 2016) og strømhastigheten er lavere (Cuffey 2002, Hastie et al. 2003b, Howard & Cuffey 2003).

Flere studier viser at armering av elvebredden og/eller flomvoller har en negativ påvirkning på utbredelsen av elvemusling. Denne sammenhengen forklares med redusert skogsdekke og skygge, økt erosjon under bygging, destabilisering av substratet og endringer i vassdragets hydromorfologi (Cosgrove & Hastie 2001, Hastie et al. 2004, Cooksley et al. 2012, Spezia et al. 2014b).

Disse funnene tyder på at vi skal forvente å finne elvemusling i deler av vassdrag som har naturlige elvebredder, undervannsplanter som moser, levermoser og lav, og en velutviklet kantsone med trær langs bredden.

2.2.2 Faktorer i selve vassdraget

Det finnes mange miljøfaktorer i vassdragene som påvirker elvemusling (**figur 6**). I **tabell 5** gis det oversikt over de faktorene som kan påvirke utbredelse, tetthet og/eller rekruttering hos muslinger. Resultatene er ofte motstridende og avhenger av regionale eller lokale miljøforhold, men for flere av miljøfaktorene er påvirkningen på muslingen entydig positiv eller negativ.

Det er en sammenheng mellom generell elvemorfologi og forekomsten av elvemusling. Flere studier viser en positiv sammenheng mellom habitater med sterk strøm (hvitstryk (rapid), stryk (riffle), grunnområde (run) og høy helningsgrad) og utbredelse/tetthet av elvemusling, og en tilsvarende negativ sammenheng for habitater med svak strøm (kulp (pool) og glattstrøm (glide)) (Vannote & Minshall 1982, Hastie et al. 2000; 2004, Reis 2003, Morales et al. 2004, Brenner 2005, Perkins 2011, Hegeman 2012, Hegeman et al. 2014, Thomas 2015). Enkelte studier har imidlertid vist en motsatt sammenheng, der muslingen er vanligst i habitat med lav strøm (kulp (pool) eller lav helningsgrad) (Cuffey 2002, Howard & Cuffey 2003, Stone et al. 2004, Howard 2005, Oulasvirta 2011).

Det er også vist at elvemusling vanligvis finnes på dyp mellom 0,2 og 1,0 m, men at de også kan forekomme helt opp til vannoverflaten og ned på dyp opptil ti meter (Vannote & Minshall 1982, Buddensiek et al. 1993, Ziuganov et al. 1994, Valovirta 1995, Gittings et al. 1998, Beasley & Roberts 1999, Hastie et al. 2000, Reis 2003, Morales et al. 2004, Stone et al. 2004, Ostrovsky & Popov 2011, Oulasvirta 2011, Perkins 2011, Jung et al. 2013, Varandas et al. 2013, May & Pryor 2016, funn fra flere studier er oppsummert i Larsen 1997, Degerman et al. 2009, Perkins 2011, Varandas et al. 2013, Quinlan et al. 2015). I tillegg finnes muslingene ofte nær elvebredden (som normalt er de grunneste områdene i elva) (Hastie et al. 2000, Cuffey 2002, Howard & Cuffey 2003, Morales et al. 2004, Outeiro et al. 2008, Tarr 2008, Perkins 2011, Jung et al. 2013, Varandas et al. 2013, May & Pryor 2016).

Disse faktorene har blitt knyttet til andre elvemorfologiske variabler som bredde på elva, høyde på elvebredden over vannflaten og svinger i elveløpet (Cuffey 2002, Howard & Cuffey 2003, Hastie et al. 2004, Stone et al. 2004, Hegeman 2012, Hegeman et al. 2014). Forfatterne forklarer funnene med at de påvirker strømhastighet, kreftene som muslingene utsettes for av vannstrømmen (skjærspenning («shear stress» på engelsk)) og substrattype. Dybden der muslingene forekommer påvirkes i tillegg av innfrysning om vinteren og uttørking om sommeren (Valovirta 1995, Gittings et al. 1998, Hastie et al. 2000, Morales et al. 2004, Oulasvirta 2011). Årsaken til at funnene kan være motstridende er at elvemusling naturlig nok har en optimal nisje når det gjelder disse faktorene og avhengig av vassdragets karakter så kan det resultere i at studiene peker mot habitattyper med høyere eller lavere strømhastighet og/eller dybde.

Naturlig nok er det dermed en sammenheng mellom strømhastighet og forekomsten av elvemusling. De fleste studiene rapporterer at elvemusling er vanligst ved en strømhastighet på ca.

0,2-0,5 m/s, men hastigheter ned mot 0 m/s og opp mot 1 m/s er også rapportert (Hastie et al. 2000, Cuffey 2002, Howard & Cuffey 2003, Stone et al. 2004, Outeiro et al. 2008, Ostrovsky & Popov 2011, Jung et al. 2013, Varandas et al. 2013, May & Pryor 2016, flere studier er oppsummert i Larsen 1997, Varandas et al. 2013, Quinlan et al. 2015). Moorkens & Killeen (2014) rapporterte at tettheten av elvemusling var høyest ved en strømhastighet på 0,27-0,31 m/s ved bunnen og 0,37-0,39 m/s ved 60 % dybde.

Figur 6. *Et utvalg av miljøfaktorer i vassdrag som påvirker elvemusling. Alle fotoene er hentet fra elvemuslingvassdrag. a-b) Habitattyper med forskjellig strømhastighet i Raudsjøbekken i Enebakk kommune, Akershus og c-e) Variasjon i substratsammensetning i Storelva i Tvedestrand kommune, Aust-Agder. Foto: Jon H. Magerøy.*

Flere studier har vist en positiv sammenheng mellom lave friksjonskrefter (skjærspenning) og tetthet/utbredelse av elvemusling (Cuffey 2002, Howard & Cuffey 2003, Stone et al. 2004, May & Pryor 2016). Skjærspenning er, som tidligere nevnt, et mål på kreftene som muslingen utsettes for av vannstrømmen, og avhenger av strømhastigheten og substratets utforming. Det er også vist at elvemusling er vanligst der turbulensen i vannet er relativt lav (Stone et al. 2004, Perkins

2011). Forfatterne knytter strømhastighet, skjærspenning og turbulens til substratets stabilitet, oppbygning og sedimenteringsrater, og disse faktorenes påvirkning på elvemusling.

Tabell 5. *Sammenheng mellom faktorer i vassdragene og utbredelse, tetthet og rekruttering hos elvemusling. Skjærspenning er mål på kreftene som muslingen utsettes for av vannstrømmen. Redokspotensial er et mål på oksygeninnholdet i substratet. + indikerer en positiv sammenheng mellom høyere verdier av miljøfaktoren og muslingen. 0 indikerer at flere studier ikke har funnet noen sammenheng. - indikerer en negativ sammenheng mellom høyere verdier av faktoren og muslingen. Antall tegn indikerer styrken på sammenhengen (+++ angir altså en sterkere sammenheng enn +).*

Faktor	Påvirkning		
	Utbredelse	Tetthet	Rekruttering
Habitat med høy strømhastighet	++/-	++/-	
Vanndybde	+/- - -		
Avstand til elvebredden	- - -		
Strømhastighet	+/-		
Skjærspenning	- -	--	
Variert substrat	+++/- -		
Finsedimenter	-	-	- - -
Akvatiske planter	+/- -		
Redokspotensial		+	+++/0

Både generell elvemorfologi, strømhastighet, og skjærspenning peker mot viktigheten av substratet for elvemusling. De aller fleste studiene fokuserer på at et variert substrat med en blanding av store og små steinblokker og grov grus og sand er ideelt for muslingen (Vannote & Minshall 1982, Hastie et al. 2000; 2003b, Stone et al. 2004, Geist & Auerswald 2007, Outeiro et al. 2008, Oulasvirta 2011, Perkins 2011, Boström & Holm 2012, Hegeman 2012, Jung et al. 2013, Varandas et al. 2013, Hegeman et al. 2014), men muslinger blir også funnet i mindre variert substrat av grovere (Hastie et al. 2000, Oulasvirta 2011, Larsen 2018b) eller finere type (Toy 1998, Morales et al. 2004, Brenner 2005, Jung 2011, Oulasvirta 2011). Funn fra flere studier er oppsummert i Degerman et al. (2009) og Varandas et al. (2013). Det viktigste for elvemuslingen er: 1. Substratets stabilitet og 2. Tilgang på finere sedimenter. Substratet må være stabilt nok til at det ikke vaskes vekk under perioder med flom og høy vannføring. De større steinene skaper en slik stabilitet. I tillegg kan andre strukturer, som røtter, stokker og undervannsplanter bidra til stabilisering av substratet (Cuffey 2002, Howard & Cuffey 2003, Ostrovsky & Popov 2011, Hegeman 2012, Varandas et al. 2013, Hegeman et al. 2014, May & Pryor 2016). Både voksne og spesielt juvenile muslinger er i tillegg avhengig av finsubstrat for å grave seg helt eller delvis ned i dette. Uten denne muligheten vil muslingene lett vaskes vekk. Dermed ser det ut til at elvemusling stort sett er avhengig av større steiner for å stabilisere det finere substratet de faktisk lever i.

På tross av at elvemusling er avhengig av finere substrat for å overleve, så regnes økt sedimentering av finsedimenter (sand og spesielt silt) som den største trusselen mot arten. Diverse studier har vist en negativ sammenheng mellom mengde finsedimenter og forekomsten av små muslinger (rekruttering) (Geist 1997, Hastie et al. 2000, Ulvholt 2005, Wahlström 2006, Geist & Auerswald 2007, Tarr 2008, Österling et al. 2010, Boström & Holm 2012, Moorkens & Killeen 2014, funn fra flere studier er oppsummert i Degerman et al. 2009, Quinlan et al. 2015). Et par studier indikerer at mengden finsedimenter ikke må utgjøre mer enn 20-25 % av substratet, hvis rekruttering skal kunne finne sted (Geist 1997, Ulvholt 2005, Geist & Auerswald 2007). Det er også vist en negativ sammenheng mellom mengde finsedimenter og utbredelse/tetthet til muslingen (Hastie et al. 2003b, Tarr 2008, Hegeman 2012, Jung et al. 2013, Hegeman et al. 2014),

selv om voksne muslinger tolererer høyere nivå av finsedimenter enn det juvenile muslinger gjør (Ulvholt 2005, Wahlström 2006, Geist & Auerswald 2007, Österling et al. 2010, Boström & Holm 2012).

Som tidligere diskutert kan mengden finsedimenter knyttes til faktorer som elvemorfologi, strømhastighet, skjærspenning og substratets utforming. I tillegg er det vist at undervannsplanter øker innholdet av finsedimenter i substratet og har en negativ påvirkning på elvemusling i Irland og Skottland (Gittings et al. 1998, Beasley & Roberts 1999, Hastie et al. 2003b; 2004, Laughton et al. 2008), selv om de også stabiliserer substratet (Cuffey 2002, Howard & Cuffey 2003, Hegeman 2012, Hegeman et al. 2014, May & Pryor 2016). Andre stabiliserende faktorer, som trestammer, kan også føre til økt innhold av finsedimenter (Killeen 2012). Faktorer som påvirker den interne sedimenteringsdynamikken i vassdrag er likevel ikke hovedgrunnen til at finsedimenter er regnet som den største trusselen mot elvemusling. Forfatterne påpeker at hovedårsakene til økt sedimentering er eutrofiering av vassdragene pga. næringstilførsel fra landbruk og kloakkutslipp, og/eller økt erosjon pga. avrenning fra landbruk og skogbruk.

Årsaken til at finsedimenter er et problem er at partiklene tetter igjen substratet. Dermed reduseres oksygeninnholdet og de juvenile muslingene, som lever nedgravd i substratet, dør (Buddensiek et al. 1993, Geist 1997, oppsummert i Degerman et al. 2009, Quinlan et al. 2015). Måling av reduksjonspotensialet til oksygenet i substratet (redokspotensial) har blitt utviklet som en metode for å evaluere oksygeninnholdet i substratet (Killeen 2006, Geist 2007, Geist & Auerswald 2007) og er nå tatt inn som en standardmetode for å evaluere habitatkvalitet for juvenil elvemusling (Norsk Standard NS-EN 16859:2017). Flere studier har vist at det er en positiv sammenheng mellom høyt redokspotensial og rekruttering av juvenile muslinger (Killeen 2006; 2012, Geist 2007, Geist & Auerswald 2007, Larsen 2012c). I andre studier er det imidlertid ikke funnet en slik sammenheng (Moorkens & Killeen 2009, Lois 2015).

Geist & Auerswald (2007) viste at redokspotensial under 300 mV i substratet indikerte anoksiske forhold og dårlig habitatkvalitet for juvenil elvemusling, 300-400 mV indikerte moderat habitatkvalitet og over 400 mV var god habitatkvalitet. I tillegg fant de at større reduksjon i redokspotensial mellom de frie vannmassene og substratet indikerte dårligere habitatkvalitet. Killeen (2006) fant også en slik sammenheng, og konkluderte med at en reduksjon på mer enn 30 % var svært problematisk for juvenil elvemusling, 20-30 % ble betegnet som problematisk, mens verdier under 20 % var uproblematiske. Det er også påvist en positiv sammenheng mellom tetthet av musling og redokspotensial, der gjennomsnittlig reduksjon mellom substratet og de frie vannmassene var 18 % i gjennomsnitt ved de laveste tetthetene og 13 % ved de høyeste tetthetene av musling (Moorkens & Killeen 2014).

De fleste studiene har fokusert på å identifisere habitatvariabler som kan forklare utbredelsen til og/eller tettheten av elvemusling. De få studiene som har prøvd å skille mellom habitatkravene til voksen og juvenil elvemusling har ikke lykkes med dette. Hastie et al. (2000) konkluderte med at begge aldersgruppene hadde relativt like habitatkrav, men at voksne muslinger kunne tolerere et bredere spekter av miljøvariabler. De påpekte at juvenile muslinger aldri hadde blitt observert i silt og at de kanskje ikke tålte denne habitattypen. Senere studier har vist at dette er tilfellet, og at høy andel av silt i substratet sannsynligvis er den habitatvariabelen som utgjør det største skillet mellom hva som er egnet substrat for voksne og juvenile muslinger (Geist 1997, Hastie et al. 2000, Ulvholt 2005, Killeen 2006; 2012, Wahlström 2006, Geist & Auerswald 2007, Tarr 2008, Österling et al. 2010, Boström & Holm 2012, Moorkens & Killeen 2014).

Til sammen tyder dette på at det er vanskelig å ha en klar forventning til hvordan den generelle morfologien til et vassdrag påvirker sannsynligheten for å finne elvemusling. Likevel kan vi forvente å finne muslingen nær elvebredden og som regel på ganske grunt vann. En strømhastighet på 0,2-0,5 m/s virker ideell når skjærspenningen samtidig er lav. Et variert substrat med en blanding av steinblokker og finere sedimenter er ideelt, men muslingen kan også finnes i andre substratsammensetninger. Mengden finsedimenter bør ikke være større enn 25 % hvis man skal

finne juvenile muslinger og nedslamming av substratet er den største trusselen mot god habitatkvalitet. Dette gjenspeiles i at vi bare skal forvente å finne juvenile muslinger der gjennomstrømningen i substratet er god og oksygeninnholdet er høyt. Dermed er høyt redokspotensial i substratet, og lav reduksjon i redokspotensial mellom de frie vannmassene og substratet indikatorer på god habitatkvalitet for juvenil elvemusling.

2.3 Vertsfisken: habitat for muslinglarvene

Blant aktuelle habitatfaktorer i selve vassdraget, tenker man kanskje ikke at laks (*Salmo salar*) og ørret (*Salmo trutta*) kan være viktige. Men elvemuslingens larver har et obligatorisk stadium på gjellene til disse to fiskeartene (**figur 7**), og muslinglarvene vil ikke kunne overleve uten at laks og/eller ørret er tilstede (Larsen 2018a). Vertsfiskens gjeller, som muslinglarvene (glochidiene) fester seg på, er faktisk det eneste tilgjengelige «habitatet» der disse kan overleve. Det vil dermed være en klar sammenheng mellom tilgjengeligheten på egnet vertsfisk og forekomsten av elvemusling.

Figur 7. *Elvemusling har i løpet av sin livssyklus et obligatorisk stadium på gjellene til laks og/eller ørret. Muslinglarvene har gjellene til disse to fiskeartene som eneste mulige oppvekststed (habitat) i en periode på 8-10 måneder. Foto/fotomontasje: Ola Hegge, Fylkesmannen i Innlandet.*

2.3.1 Tetthet og egnethet av potensiell vertsfisk

I **tabell 6** gis det oversikt over hvordan tetthet og egnethet av vertsfisk påvirker utbredelse, tetthet og/eller rekruttering hos elvemusling. Resultatene er av og til motstridende, og avhenger av regionale eller lokale miljøforhold og lokal adaptasjon mellom musling og vert.

Flere studier har vist at det er en positiv sammenheng mellom utbredelse, tetthet og/eller biomasse av laksefisk og tetthet og/eller utbredelse av elvemusling (Hastie & Young 2003, Lois 2015; 2016, Lois & Cowley 2017). Så lenge det er en direkte avhengighet mellom vertsfisk og elvemusling (Ziuganov et al. 1994, Arvidsson et al. 2006; 2012, Österling 2006, Söderberg et al.

2008, Degerman et al. 2013) vil tetthet og aldersfordeling av fisk være en viktig påvirkningsfaktor. Det er foreslått at tettheten må være fem årsyngel (alder 0+) eller 10-20 fisk av alle aldre pr. 100 m^2 for å opprettholde en elvemuslingbestand. I tillegg er det vist en positiv sammenheng mellom produksjonen av juvenile muslinger på fisken (antall muslinglarver på vertsfisken pr. m^2 elvebunn eller totalt for en lokalitet) og tettheten av juvenile muslinger, der den første variabelen er avhengig av tettheten av voksne muslinger og tettheten av vertsfisk (Hastie & Young 2003, Österling et al. 2008).

Tabell 6. *Sammenheng mellom tetthet og egnethet av potensiell vertsfisk og utbredelse, tetthet og rekruttering hos elvemusling. For ungfisktetthet og fiskealder indikerer + en positiv sammenheng mellom høyere verdier av miljøfaktoren og muslingen, 0 ingen sammenheng mellom miljøfaktoren og muslingen, og - en negativ sammenheng mellom høyere verdier av faktoren og muslingen. For vertsart, vertsstamme og sjø- vs. brunørret indikerer + og – at forskjellige varianter av vertsfisk kan ha en positiv eller negativ påvirkning på forskjellige stammer av elvemusling. Antall tegn indikerer styrken på sammenhengen (+++ angir altså en sterkere sammenheng enn +).*

Faktor	Påvirkning			
	Utbredelse	Tetthet	Rekruttering	Infeksjon
Ungfisktetthet	+	+/00/-	+++/00/-	
Vertsart				+++/- - -
Vertsstamme				+++/-
Sjø- vs. brunørret				+
Fiskealder				+/- - -

På tross av at mange studier finner en sammenheng mellom vertsfisk og elvemusling, er det også flere studier som ikke finner en sammenheng mellom tetthet og/eller biomasse av vertsfisk og rekruttering/og eller tetthet av voksne muslinger (Österling et al. 2008; 2010, Hegeman 2012, Hegeman et al. 2014, Tamario & Degerman 2017). Forfatterne har forklart dette med at tilgangen på vertsfisk var høy nok til å ikke begrense forekomsten av musling. I studier med data fra Sentral-Europa (stort sett) er det til og med vist en negativ sammenheng mellom tetthet av vertsfisk og tetthet av og/eller rekruttering hos elvemusling (Bauer 1988, Geist et al. 2006). Faktisk var tettheten av vertsfisk under de nivåene som er rapportert som minstenivå i flesteparten av bestandene med rekruttering (Geist et al. 2006). Forfatterne forklarte disse funnene med at noe eutrofiering kan ha en positiv effekt på fisk, men negativ effekt på musling. I tillegg påpekes det at eldre fisk og deres vandringsmønstre kan være viktigere enn det tettheten av ungfisk er. Man kan derfor ikke ukritisk konkludere med at hvis det er mer enn 10 vertsfisk pr. 100 m^2 så er det nok til å opprettholde en elvemuslingbestand.

Det er ulike laksefiskarter som er vertsfisk for elvemuslingartene *M. margaritifera* og *M. falcata* (oppsummert i Larsen 1997, Hastie & Young 2003, Degerman et al. 2009, Taeubert & Geist 2017). Eldre litteratur konkluderte med at stillehavsartene av laksefisk (*Oncorhynchus* spp.) var vert for *M. falcata*, og at atlanterhavslaks og brunørret/sjøørret var vert for *M. margaritifera*. I tillegg skal også bekkerøye (*Salvelinus fontinalis*) fungere som vert i Nord-Amerika (oppsummert i Larsen 1997), men ikke i Europa.

Nyere studier har vist at *M. margaritifera* i Europa er svært artsspesifikk og at de aller fleste bestandene enten bruker atlanterhavslaks eller brunørret/sjøørret som vertsfisk (Hastie & Young 2001, Geist et al. 2006, Oulasvirta 2011, Reid et al. 2013, Clements 2015, Österling & Wengström 2015, Ieshko et al. 2016, Salonen 2016, Larsen 2017a, Salonen et al. 2017, Veselov et al. 2017, Clements et al. 2018, Geist et al. 2018, Larsen & Magerøy 2019a, Wacker et al. 2019, oppsummert i Taeubert & Geist 2017). I tillegg er Donaulaks en mulig vert i

Donauvassdraget (Bauer 1997, Taeubert et al. 2010). Funn fra *M. falcata* tyder også på at denne arten kan være svært artsspesifikk (Karna 1972, Meyers & Millemann 1977, Chesnutis 1978, Fustish & Millemann 1978, Karna & Millemann 1978, Meyers et al. 1980). Det er også vist at det er genetiske forskjeller mellom muslingbestander som bruker forskjellig vertsfisk, selv om det kan forekomme noen unntak (Geist 2010, Larsen et al. 2011, Karlsson & Larsen 2013, Karlsson et al. 2014, Larsen & Karlsson 2015; 2016a, 2016b; 2017, Larsen 2017a, Geist et al. 2018).

Det er heller ikke nødvendigvis riktig at hvis det er mer enn 10 vertsfisk av riktig art pr. 100 m^2 så er det nok til å opprettholde en elvemuslingbestand. Studier på ørret har vist at det er store forskjeller i hvor egnet ulike stammer av fisk er for forskjellige elvemuslingbestander (Taeubert et al. 2010, Jung et al. 2013, Österling & Larsen 2013, Österling 2015, Österling & Wengström 2015, Salonen 2016). I tillegg har et studie fra Finland vist liknende funn for laks (Salonen 2016) og i Sverige og Norge er det vist at sjøørret var mer egnet for elvemusling enn brunørretstammer lenger opp i samme vassdrag (Österling & Söderberg 2015, Wacker et al. 2019).

Et studie av brunørret har vist at noe av forklaringen på disse funnene skyldes genetiske forskjeller mellom de forskjellige vertsstammene, da ørret med mindre genetisk variasjon var en bedre vert for muslingen (Winser 2015). Dette kan imidlertid ikke forklare hvorfor sjøørret er mer egnet enn brunørret som vert, da den genetiske variasjonen til sjøørret er større enn den hos brunørret (Hindar et al. 1991, Ferguson et al. 1995, Antunes et al. 2006, Östergren & Nilsson 2012). Österling & Söderberg (2015) foreslo at redusert immunrespons hos sjøørret kunne bidra til å forklare hvorfor den var en bedre vert enn brunørret.

Flere studier har vist at årsyngel (0+) har høyere prevalens enn eldre fisk, mens funnene er mer motstridende om yngre eller eldre fisk har høyere intensitet (Larsen 2017a, Chowdhury 2018, Marwaha et al. 2019, flere studier oppsummert i Larsen 1997, Taeubert & Geist 2017, Marwaha et al. 2019). Det er antatt at det er forskjeller i immunrespons avhengig av fiskens alder og/eller immunitet mot reinfeksjon som forklarer disse resultatene. Blant annet vil oppbygd immunitet kunne forklare funn av svært lav prevalens blant eldre fisk i områder med høy tetthet av elvemusling, mens det er sannsynlig at forskjeller i aldersavhengig toleranse og/eller immunrespons forklarer forskjellene i intensitet.

Basert på de refererte studiene kan vi forvente å finne rekruttering av elvemusling der riktig stamme av riktig vertsart av fisk er tilstede. I tillegg tyder funnene på at årsyngel er en bedre vert for muslingen enn eldre fisk, pga. opparbeidet immunitet hos eldre fisk og forskjeller i immunrespons avhengig av fiskens alder. For å kunne opprettholde en elvemuslingbestand må tettheten av riktig stamme av riktig vertsart i de fleste tilfellene være på fem 0+ pr. 100 m^2 eller minst 10 fisk av alle aldre pr. 100 m^2.

2.3.2 Faktorer som påvirker vertsfisken

Mange av miljøfaktorene som påvirker elvemusling, påvirker også vertsfisk (**figur 8**). I **tabell 7** gis det oversikt over de faktorene som kan påvirke tetthet og tilstedeværelse av vertsfisk. Resultatene er av og til motstridende og avhenger av regionale eller lokale forhold, men for flere av miljøfaktorene er påvirkningen på vertsfisken entydig positiv eller negativ.

Tettheten av vertsfisk påvirkes av mange av de samme landskapsvariablene som påvirker elvemusling. Økt temperatur kan ha stor påvirkning på muslingens vertsfisk og samspillet mellom muslingen og fisken. Spesielt er det forventet at økt temperatur som resultat av global oppvarming eller annen menneskelig aktivitet, inkludert vassdragsregulering, vil ha en negativ effekt på fisken (oppsummert i Hastie et al. 2003a, Larsen 2012a, Bolotov et al. 2018). I tillegg kan endringer i nedbørsmønster påvirke vertsfisken til muslingen, men det er forventet at effekten av endringer i nedbøren avhenger av de hydrologiske forholdene i vassdragene og hvordan nedbørsmønsteret endres (oppsummert i Hastie et al. 2003a).

Figur 8. *Et utvalg av miljøfaktorer som påvirker vertsfisken til elvemusling. Alle fotoene er hentet fra elvemuslingvassdrag. For foto av flere miljøfaktorer, se figur 3 og 4. a) Vandringshinder i Ualandsåna i Hå kommune, Rogaland, b) Laksetrapp i Tovdalselva i Birkenes kommune, Vest-Agder, c) Gjedde i Hammerbekken i Trondheim kommune, Trøndelag og d) Sportsfiske i Aursunda i Namsos kommune i Trøndelag. Foto a: Jon H. Magerøy. Foto b-d: Bjørn Mejdell Larsen.*

Arealbruk i nedbørfeltet påvirker også fisken. Jordbruk og byområder er ansett å ha negativ påvirkning på vertsfisken, pga. økt tilførsel av næringsstoffer, finsedimenter, kloakkutslipp, andre forurensende kjemikalier, habitatødeleggelse gjennom hydromorfologiske endringer av vassdrag m.m. (Inoue et al. 2017, Lois & Cowley 2017). Hogst er også vurdert å ha en negativ påvirkning på fisken, pga. økt temperatur, erosjon og næringstilførsel (Österling & Högberg 2014, Cosgrove et al. 2017).

Vandringshindre kan ha en negativ effekt på vertsfisken, da de reduserer muligheten som fisken har til å vandre mellom forskjellige typer habitat, gjør dem mer sårbare for lokale negative hendelser og reduserer den genetiske variasjonen i bestandene med påfølgende redusert tilpasningsevne til endringer i miljøet. Demninger har også negative tilleggseffekter på vertsfisken, ved at de kan redusere vannføringen, redusere flommer som spyler substratet rent og øke temperaturen, noe som kan føre til økt sedimentering i vassdragene. I tillegg vil redusert vanndekt areal også redusere tilgjengelig habitat for fisk. (oppsummert i Degerman et al. 2009, Larsen & Österling 2012, Tamario & Degerman 2017).

Tettheten av vertsfisk påvirkes også av mange av de samme habitatvariablene som påvirker elvemusling. For eksempel har kantskog langs elvebredden en positiv effekt på vertsfisken (Wilson et al. 2011). Elvemorfologi inkludert systemer med kulper («pools»), grunnområder («runs») og stryk («riffle») er kjent for å ha en positiv effekt på fisk, men laks og ørret har en bredere habitatbruk enn muslingen (Hastie et al. 2003b, Howard 2005). Lav skjærspenning og

tilgang på stabil grus er knyttet til tilgjengeligheten på gyteområder for fisken, mens grovere substrat, inkludert steinblokker og trestokker, er knyttet til gode oppvekstområder (Hastie et al. 2003b, Degerman et al. 2009, Ostrovsky & Popov 2011, May & Pryor 2016).

Tabell 7. *Sammenheng mellom miljøfaktorer og tetthet og tilstedeværelse av vertsfisk. Kantskog er skog langs kantene av vassdragene. Skjærspenning er mål på kreftene som muslingen utsettes for av vannstrømmen. Redokspotensial er et mål på oksygeninnholdet i substratet. + indikerer en positiv sammenheng mellom høyere verdier av miljøfaktoren og muslingen. - indikerer en negativ sammenheng mellom høyere verdier av faktoren og muslingen. Antall tegn indikerer styrken på sammenhengen (+++ angir altså en sterkere sammenheng enn +).*

Faktor	Påvirkning	
	Tetthet	Tilstedeværelse
Temperatur	- - -	
Nedbør	+/-	
Jordbruk	- -	
Byområder	- -	
Hogst	- -	
Vandringshindre	- -	- - -
Demninger	- -	- - -
Kantskog	+	
Habitat med høy strømhastighet	+/-	
Skjærspenning	++/-	
Finsedimenter	- - -	
Redokspotensial	+++	
Utsetting av fremmede arter/stammer		- - -
Laksetrapper		++/-
Fiske		-
Forsuring		- - -

Som for elvemusling, regnes økt tilførsel av finsedimenter som en av de største truslene mot vertsfisken, da dette kan ha en svært negativ påvirkning på overlevelsen til fiskeeggene etter gyting (Hastie & Young 2003, Ulvholt 2005, Wahlström 2006, Degerman et al. 2009, Österling et al. 2010, Perkins 2011, Quinlan et al. 2015, May & Pryor 2016). Det er derfor ikke overraskende at lavt oksygeninnhold og lavt redokspotensial har en negativ påvirkning på vertsfisken, selv om den ikke er like sensitiv ovenfor endringer i sedimentering som muslingen (Degerman et al. 2009, Pander et al. 2009, Denic & Geist 2010; 2015, Sternecker & Geist 2010, Sternecker et al. 2013a; 2013b; 2014, Quinlan et al. 2015).

Tilstedeværelsen av riktig vertsfisk påvirkes også av mange andre faktorer. Siden mange bestander av elvemusling er avhengig av anadrom fisk (atlanterhavslaks eller sjøørret i Europa) (Hastie & Young 2001, Geist et al. 2006, Oulasvirta 2011, Reid et al. 2013, Österling & Söderberg 2015, Ieshko et al. 2016, Salonen 2016, Larsen 2017a, Salonen et al. 2017, Veselov et al. 2017, Geist et al. 2018, Larsen & Magerøy 2019a, Wacker et al. 2019, oppsummert i Taeubert & Geist 2017) er vandringshindre som hindrer oppgang av anadrom fisk en mulig årsak til manglende tilgang på vertsfisk. I flere vassdrag er det eksempel på at slike hindre resulterer i redusert eller fraværende rekruttering i elvemuslingbestander (Oulasvirta 2011, Larsen 2012a, Karlsson et al. 2014, Österling & Söderberg 2015, Salonen 2016, Salonen et al. 2017, oppsummert i Larsen & Österling 2012).

Utsetting av fremmede stammer av ørret eller laks, og/eller fremmede fiskearter kan også redusere/eliminere tilgangen på vertsfisk, siden muslingbestandene er så vertsspesifikke (Larsen

1997; 2017a; 2018a, Magerøy 2005, Larsen et al. 2007, Degerman et al. 2009, Österling & Larsen 2013, Clements 2015, Salonen 2016, Salonen et al. 2016; 2017, Veselov & Zyuganov 2016, Taeubert & Geist 2017). Dette inkluderer også konstruksjon av fisketrapper som gir anadrom fisk tilgang til områder ovenfor anadrom sone (Karlsson et al. 2014, Larsen 2017a). Faktorer som fiske, forsuring og påvirkning fra oppdrettsnæring kan også redusere/eliminere tilgangen på anadrom og/eller stasjonær vertsfisk (Larsen 1997; 2018a, Hastie & Young 2001; 2003, Dolmen & Kleiven 2004, Ieshko et al. 2016, Larsen & Magerøy 2016, Popov 2017).

Da egnet vertsfisk må være tilstede i områdene med elvemusling må det derfor ikke forekomme vandringshindre (inkludert demninger) som utestenger laks og/eller ørret, introduksjoner av fremmede fiskestammer eller fiskearter må bekjempes, og forsuring, overfiske eller oppdrettsrelaterte problemer må ikke skade bestanden av vertsfisk. Det er forventet å finne høy nok tetthet av vertsfisk for å kunne opprettholde elvemuslingbestander i områder med egnet temperatur og nedbør. Andelen av arealer i nedbørfeltet med jordbruk og urbane områder må ikke være for høy og skogbruksaktiviteten må heller ikke være for omfattende. Kantvegetasjonen langs elva bør være intakt. Selve elva/bekken bør bestå av en blanding av kulper, grunnområder og stryk, med substrat som er egnet for både gyting og oppvekstområde for laks og/eller ørret. Tilførselen av finsedimenter bør heller ikke være for stor, slik at oksygennivået og redokspotensialet er høyt nok til at fiskeeggene kan overleve i substratet etter gyting.

3 Modellering av landskapsvariabler i nedbørfelt med elvemusling

Jon H. Magerøy, Sebastian Wacker, Anders Foldvik & Bjørn M. Larsen

3.1 Innledning

Landskapsvariabler som påvirker elvemusling er viet relativt stor oppmerksomhet gjennom studier både i Europa og USA (oppsummert i delkapittel 2.1). Disse studiene har først og fremst fokusert på utbredelsen og til en viss grad tettheten av musling. Svært få studier har fokusert på hvordan disse landskapsvariablene påvirker rekruttering hos elvemusling, selv om forståelse av landskapsvariablene som påvirker rekruttering er den viktigste kunnskapen for å kunne opprettholde bestander av arten. Studiene gir i noen grad motstridende resultater når det gjelder hvilke landskapsvariabler som påvirker elvemusling og om disse variablene har en positiv eller negativ effekt på muslingene. Dette kan sannsynligvis forklares med at studiene er basert på data fra svært forskjellige økoregioner med store forskjeller i naturlige miljøforhold og menneskelig påvirkning.

En god forståelse av landskapsvariablene som forklarer utbredelse, tetthet og rekruttering av elvemusling i Norge er svært viktig for å kunne forvalte arten på en god måte. En slik forståelse er nødvendig for å kunne vite hvilke vassdrag/deler av vassdrag som må gis en ekstra beskyttelse på grunn av tilstedeværelsen av elvemusling. I tillegg vil det kunne gi informasjon om hvilke vassdrag/deler av vassdrag som er egnet for elvemusling og som dermed bør undersøkes for tilstedeværelse av arten eller kan vurderes for reintroduksjon av arten, hvis den tidligere har vært tilstede. Forståelse av de ulike landskapsvariablenes påvirkning er viktig for å kunne forvalte nedbørfelt på en slik måte at rekrutteringen hos elvemusling opprettholdes og at muslingbestandene forblir levedyktige.

I forbindelse med hydromorfologiske endringer og regulering av vassdrag er det viktig å kjenne til de landskapsvariablene som forklarer tettheten og rekrutteringen hos elvemusling. En slik kunnskap vil kunne brukes for å evaluere om det bør gjennomføres undersøkelser med henblikk på tilstedeværelse av muslinger. Dette vil redusere ressursbruken på unødvendige undersøkelser i områder som ikke er egnet for elvemusling og vil redusere sjansen for at en regulering blir gjennomført i vassdrag/deler av vassdrag som har elvemusling, uten at dette var kjent før reguleringsprosessen startet.

For å identifisere landskapsvariablene som forklarer elvemuslingens tetthet og rekruttering i Norge har vi utviklet to modeller. Den første modellen er basert på nåværende kunnskap om elvemusling ved kjente lokaliteter med levende elvemusling i Norge (lokalitetsmodell; jf. Larsen & Magerøy 2019a), mens den andre modellen er basert på kunnskap om elvemusling i et utvalg av disse lokalitetene som i tillegg har stasjonsdata med opplysninger om elvemusling innad i lokalitetene (stasjonsmodell). Mønstre i kunnskapen om elvemusling ble så analysert med henblikk på landskapsvariabler knyttet til feltparametere for nedbørfeltene (NEVINA 2018) og informasjon om kalkrikhet i bergartene i nedbørfeltene (preliminært datasett fra NGU).

Lokaliteter uten elvemusling ble ikke inkludert i lokalitetsmodellen. Dette ble gjort fordi hovedmålet med modelleringen var å identifisere landskapsvariablene som forklarer forskjeller i rekruttering og tetthet av elvemusling mellom lokaliteter, ikke forskjeller i tilstedeværelse. Hvis man hadde inkludert lokaliteter uten elvemusling i modellen ville dette økt muligheten til å identifisere variabler som forklarer tilstedeværelse, men redusert muligheten til å identifisere variabler som forklarer rekruttering og tetthet. I stasjonsmodellen ble stasjoner uten elvemusling inkludert, men dette utgjør bare et fåtall av stasjonene. Likevel vil man forvente at landskapsvariabler som forklarer rekruttering og tetthet vil være viktige for å forklare utbredelsen av elvemusling i Norge.

3.2 Metode

3.2.1 Datagrunnlag

Datagrunnlaget for analysene har framkommet ved at all kjent og tilgjengelig litteratur om lokaliteter med levende elvemusling i Norge ble gjennomgått (Larsen & Magerøy 2019a). Dette ble gjort med utgangspunkt i den nasjonale lokalitetsoversikten for elvemusling i Norge (elvemuslingbasen; gint.no) som administreres av Fylkesmannen i Trøndelag og litteraturen tilknyttet denne databasen. I tillegg ble litteratur som ikke lå inne i databasen, nyere personlige meddelelser og egne observasjoner lagt inn i datagrunnlaget.

Det var stor variasjon i datagrunnlaget, både med hensyn til omfang og kvalitet på undersøkelsene som er gjennomført ved de forskjellige lokalitetene (forskjellig metodikk mht. datainnsamling), men også på stasjoner innad i lokalitetene. Dette vil kunne redusere sannsynligheten vi har for å identifisere enkelte av miljøvariablene som kan ha betydning, da elvemuslingdataene til en viss grad vil reflektere både forskjellene i datainnsamlingen og forskjellene i miljøforhold. Miljøvariabler som har en mer betydelig effekt på elvemusling vil imidlertid bli identifisert på tross av forskjellene i omfang og kvalitet på undersøkelsene.

Lokalitetsmodell

For lokalitetsmodellen ble det samlet inn data fra alle elvemuslinglokalitetene i Norge (**figur 9**, Larsen & Magerøy 2019a). I **figur 10** er det gitt noen eksempler på lokaliteter med elvemusling som inngår i lokalitetsmodellen. Som det framgår finnes elvemusling i et vidt spekter av lokaliteter i Norge, og lokalitetsmodellen inneholder alt fra små bekker mindre enn to meter bredde til små og mellomstore elver (bredde 4–25 m), men også store vassdrag (bredde 50–150 m), fra helt sør til helt nord i landet og i omgivelser med myr, dyrket mark og skog.

En lokalitet ble definert etter NVEs lokalitetsprinsipp, der hovedstrengen i et vassdrag utgjør én lokalitet, alle sidegrener til hovedstrengen utgjør separate lokaliteter, og alle sidegrener til sidegrenene utgjør hver sine lokaliteter. Det ble valgt å gjøre noen unntak fra denne lokalitetsdefinisjonen. Ved lokaliteter der det ble funnet laksemusling på anadrom sone og ørretmusling på ikke-anadrom sone, ble lokaliteten delt i en laksemusling- og en ørretmusling-lokalitet, med separate data for de to forekomstene. I enkelte større vassdrag ble en definert lokalitet delt inn i to eller flere lokaliteter der store innsjøer utgjorde naturlige skiller innad i lokaliteten.

Data som ble samlet inn om elvemusling inkluderte, hvis tilgjengelig:

- Kjent utbredelse av elvemusling innad i lokaliteten (lengde på elvestrekningen mellom nederste og øverste funn av musling)
- Gjennomsnittlig tetthet av elvemusling (individ/m^2; der tetthet opprinnelig er oppgitt til individ pr. minutt er dette regnet om til individ pr. m² etter formelen y = 0,4x (Larsen 2017a))
- Totalt antall muslinger opptelt under feltundersøkelser
- Populasjonsestimat
- Yngste musling funnet (alder)
- Størrelsen på minste og største musling funnet (mm)
- Om muslinger henholdsvis <20 mm og <50 mm var påvist
- Prosentandel musling henholdsvis <20 mm og <50 mm
- Kjent eller antatt vertsart for muslingen
- Levedyktighet for elvemuslinglokalitetene basert på Söderberg (1998), omarbeidet av Larsen (2017a).

I tillegg ble det samlet inn informasjon om kvaliteten på lengdefordelingsdataene. Dette inkluderte opplysninger om det hadde blitt gravd i substratet ved en eller flere stasjoner innenfor

lokaliteten, for å evaluere sannsynligheten for at muslinger henholdsvis <20 mm og <50 mm hadde blitt påvist. Det ble også samlet inn informasjon om det fantes flere stasjoner med elvemuslingdata innenfor hver lokalitet. Ikke alle dataene om elvemusling ble imidlertid benyttet i analysene (se beskrivelse av dataanalysene nedenfor). Dataene er ofte basert på flere forskjellige rapporter fra hver lokalitet. I tilfeller der stasjoner eller områder innenfor lokalitetene hadde blitt undersøkt ved flere anledninger, ble de nyeste dataene benyttet.

***Figur 9**. Lokalisering av elvemuslinglokaliteter i Norge. Figuren viser utbredelsen av elvemusling i Norge basert på 10 km ruter. De blå rutene indikerer nåværende lokaliteter og de oransje rutene indikerer historiske lokaliteter med musling. Ruter der det finnes både nåværende og historiske lokaliteter er gitt blå farge. De 315 lokalitetene som ble brukt i lokalitetsanalysen ble hentet fra hele utbredelsesområdet. Fra Larsen & Magerøy (2019a).*

***Figur 10**. Elvemusling finnes i et vidt spekter av lokaliteter som inngår i lokalitetsmodellen: a) Vassbotnbekken i Birkenes kommune, Vest Agder, b) Flotåna i Gjesdal kommune, Rogaland, c) Gråelvvassdraget i Stjørdal kommune, Trøndelag, d) Hestadelva i Dønna kommune, Nordland, e) Aursunda i Namsos kommune i Trøndelag og f) Numedalslågen i Larvik kommune, Vestfold og Kongsberg kommune, Buskerud. Foto: Bjørn Mejdell Larsen.*

Det ble også samlet inn data om miljøforhold, som potensielt kunne forklare tilstedeværelsen av elvemusling og spesielt forekomst av juvenil elvemusling (rekruttering) for de aller fleste lokalitetene. Noen lokaliteter ble utelatt, da det ikke fantes nok informasjon om tilstedeværelse og rekruttering av musling innenfor lokaliteten. For de gjenværende lokalitetene (N = 344) ble det nederste kjente punktet innenfor utbredelsesområdet til elvemuslingen brukt til å generere nedbørfelt med miljøinformasjon basert på NVEs NEVINA (Nedbørfelt- og vannføringsindeksanalyse, **figur 11**). I tillegg ble det samlet inn informasjon om kalkinnhold i nedbørfeltet (preliminært

datasett fra NGU), lokalitetens bredde ved dette punktet (basert på Norgeskart), og tetthetsdata for ungfisk av potensiell vertsfisk (laks og/eller ørret) innenfor utbredelsesområdet (basert på diverse rapporter), hvis slike data var tilgjengelige. Ikke alle dataene om miljøforhold ble imidlertid benyttet i analysene (se beskrivelse av dataanalysene nedenfor).

***Figur 11**. Eksempel på generering av nedbørfeltdata fra NEVINA. Eksempelet viser Sagelva i Malvik kommune, Trøndelag.*

Stasjonsmodell

For stasjonsmodellen ble det samlet inn data fra elvemuslinglokaliteter i Norge som hadde flere definerte stasjoner innenfor lokaliteten. Data som ble samlet inn inkluderte, hvis tilgjengelig, om elvemusling var påvist, tetthet (individ/m^2), minste musling (mm), om muslinger <50 mm var påvist og vertsart for muslingbestanden. I tillegg ble det samlet inn informasjon om det hadde blitt gravd i substratet ved en eller flere feltstasjoner innenfor lokalitetene for å evaluere sannsynligheten for at muslinger <50 mm hadde blitt påvist. Ikke alle dataene om elvemusling ble imidlertid benyttet i analysene (se beskrivelse av dataanalysene nedenfor).

Det ble i tillegg samlet inn miljødata for hver enkelt stasjon innenfor lokaliteten. Dataene var de samme som for lokalitetsanalysene. Bare lokaliteter som hadde ≥5 stasjoner ble inkludert i analysene (N = 35 lokaliteter, **figur 12**, **vedlegg 1**). Bare stasjoner >200 m fra hverandre ble inkludert i analysene (N = 423 stasjoner), da punkter <200 m fra hverandre ikke kan generere forskjellige nedbørfelt basert på NEVINA (Astrid Voksø, NVE, pers. med.). Ikke alle dataene om miljøforhold ble imidlertid benyttet i analysene (se beskrivelse av dataanalysene nedenfor).

Figur 12. *Lokalisering av elvemuslinglokaliteter med stasjonsdata i Norge. Figuren viser de lokalitetene der det finnes data fra fem stasjoner eller flere. For lokalitetsnavn se vedlegg 1. Kartet er laget i QGIS Developmental Team (2018) og kartgrunnlaget er fra GeoNorge (2019).*

3.2.2 Dataanalyse

I analysene av lokalitetene og stasjonene ble det valgt å fokusere på rekruttering hos elvemusling, da dette er den viktigste faktoren for å kunne si noe om tilstanden til muslingbestanden. Det ble valgt å gjennomføre én analyse der påvist/ikke påvist musling <50 mm var responsvariabelen (= påvist rekruttering) og én analyse der minste musling (mm) var responsvariabelen. Disse variablene ble valgt ut, da informasjon om påvist musling <20 mm og prosentandel musling henholdsvis <20 mm og <50 mm ble vurdert å være for usikre for de fleste lokalitetene og stasjonene. Både påvist rekruttering og minste musling påvist ble inkludert i analysene fordi påvist rekruttering sannsynligvis er et mer robust mål på om rekruttering finner sted ved lokalitetene enn minste musling påvist, som derimot gir større mulighet til å identifisere forskjeller i rekruttering. I tillegg ble det også gjennomført analyse av tetthet av elvemusling, for å se om det var forskjell mellom prediktorvariablene som forklarte rekruttering og tetthet. På grunn av antall frihetsgrader i analysene kunne ikke alle prediktorvariablene inkluderes i modellen. Dermed ble de inkluderte prediktorvariablene valgt ut basert på en ekspertvurdering av de potensielt viktigste miljøforholdene som kan forklare rekruttering blant elvemusling. Tetthet ungfisk av potensiell vertsfisk ble ikke inkludert i analysene, da slike data bare var kjent for et fåtall av lokalitetene og stasjonene.

Prediktorvariablene som til slutt ble inkludert i analysen var:

- andel myr [%]
- andel jordbruk [%]
- effektivt andel innsjø [%]
- temperaturnormal sommer [°C]
- nedbørnormal sommer [mm]
- elvegradient (m/km) (log transformert)
- snitt kalkinnhold (faktor 1-5)
- gjennomsnittshøyde nedbørfelt [moh.]
- avrenning (mm/år)
- størrelse nedbørfelt (km^2) (log transformert)

En nærmere forklaring av prediktorvariablene er gitt i **vedlegg 2**.

Tre forskjellige statistiske analyser ble brukt for å undersøke effekten av prediktorvariablene på (i) tilstedeværelse av rekruttering, (ii) størrelsen av den minste musling påvist og (iii) tetthet av elvemusling i lokalitetsmodellen. En GLM («generalised linear model») med binominal fordeling ble brukt til å analysere tilstedeværelse av rekruttering (m.a.o. musling <50 mm påvist/ikke påvist). En lineær analyse (lineær statistisk modell) ble brukt til å analysere minste musling påvist (mm). En GLM med Poisson fordeling ble brukt til å analysere tettheten av musling (individ/m^2). I alle analysene ble det testet for lineære effekter av de forklarende variablene. For å visualisere til hvilken grad de lineære effektene overensstemte med observasjonene ble trendlinjer basert på det utjevnede gjennomsnittet av observasjonene inkludert i figurene. Ekstreme observasjoner (de som lå utenfor 5- og 95-persentilene) ble ekskludert fra datagrunnlaget for trendlinjene. Usikkerheten rundt trendlinjene er ukjent.

Blandede effektanalyser («Mixed-effect models») ble brukt for stasjonsdataene, da observasjoner innenfor lokaliteter (vassdrag) ikke kan anses som uavhengige i den statistiske analysen. Lokalitet ble derfor inkludert som «random effect» i stasjonsanalysene. I analysene av både minste musling påvist (mm) og tettheten av musling (individ/m^2) ble det testet for lineære effekter av de forklarende variablene. Det ble forsøkt å tilpasse en statistisk analyse (statistisk modell) med Poisson fordeling til tetthetsdataene, men denne blandede effektanalysen kunne ikke kjøres. Det ble heller ikke funnet en egnet analyse for tilstedeværelse av rekruttering (m.a.o. musling <50 mm påvist/ikke påvist). Resultatene ble ikke visualisert med trendlinjer basert på utjevnede gjennomsnitt, fordi slike gjennomsnitt ikke tar hensyn til forskjellene mellom lokalitetene som er knyttet til lokalitetenes egenart («random effect»).

De statistiske analysene ble i utgangspunktet tilpasset til alle de ti prediktorvariablene. Etterpå ble de faktorene som ikke forklarte rekruttering eller tetthet stegvis fjernet. For de lineære lokalitetsanalysene ble dette gjort med R-funksjonen «step», som er basert på AIC kriteriet. For alle de andre analysene ble reduksjonen gjort ved stegvis å fjerne den faktoren med minst effekt og så teste om den reduserte statistiske modellen hadde en signifikant redusert forklaring av dataene, inntil dette var tilfelle.

Lokaliteter eller stasjoner som manglet data for noen prediktorvariabler eller responsvariabler ble utelatt fra analysen og antall observasjoner i analysene er rapportert i resultatdelen. Alle analyser ble kjørt i R (R Developmental Team group 2017).

3.3 Resultater

3.3.1 Lokalitetsmodellen

Lokalitetsmodellene viste at andelen myr og normaltemperatur i luft om sommeren påvirket både rekruttering og tetthet av elvemusling. Tetthet ble i tillegg påvirket av gjennomsnittshøyde for nedbørfeltet.

Sannsynligheten for rekruttering var redusert i lokaliteter med høy andel myr i nedbørfeltet (**figur 13A**; **tabell 8**). Andelen myr varierte mellom 0 og 60 % i de undersøkte lokalitetene, men veldig få lokaliteter hadde mer enn 20 % myr i nedbørfeltet. Mellom lokaliteter med henholdsvis 0 og 20 % myr ble sannsynligheten for rekruttering redusert fra ca. 0,58 til 0,45 (**figur 13A**). Ved høyere andel myr ble usikkerheten så stor at vi ikke egentlig kan si noe om effekten. Trendlinjen basert på utjevnet gjennomsnitt tyder på at sammenhengen mellom andel myr og rekruttering ikke var lineær. Rekrutteringen var høyest ved ca. 0-10 % myr (**figur 13A**).

En høy normaltemperatur i luft om sommeren reduserte sannsynligheten for å påvise rekruttering (musling <50 mm påvist) (**figur 13B**; **tabell 8**). Normaltemperaturen om sommeren varierte mellom ca. 7 og 13 °C i de undersøkte lokalitetene. Sannsynligheten for tilstedeværelse av rekruttering var omkring dobbelt så høy i de kaldeste lokalitetene sammenlignet med de varmeste lokalitetene (**figur 13B**). Trendlinjen basert på utjevnet gjennomsnitt tyder på at sammenhengen mellom normaltemperatur om sommeren og rekruttering ikke var lineær, men at sannsynligheten for rekruttering var lavest mellom 10 og 12 °C (**figur 13B**).

***Figur 13**. Effekt av andel myr [%] (A) og sommer normaltemperatur [°C] (B) på tilstedeværelse av rekruttering (muslinger <50mm) ved 309 elvemuslinglokaliteter i Norge. Sirklene angir målinger, linjene effekten estimert i GLM modeller og de grå områdene indikerer 95% konfidensintervaller. Stiplete linjer angir trendlinjer basert på utjevnet gjennomsnitt. Disse trendlinjene er basert på verdiene som lå mellom 5- og 95-prosentilene.*

***Tabell 8**. Resultater fra en modell som undersøkte effekten av ulike faktorer i nedbørfelt på sannsynlighet for rekruttering i 309 elvemuslinglokaliteter i Norge. Tabellen viser den reduserte modellen etter at faktorer uten effekt har blitt fjernet. Modellen er en generalisert lineær modell (GLM) og estimatene er gitt i logit skala.*

	Estimat	SE	Z	P
Skjærepunkt	2,813	0,931	3,0	0,003
Andel myr [%]	-0,027	0,016	-1,6	0,103
Temperaturnormal sommer [°C]	-0,248	0,087	-2,8	0,005

Effekten som andelen myr og normaltemperatur i luft om sommeren hadde på rekruttering ble også synlig i effekten på størrelsen av minste musling påvist. Begge faktorer påvirket størrelsen av minste musling påvist positivt (**figur 14A** og **14B**; **tabell 9**).

***Figur 14**. Effekt av andel myr [%] (A), sommer normaltemperatur [°C] (B), snitt kalkinnhold (C), størrelse nedbørfelt [km^2] (D) og høyde nedbørfelt [m] (E) på størrelsen av minste musling påvist [mm] ved 307 elvemuslinglokaliteter i Norge. Sirklene angir målinger, linjene effekten estimert i lineære modeller og de grå områdene indikerer 95% konfidensintervaller. Stiplete linjer angir trendlinjer basert på utjevnet gjennomsnitt. Disse trendlinjene er basert på verdiene som lå mellom 5- og 95-prosentilene.*

Kalkinnholdet i nedbørfeltet og størrelse nedbørfelt hadde en svak negativ effekt og høyde nedbørfelt hadde en positiv effekt på størrelsen av minste musling påvist (**figur 14C-E**; **tabell 9**). Effekten som alle de fem faktorene hadde på størrelsen av minste musling var imidlertid liten i forhold til total variasjon i størrelsen av minste musling (modellen forklarte bare ca. 4% av variasjonen). Det var en forventet endring på noen millimeter innenfor den variasjonen som faktorene hadde blant lokalitetene (**figur 14**). For eksempel endret den forventete størrelsen av minste musling påvist seg fra 46 til 54 mm fra en lokalitet med 8 °C til en lokalitet med 12 °C normaltemperatur om sommeren (**figur 14B**). Trendlinjene basert på utjevnet gjennomsnitt viser bare mindre avvik fra de lineære effektene i modellen (**figur 14**).

***Tabell 9**. Resultater fra en lineær modell på effekten av faktorer i nedbørfelt på størrelsen av minste musling påvist [mm] i 307 elvemuslinglokaliteter i Norge. Tabellen viser den reduserte modellen etter at faktorer uten effekt har blitt fjernet.*

	Estimat	SE	t	P
Skjærepunkt	19,71	15,84	1,2	0,214
Andel myr [%]	0,458	0,222	2,1	0,040
Temperaturnormal sommer [°C]	3,400	1,307	2,6	0,010
Snitt kalkinnhold	-4,141	1,895	-2,2	0,030
Høyde nedbørfelt (m)	0,024	0,013	1,9	0,054
Størrelse nedbørfelt (km^2)	-1,714	1,110	-1,5	0,123

Andelen myr og normaltemperatur i luft om sommeren i nedbørfeltet påvirket også tetthet av muslinger (**figur 15A** og **15B**; **tabell 10**). Tettheten var redusert i lokaliteter med høy andel myr og med høy normaltemperatur om sommeren (**figur 15A** og **15B**). Effekten var tydelig, og det var få lokaliteter med høy tetthet der andelen myr var høyere enn 20 % i nedbørfeltet eller der normaltemperaturen om sommeren var over 11 °C (**figur 15A** og **15B**). For lokaliteter som varierte fra 0 til 20 % myr ble tettheten redusert fra 10 til 5 muslinger/m^2, mens i lokaliteter som varierte fra 8,0 til 12,5 °C ble tettheten redusert fra 10 til nærmere 0 muslinger/m^2. I tillegg påvirket også gjennomsnittshøyde av nedbørfeltet tettheten av muslinger. Tettheten av muslinger var gjennomgående lavere i lokaliteter med høytliggende nedbørfelt (**figur 15C**; **tabell 10**). Trendlinjene basert på utjevnet gjennomsnitt antyder at sammenhengen mellom de forklarende variablene og tetthet kan være ikke-lineære. Trendlinjen for sammenhengen mellom normaltemperatur om sommeren og tetthet tyder på at tettheten er høyest ved ca. 8-9 °C (**figur 15B**). For andel myr ser tettheten ut til å være høyest ved ca. 5-15 % myr (**figur 15A**). For gjennomsnittshøyde på nedbørfeltet var det ikke noe markert optimum for tetthet (**figur 15D**).

***Tabell 10**. Resultater fra en modell på effekten av faktorer i nedbørfelt på tetthet av elvemusling [individ/m^2] i 246 elvemuslinglokaliteter i Norge. Tabellen viser den reduserte modellen etter at faktorer uten effekt har blitt fjernet. Modellen er en generalisert lineær modell (GLM) og estimatene er gitt i log skala.*

	Estimat	SE	t	P
Skjærepunkt	6,981	1,012	6,9	<0,001
Andel myr [%]	-0,044	0,017	-2,5	0,013
Temperaturnormal sommer [°C]	-0,483	0,094	-5,2	<0,001
Gjennomsnittshøyde nedbørfelt [m]	-0,001	0,001	-2,0	0,043

***Figur 15**. Effekt av andel myr [%] (A), normaltemperatur sommer [°C] (B) og høyde nedbørfelt [m] (C) på tetthet av elvemusling [individ/m^2] ved 246 elvemuslinglokaliteter i Norge. Sirklene angir målinger, linjene effekten estimert i GLM modeller og de grå områdene indikerer 95% konfidensintervaller. Stiplete linjer angir trendlinjer basert på utjevnet gjennomsnitt. Disse trendlinjene er basert på verdiene som lå mellom 5 og 95-prosentilene.*

Det var andel myr og normaltemperatur i luft om sommeren (og i liten grad kalkinnhold, størrelse nedbørfelt og gjennomsnittshøyde på nedbørfelt) som ble funnet å påvirke rekruttering og tetthet av elvemusling i nedbørfeltanalysene (lokalitetsmodellen). Analysen var basert på lokaliteter fordelt over hele landet, med stor variasjon i de forklarende variablene, men også forventet stor variasjon i andre faktorer som ikke ble analysert. Man kunne derfor tenke seg at effektene som ble funnet kunne være knyttet til geografisk variasjon, både i nord-sør-gradienten og øst-vest-gradienten. Denne geografiske variasjonen i de forklarende variablene er derfor presentert i **vedlegg 3**. For å analysere om effektene er tilstede innenfor et mindre geografisk område har vi visualisert effektene på sannsynligheten for å finne rekruttering (påviste musling <50 mm) og tetthet innenfor Midt-Norge når det gjelder andel myr og normaltemperatur om sommeren **(vedlegg 3**). Siden de andre variablene forklarte lite av variasjonen eller hadde svake effekter så har

vi utelatt disse. Midt-Norge er området med høyest antall observasjoner i våre analyser, området ligger midt i landet og har stor spredning i de analyserte forklaringsfaktorene. Regionen egner seg dermed i en sammenligning med hele landet. For andel myr i Midt-Norge viste analysene den samme overordnede negative effekten som i Norge som helhet, både for sannsynligheten til å finne rekruttering og tettheten av muslinger (**vedlegg 3**). For normaltemperatur om sommeren viste analysene også den samme overordnede negative effekten i Midt-Norge som i Norge som helhet, både for rekruttering og tetthet, men i Norge som helhet var det en tendens til at rekrutteringen økte i de varmeste lokalitetene (>11 °C). I Midt-Norge var det imidlertid ingen lokaliteter som hadde så høy normaltemperatur om sommeren.

3.3.2 Stasjonsmodellen

Blandede effektanalyser undersøkte effekter innenfor lokaliteter. Andelen jordbruk påvirket størrelsen av den minste muslingen som ble påvist positivt (**tabell 11**). En høy andel jordbruk reduserte sannsynligheten for å finne små muslinger (**figur 16**). Den forventete størrelsen av minste musling påvist endret seg fra 41 til 61 mm fra en stasjon med 0 % jordbruk til en stasjon med 15 % jordbruk (**figur 16**). Modellen viste også at nedbørnormal om sommeren hadde en positiv effekt og avrenning hadde en negativ effekt på størrelsen av minste musling som ble påvist (**tabell 11**). Det var derimot nesten ingen variasjon i nedbørnormal sommer og avrenning innenfor lokalitetene og effektene innenfor lokalitetene har derfor liten påvirkning på minste musling påvist (**vedlegg 4**).

***Tabell 11**. Resultater fra en lineær modell på effekten av faktorer i nedbørfelt på størrelsen av minste musling påvist [mm] i 207 stasjoner fordelt på 33 elvemuslinglokaliteter i Norge. Tabellen viser den reduserte modellen etter at faktorer uten effekt har blitt fjernet. Modellen er en blandet effekt modell (LMM) med lokalitet som tilfeldig effekt.*

	Estimat	SE	t	P
Skjærepunkt	13,44	11,19	1,2	0,23
Andel jordbruk [%]	1,512	0,485	3,1	0,002
Nedbørnormal sommer [mm]	0,108	0,041	2,7	0,008
Avrenning [mm/år]	-0,023	0,010	-2,3	0,021

***Figur 16**. Effekt av andel jordbruk [%] på størrelsen av minste musling påvist [mm] i 207 stasjoner fordelt på 33 elvemuslinglokaliteter i Norge. Sirklene angir målinger og linjen effekten estimert i en «linear mixed model».*

På stasjonsnivå var tettheten av musling (individ/m^2) positivt påvirket av andelen myr og andelen innsjø (**tabell 12**). Den estimerte effekten av myr var stor på tetthet, med en endring på 10 individ/m^2 fra 0 til 20 % myr i nedbørfeltet (**tabell 12**). Nå var det imidlertid nesten ingen variasjon i andelen myr og andelen innsjø innenfor de fleste lokalitetene og effekten som ble funnet innenfor lokalitetene har derfor liten påvirkning på tettheten av musling (**vedlegg 4**).

Tabell 12. *Resultater fra en lineær modell på effekten av faktorer i nedbørfelt på tettheten av elvemusling [individ/m^2] i 400 stasjoner fordelt på 35 elvemuslinglokaliteter i Norge. Tabellen viser den reduserte modellen etter at faktorer uten effekt har blitt fjernet. Modellen er en blandet effekt modell (LMM) med lokalitet som tilfeldig effekt.*

	Estimat	SE	t	P
Skjærepunkt	-2,636	1,078	-2,44	0.015
Andel myr [%]	0,415	0,104	4,0	<0,001
Andel innsjø [%]	1,104	0,225	4,9	<0,001

3.4 Diskusjon

3.4.1 Lokalitetsmodellen

Resultatene fra lokalitetsmodellen viser at andel myr i nedbørfeltet og normaltemperatur i luft om sommeren hadde tydelige effekter på både rekruttering og tetthet av elvemusling. Sannsynligheten for å finne rekruttering (påvise muslinger <50 mm) og finne høye tettheter av musling var høyest ved lokaliteter med lav andel myr og lav sommertemperatur. Effektene av andel myr og sommertemperatur var også synlige for størrelse av minste musling, i tillegg til at kalkinnhold, størrelse på nedbørfeltet og høyde av nedbørfeltet hadde en mindre effekt. Disse variablene forklarte imidlertid mindre enn 4 % til sammen av variasjonene i minste musling funnet. Gjennomsnittlig høyde av nedbørfeltet hadde en negativ effekt på sannsynligheten for å finne høye tettheter av musling, men effekten var svak.

Andelen myr i lokalitetsmodellen varierte fra 0 til 60 %, men få lokaliteter hadde mer enn 20 % myr. Innenfor denne variasjonen i andel myr var den negative effekten av høy andel myr signifikant både for sannsynligheten for å finne rekruttering (påvise muslinger <50 mm), finne mindre muslinger (størrelse minste musling funnet) og finne høye tettheter av elvemusling. For lokaliteter med mellom 0 og 20 % myr ble sannsynligheten for rekruttering redusert fra ca. 0,58 til 0,45. Innenfor den samme variasjonen i myr ble tettheten redusert fra ca. 10 til 5 muslinger/m^2. Andelen myr forklarte så lite av variasjonen i minste musling funnet at vi ikke kan vise at denne effekten har en betydning for resultatene. Både for Norge som helhet og for Midt-Norge tyder trendlinjene på at den overordnede effekten av høy andel myr er negativ. Trendlinjene for Norge som helhet tyder på at effekten ikke er lineær. Det er størst mulighet for å finne rekruttering og høye tettheter av musling ved en andel myr på henholdsvis 0-10 og 5-15 %. Hovedkonklusjonen er at høy andel myr har en negativ effekt på elvemusling.

Våre funn av en negativ effekt av høy andel myr på elvemusling står i kontrast til resultatene fra flere andre studier. I Sverige (Jensen 2007, Söderberg et al. 2008) og Irland (Evelyn Moorkens, Trinity College Dublin, pers. med.) er det vist en positiv sammenheng mellom andelen myr og rekruttering, mens det i Skottland er vist at heiområder med lyng og torvdannelse er uegnede for elvemusling (Ma 2016). Den positive effekten til myr forklares med at myr er en indikator på lav menneskelig aktivitet (Jensen 2007) og uberørte myrområder sikrer en mer stabil tilførsel av vann til områdene nedstrøms (Moorkens 2012), mens den negative effekten i Skottland kan være et resultat av høy dreneringsaktivitet i områdene (Ma 2016). Av Norges 2000-3000 km^2 rikmyr er om lag halvparten av arealet, særlig i lavlandet, grøftet eller sterkt påvirket av andre

inngrep (Øien et al. 2015). I perioder med høy nedbør vil avrenning fra grøftede myrer raskt gi stor vannføring i tilstøtende elver og bekker. Dette bidrar til problemer med flom nedover i vassdraget. Elvemuslingen påvirkes negativt både på grunn av periodevis høyere vannføring enn normalt, men også på grunn av erosjon og transport av myrjord og finpartikulært materiale. Økt tilførsel av humus og næringsstoffer fører igjen til økt nedslamming av substratet i elvebunnen. Dette er i så fall faktorer som er antatt å være negative for rekrutteringen hos elvemusling. Alternative forklaringer kan være lavere pH og høyere jernutfelling i myrområder, som begge deler også kan ha negativ effekt på elvemusling (oppsummert i Larsen 1997; 2005, Young 2005, Degerman et al. 2009, Norsk Standard NS-EN 16859:2017).

Den normale sommertemperaturen i luft i lokalitetsmodellen varierte fra 7 til 13 °C, men få lokaliteter hadde normaltemperatur lavere enn 8 og høyere enn 12,5 °C. Innenfor denne variasjonen i temperatur var den negative effekten av høy normaltemperatur signifikant både for sannsynligheten for å finne rekruttering (påvise muslinger <50 mm), finne mindre muslinger (størrelse minste musling funnet) og finne høye tettheter av elvemusling. For lokaliteter med lufttemperatur mellom 8 og 12,5 °C ble sannsynligheten for rekruttering redusert fra ca. 0,70 til 0,40 med økende temperatur basert på den lineære analysen av resultatene. Likevel tyder trendlinjene på at den overordnede effekten av normal sommertemperatur i luft ikke er lineær. Når det gjelder sannsynligheten for å finne rekruttering tyder trendlinjene for Norge som helhet på at en økende sommertemperatur i luft opp til 11 °C har en negativ effekt, men at sannsynligheten for å finne rekruttering øker noe igjen i de varmeste lokalitetene. Lokalitetene med normal sommertemperatur høyere enn 11 °C ligger nesten utelukkende på Sørlandet og Østlandet og effekten er derfor geografisk begrenset. I Midt-Norge er rekrutteringen best ved temperaturer på 8-9 °C, med en sterk negativ effekt når temperaturen blir høyere enn 9 °C. Dette kan tyde på at det er regionale forskjeller i effekten av normal sommertemperatur på elvemusling i Norge, uten at vi kan gi noen forklaring på hvorfor det er slik. For lokaliteter med lufttemperatur mellom 8 og 12,5 °C ble tettheten redusert fra ca. 10 til nærmere 0 muslinger/m^2. Når det gjelder sannsynligheten for å finne høye tettheter tyder trendlinjene på at en temperatur på 8-9 °C er optimal, med en negativ effekt ved høyere temperaturer. Sommertemperaturen i luft forklarte så lite av variasjonen i minste musling funnet at vi ikke kan se at denne effekten har en betydning for resultatene. Hovedkonklusjonen er at den overordnede effekten av høy sommertemperatur i luft er negativ.

Så vidt vi vet har ingen studier vist en sammenheng mellom lufttemperatur og rekruttering hos elvemusling før. Derimot har det blitt funnet en positiv sammenheng mellom høy sommertemperatur i luft og utbredelsen til elvemusling i Sverige (Tamario & Degerman 2017), mens det i Spania har blitt funnet en negativ sammenheng mellom sommertemperatur og utbredelse (Lois 2015, Lois et al. 2015). Flere forfattere har påpekt at elvemuslingen er tilpasset et kaldere klima og derfor trues av global oppvarming (Hastie et al. 2003a, Degerman et al. 2009, Tamario & Degerman 2017, Bolotov et al. 2018). I en slik sammenheng skulle man nok forvente en sterkere negativ effekt av høy temperatur i Sør-Europa enn i Nord-Europa, som funnene fra Spania og Sverige viser. Innen Norge skulle man også forvente en sterkere negativ effekt i sør enn i nord. I vårt datasett tyder trendlinjene på at en høyere sommertemperatur er negativ i nord, mens i sør kan både lavere og høyere temperaturer ha en positiv effekt når det gjelder sannsynligheten for å finne rekruttering (resultater ikke vist). Den sammenhengen som ble funnet i vår undersøkelse mellom sommertemperatur i luft og både rekruttering og tetthet var imidlertid tydelig. Resultatet er overraskende og bør studeres nærmere.

Høyt kalkinnhold og stor størrelse på nedbørfeltet hadde en negativ effekt på størrelsen på minste elvemusling funnet. I tillegg hadde stor høyde på nedbørfeltet en positiv effekt på størrelsen av minste musling, men en negativ effekt på tetthet av musling. Effektene av disse variablene forklarte likevel så lite av variasjonen i muslingdataene eller var så svake at vi ikke kan se at de har en betydning for elvemusling basert på dataene våre. De nevnte variablene kan ha betydning, om enn noe motstridende, i ulike deler av Europa. For flere detaljer om hvilke effekter disse miljøvariablene kan ha på elvemusling, henvises det til delkapittel 2.1.

Det var stor variasjon både med hensyn til omfang og kvalitet på undersøkelsene som ligger til grunn for datagrunnlaget i de forskjellige lokalitetene i lokalitetsmodellen. Dette vil kunne redusere sannsynligheten vi har hatt for å identifisere alle miljøvariable som kan ha betydning for elvemusling, da muslingdataene både vil reflektere ulikheter i datagrunnlaget og forskjellene i miljøforhold. Dette betyr at miljøvariabler som forklarte lite av variasjonen eller hadde svake effekter i analysene våre kunne vist seg å ha en større effekt hvis datagrunnlaget var bedre. Variasjoner i datagrunnlaget mellom lokaliteter vil samtidig i forskjellig grad påvirke analysene vi gjennomførte. Erfaringsmessig vil det være minst krevende å oppnå gode tetthetsdata, noe mer krevende å identifisere om det er rekruttering og mest krevende å oppnå gode data for størrelse på minste musling påvist ved en lokalitet (se diskusjon av nødvendigheten av gravestudier i forbindelse med undersøkelser av rekruttering av elvemusling i Larsen 2017a, Larsen & Magerøy 2019a). Dette kan bidra til å forklare hvorfor de fem landskapsvariablene som hadde en signifikant effekt på størrelse av minste musling påvist bare forklarte 4 % av variasjonen i minste musling påvist.

3.4.2 Stasjonsmodellen

Resultatene fra stasjonsmodellen viser at andel jordbruk hadde en tydelig effekt på rekruttering av elvemusling. Sannsynligheten for å finne mindre muslinger (størrelse på minste musling påvist) var høyere ved lokaliteter med lav andel jordbruk. Resultatene viste også at høy nedbørnormal om sommeren hadde en positiv effekt og avrenning hadde en negativ effekt på størrelsen av minste elvemusling, mens høy andel myr og innsjø hadde en positiv effekt på tetthet av elvemusling. Likevel var variasjonen mellom stasjoner innad i lokalitetene så lav for nedbør, avrenning, andel myr og andel innsjø at effektene av disse variablene fikk liten betydning for elvemusling i våre analyser. Manglende variasjon i landskapsvariablene begrenser datagrunnlaget for å estimere effektene statistisk og øker sannsynligheten for at de få lokalitetene som hadde en viss variasjon mellom stasjonene påvirker resultatene uforholdsmessig. Det betyr ikke at disse variablene nødvendigvis er uten relevans for muslingen.

Andelen jordbruk i stasjonsmodellen varierte fra 0 til 30 %, men få stasjoner hadde en jordbruksandel på over 15 %. Innenfor denne variasjonen i andel jordbruk var den negative effekten av høy andel jordbruk signifikant for sannsynligheten for å finne mindre muslinger (størrelse på minste musling påvist), men ikke for sannsynligheten for å finne høye tettheter. For lokaliteter med en jordbruksandel på mellom 0 og 15 % stiger størrelsen på minste musling fra 41 til 61 mm. Andel jordbruk i nedbørfeltet vil normalt øke fra øvre til nedre del i vassdragene. Dermed tyder resultatene våre på at forekomster med elvemusling som ligger langt nede i vassdrag ofte vil ha dårligere rekruttering enn forekomster som ligger høyere opp i samme vassdrag. Variasjonen i andel jordbruk var relativt stor innad i lokalitetene i modellen. Dermed er datagrunnlaget godt for å vurdere effekten av variabelen og den påviste effekten anses som robust. I motsetning til lokalitetsmodellen gir ikke stasjonsmodellen grunnlag for å anslå optimale nivåer av variablene. Likevel kan vi konkludere med at jordbruk er negativt for rekruttering av elvemusling.

Vårt funn av en negativ effekt av jordbruk på rekruttering av elvemusling sammenfaller med tidligere funn, selv om vi ikke kjenner til andre studier som har vist en sammenheng mellom jordbruk og rekruttering for stasjoner innad i vassdrag (lokaliteter). Derimot har studier fra Sverige (Jensen 2007, Söderberg et al. 2008) og Irland (Moorkens 2012) vist en liknende negativ sammenheng mellom jordbruk og rekruttering for forskjellige vassdrag. Flere studier har også vist en negativ sammenheng mellom jordbruk og utbredelse eller tetthet for elvemusling (Popov 2015, Ma 2016, Inoue et al. 2017, Lois & Cowley 2017, Dobler et al. 2019). Forfatterne forklarer denne sammenhengen med at høy jordbruksaktivitet øker tilførselen av næringsstoff, finsediment og forurensende kjemikalier samt at kantvegetasjonen forsvinner, faktorer som har en negativ påvirkning på muslingen. Spesielt knyttes tilførselen av næringsstoff og finsediment til klogging av substratet. Dette resulterer i dårligere oppvekstforhold for de unge muslingene som lever nedgravd i

substratet. Derfor er det som forventet at andel jordbruk kunne ha en negativ påvirkning på rekrutteringen hos elvemusling i stasjonsmodellen.

Hvis variasjonen i flere av variablene hadde vært større innad i lokalitetene, ville vi kunne ha funnet en effekt av betydning for flere av disse variablene. For flere detaljer om hvilke effekter disse miljøvariablene kan ha på elvemusling, henvises det til delkapittel 2.1.

3.4.3 Sammenligning av modellene

Modellene viser at andel myr og normal sommertemperatur i luft er de store driverne av rekruttering og tetthet mellom lokaliteter, mens andel jordbruk er den viktigste driveren av rekruttering innad i lokaliteter. Gitt klassifiseringssystemet for status for elvemuslingbestander i Norge, viser dette at alle de tre miljøvariablene vil ha en stor påvirkning på om en bestand klassifiseres som rekrutterende eller ikke (Larsen 2017a). I tillegg tilsier økningen i andel myr og temperatur en reduksjon i tetthet som tilsvarer reduksjon på henholdsvis to og fem poeng i klassifiseringssystemet (Larsen 2017a). Totalsummen som er mulig å oppnå i dette klassifiseringssystemet er 36 poeng. To og fem poeng utgjør dermed henholdsvis 6 og 14 % av klassifiseringsgrunnlaget. Dette illustrerer at disse miljøvariablene er viktige for statusen til elvemuslingbestander i Norge.

Forskjellige resultater i lokalitets- og stasjonsmodellen kan delvis forklares med forskjeller i datagrunnlaget for modellene, med styrker og svakheter, som påvirker hva de to modellene kan forklare. I utgangspunktet er lokalitetsmodellens styrke at den inkluderer data fra svært mange lokaliteter som er spredt over hele Norge. Svakheten er at det er brukt gjennomsnittsdata for elvemusling for lokalitetene og at landskapsvariablene er generert fra bare ett punkt i hver lokalitet. Dermed er ingen variasjon i hverken elvemuslingdata eller landskapsvariabler innad i lokalitetene tatt med. I utgangspunktet er stasjonsmodellens styrke at den inneholder informasjon om denne variasjonen innad i lokalitetene og at den korrigerer for forskjellene mellom lokalitetene. Svakheten er at antallet lokaliteter er lavt og spredningen av lokalitetene utover i Norge er dårligere, men antall stasjoner i stasjonsmodellen er høyere enn antall lokaliteter i lokalitetsmodellen.

Lokalitetsmodellen inneholder stor variasjon i variablene, mens stasjonsmodellene inneholder liten variasjon innad i lokalitetene for de fleste variablene. Dermed gir lokalitetsmodellen et bedre datagrunnlag for å evaluere effekten av landskapsvariablene og mer robuste resultater. I stasjonsmodellen vil den lave variasjonen innad i lokalitetene øke sannsynligheten for at de lokalitetene som har stor variasjon innad vil, for flere av variablene, kunne påvirke resultatene av analysene uforholdsmessig.

Til sammen betyr dette at de to modellene gir forskjellig informasjon om landskapsvariablene som påvirker elvemuslingen og at det er forskjell i hvor robuste resultatene er. Lokalitetsmodellen gir informasjon om hvilke variabler som driver forskjeller i rekruttering og tetthet mellom lokaliteter på et overordnet nivå i Norge, med robuste resultater. Stasjonsmodellen fjerner mye av effekten av disse overordnede variablene gjennom at det korrigeres for lokalitetenes egenart («random effect») i modellen. Det gir denne modellen muligheten til å identifisere de variablene som driver forskjeller i rekruttering og tetthet mellom stasjoner innad i lokalitetene, selv om resultatene ikke er så robuste som for lokalitetsmodellen. Dermed er det ikke overraskende at effekten av andel myr og normal sommertemperatur i luft forsvinner i stasjonsmodellen, siden det er svært lite variasjon i disse variabelene innad i lokalitetene i stasjonsmodellen. Det er derimot betydelig variasjon innenfor lokalitetene i andel jordbruk, som påvirker rekruttering negativt.

3.4.4 Betydning for regulerte vassdrag

Lokalitets- og stasjonsmodellen gir et utgangspunkt for å forstå hva som styrer tetthet og rekruttering av elvemusling i de vassdrag eller deler av vassdrag der det finnes elvemusling i dag.

Funnene fra lokalitetsmodellen gir det beste grunnlaget for å forstå hvilke områder eller hvilke lokaliteter (vassdrag) som er best egnet for elvemusling, mens funnene fra stasjonsmodellen gir en mulighet for å peke ut de best egnede delene innad i lokaliteten. Dette kan benyttes til å velge ut vassdrag og hvilke deler av vassdrag som allerede har elvemusling, men som bør undersøkes nærmere i forbindelse med nye reguleringsplaner eller oppdateringer av gamle konsesjoner. Vi kan i mindre grad predikere hvor vi ville forvente å finne elvemusling i vassdrag med ukjent forekomst, men informasjonen vi sitter med kan identifisere vassdrag og deler av vassdrag med elvemusling der det er gode muligheter for å finne bestander med god status (forventet rekruttering og tetthet). Dette gir muligheten til å hindre utbygging i slike vassdrag eller tilpasse utbygginger/konsesjonsoppdateringer på en slik måte at påvirkningen på elvemusling blir minst mulig. Identifisering av velegnede vassdrag for elvemusling gir også informasjon om hvilke vassdrag som bør gis høyest prioritet i en slik sammenheng. Man kan velge å prioritere elvemuslingbestander i vassdrag med «gode» nedbørfelt, fordi disse bestandene sannsynligvis er lettest å ta vare på, eller man kan velge å prioritere elvemuslingbestander i «dårlige» nedbørfelt, fordi disse bestandene sannsynligvis er mest truet. Uansett bør tilstanden til elvemuslingbestanden undersøkes, da dette gir best grunnlag for å evaluere hvilke tiltak som er nødvendige (Larsen 2017a, Larsen & Magerøy 2019a).

Det viktigeste enkeltfunnet fra modellene i forhold til vassdragsregulering er at høy normal sommertemperatur i luft er negativt for elvemusling. Likevel er det temperaturen i vannet i vassdragene og ikke lufttemperaturen som direkte påvirker elvemusling. Normal sommertemperatur i luft, som i vårt datasett, kan ikke knyttes direkte til temperaturen i vassdragene. Variasjon i lufttemperaturen, størrelse på vassdrag, antall innsjøer i vassdrag, skogsdekke langs vassdragene osv. vil påvirke sammenhengen mellom lufttemperatur og vanntemperatur. I tillegg har sannsynligvis både gjennomsnittstemperatur og ekstremtemperaturer i vannet en viktig påvirkning på muslingene (oppsummert i Larsen 1997; 2012b). Dette gjør det enda mer utfordrende å knytte gjennomsnittstemperaturen i luft for et halvår til relevante temperaturer i vannet i vassdragene. Likevel kan man forvente at det er en høyere vanntemperatur i vassdrag i områder med høyere lufttemperatur, generelt sett.

Selv om det er vanskelig å knytte normal sommertemperatur i luft til vanntemperatur, kan man benytte eksisterende litteratur til å forstå hvordan vanntemperatur kan påvirke muslingen. Voksen elvemusling kan tolerere temperaturer opp mot 25 °C i lengre perioder og opp mot 28 °C i svært korte perioder (opp til ca. 20 min). De kan til og med overleve i fuktig grus uten vanndekke i flere uker, men hvor lenge avhenger av temperaturforholdene (oppsummert i Larsen 1997; 2012b). Gravide muslinger er sannsynligvis mer sensitive og rask økning i temperatur kan føre til at larvene aborteres i forbindelse med oksygenstress (Spring Rivers 2007). Elvemuslinglarver er mer sensitive for høye temperaturer enn voksne muslinger. Det er vist at overlevelsen til muslinglarver er høyest ved vanntemperaturer i overkant av 10 °C (oppsummert i Larsen 1997; 2012b). For juvenile muslinger som er begravd i substratet er også høye temperaturer regnet som negative, da både oksygentilgjengelighet og forbruk går opp når temperaturene er høye (Geist & Auerswald 2007). Samtidig dør muslinger hvis de utsettes for minusgrader. Lave temperaturer fører også til at muslinglarvene i de gravide muslingene og i sitt parasittiske stadium på fisken utvikles saktere, i tillegg til at veksten hos frittlevende muslinger også går saktere ved vanntemperaturer lavere enn 10 °C (oppsummert i Larsen 1997; 2012b). Dermed vil både for høye og for lave temperaturer være negative for elvemusling, med forskjellige effekter avhengig av tiden på året og hvilket livsstadium muslingen er i.

Vassdragsregulering kan påvirke vanntemperaturen og dermed er de potensielle effektene på elvemusling store (oppsummert i Larsen 2012b). Avhengig av om det slippes mer eller mindre vann om sommeren enn det som er normalsituasjonen i vassdraget, vil temperaturen kunne gå opp eller ned sammenlignet med hva temperaturen ville vært hvis vassdraget var uregulert. Om det slippes vann fra et høyereliggende eller lavereliggende magasin, eller om det slippes vann fra øvre eller nedre vannmasser i et magasin vil også påvirke om man kan forvente en økning

eller senkning i temperatur. I tillegg vil regulering kunne påvirke vanntemperaturen forskjellig i forskjellige deler av vassdraget. På en regulert strekning med lav vannføring om sommeren vil sannsynligvis temperaturen gå opp, men temperaturen kan gå ned på den strekningen der vannet tilbakeføres. Hvor raskt endringene skjer vil også ha en effekt. Hvis vannføringen endres raskt gjennom regulering, kan også vanntemperaturen endres raskt. Temperaturpåvirkningene av regulering kan dermed være ganske komplekse, med store forskjeller mellom og innad i vassdrag. I noen tilfeller kan man forvente en positiv effekt av temperaturendringene på elvemusling, i noen tilfeller ingen effekt og i mange tilfeller en negativ effekt, men dette må evalueres for det individuelle vassdraget. På den ene siden er det sannsynlig at negative konsekvenser vil være knyttet til høyere temperaturer fra juli til september, da den naturlige temperaturen vil være høyest på dette tidspunktet samtidig som produksjon og slipp av muslinglarver skjer i dette tidsrommet i Norge (Larsen 1997; 2017a). På den andre siden vil redusert temperatur om vinteren, om våren, tidlig på sommeren og om høsten kunne ha negative konsekvenser på grunn av redusert utvikling og vekst hos muslingene.

4 Undersøkelse av habitatvariabler i fire lokaliteter med elvemusling

Sebastian Wacker, Bjørn Mejdell Larsen & Jon H. Magerøy

4.1 Innledning

Elvemuslingens komplekse biologi gjør at det finnes mange menneskelige aktiviteter som påvirker arten direkte eller indirekte. Elvemuslingen har et stasjonært levevis i rennende vann og er dermed fullstendig prisgitt kvaliteten på vann og habitat samt tilført næring der den har funnet sin plass i elva. Hva er så et godt leveområde for muslinger? Hvorfor står de der de står? Hva karakteriserer de områdene der vi finner små muslinger (rekruttering)? En kortvarig episode, påvirkning eller belastning vil muslingene kunne takle ved å lukke skallene (f.eks. rotenonbehandling av noen timers varighet (Larsen et al. 2011, Larsen 2015a) eller høy turbiditet i forbindelse med store nedbørmengder og flom). Men en elvemusling har liten mulighet til å rømme unna en vedvarende negativ påvirkning.

All aktivitet i nedbørfeltet ovenfor eller i nær tilknytning til en bestand av elvemusling vil potensielt kunne påvirke muslingene. Høy tilførsel av næringsstoff (eutrofiering), forsuring, utryddelse eller reduksjon i populasjoner av vertsfisk, vassdragsregulering (endringer i vannføring/temperatur), kanalisering, bekkelukking, erosjon fra land- og skogbruksområder, snauhogst, drenering av myrer og annen utmark, graving og byggeaktiviteter med høyt partikkelutslipp, avrenning fra trafikk, giftutslipp og klimavariasjoner kan være viktige faktorer i dette bildet (se eksempler i **figur 17**). Tidligere var også plukking av muslinger og perlefiske en alvorlig trussel (oppsummert i kapittel 2, se også Larsen 1997, Degerman et al. 2009).

Foruten direkte effekt av dårlig vannkvalitet (forsuring, eutrofiering, giftutslipp m.m.) er forringelse og ødeleggelse av leveområdene den største trusselen for muslingene. For eksempel påvirker vassdragsreguleringer i stor grad den naturlige vannføringen, og vil derfor kunne endre habitatet til muslinger ved at variabler som flom, vannhastighet, vanndekt areal og substratkvalitet endres (Larsen 2012a). Mangelfull kunnskap og manglende undersøkelser med eksempler fra norske vassdrag har gjort det vanskelig å komme med gode anbefalinger til tiltak.

I det opprinnelige prosjektforslaget til dette FoU-prosjektet ble det foreslått «mer detaljerte feltundersøkelser i to, fortrinnsvis regulerte, elver; én der vi vet at rekruttering forekommer og én der det er kjent rekrutteringssvikt». Videre står det at «de to elvene bør være mest mulig like i andre miljøforhold (f.eks. klimasone, størrelse m.m.), og elver i Trøndelag kan bli foretrukket». I ettertid ble dette endret og antallet ble utvidet fra to til fire lokaliteter. Selv om to av lokalitetene var regulert til kraftverksformål, og én av de andre til drikkevannsforsyning, var det primært andre faktorer som lå til grunn for utvelgelsen. Det var nødvendig at lokalitetene var godt undersøkt tidligere slik at vi hadde tilstrekkelig lokalkunnskap til å velge ut gode stasjoner i de enkelte elvene. Elvene ble valgt ut da de tidligere er vist å ha reproduserende bestander av elvemusling, og dermed et habitat som i utgangspunktet var egnet for både voksne muslinger og for rekruttering. Opprinnelig var en av hypotesene at ørretmusling-bestander var mer sårbare enn laksemusling-bestander. Med de ressursene som var tilgjengelige ble det til slutt valgt å konsentrere undersøkelsene om ørretmusling for å begrense antall påvirkningsfaktorer. Det er dessuten flest ørretmusling-bestander i Norge (Larsen & Magerøy 2019a), noe som forhåpentligvis ville gjøre anvendelsen av resultatene større.

For å undersøke habitatvariabler som påvirker rekruttering og fordeling av muslinger ble det kartlagt 10 transekter i fire lokaliteter med ørretmusling (Sørkedalselva, Hoenselva, Drakstelva og Borråselva). Det ble samlet inn data om fisketetthet, vannkvalitet og temperatur, vanndybde,

redokspotensial, substratsammensetning, vannhastighet, plantedekning og forekomst av elvemusling (tetthet, lengdefordeling).

***Figur 17**. De negative påvirkningsfaktorene i vassdrag med elvemusling er dessverre mange. Noen eksempler fra elvemuslingvassdrag i Norge: a) Avrenning fra hogstflater i Gråelvavassdraget i Stjørdal kommune, Trøndelag, b) Avrenning fra bilveier og åpne flater i Hunnselva i Vestre Toten kommune, Oppland, c) Redusert vannføring i Mossa i Inderøy kommune, Trøndelag, d) Senkning og kanalisering av elveløp med fjerning av kantvegetasjon i Håelva i Hå og Time kommuner, Rogaland, e) Jorderosjon i Utvikelva i Steinkjer kommune, Trøndelag og f) Ulovlig plukking av skjell. Foto: Bjørn Mejdell Larsen.*

4.2 Vassdragsbeskrivelse

Lokalitetene som ble undersøkt høsten 2018 var Sørkedalselva og Hoenselva, som begge ligger på Østlandet, og Drakstelva og Borråselva i Trøndelag (**figur 18**). Elvene i Trøndelag inngikk dessuten som to av de 30 vassdragene med elvemusling (av totalt 395 vassdragskonsensjoner) som vil bli gjenstand for vilkårsrevisjoner innen 2022 (Sørensen 2013). Sørkedalselva, Hoenselva og Borråselva inngår alle i det nasjonale overvåkningsprogrammet for elvemusling (Larsen 2017a), og ble undersøkt siste gang i 2018 (Larsen & Magerøy 2019b). I Drakstelva ble det gjort en kartlegging (basisundersøkelse) i 2016 i forbindelse med innføring av minstevannføringsslipp (Larsen 2017b). Det var dessuten en fordel om lokalitetene hadde relativt lik vegetasjon, klima og avrenning (jf. **tabell 13**).

***Figur 18**. Lokalisering av de fire lokalitetene med elvemusling som inngikk i habitatundersøkelsene i 2018.*

4.2.1 Sørkedalselva

Lysakervassdraget er et 177 km² stort nedbørfelt som hovedsakelig ligger i Oslo kommune i Oslo fylke, men berører også Ringerike kommune i Buskerud fylke. Sørkedalselva er den delen av vassdraget som ligger ovenfor Bogstadvatnet. Nedbørfeltet til Sørkedalselva er 157 km² (**tabell 13**). Sørkedalselva er en typisk flomelv med varierende vannføring. Vassdraget har vært regulert i forbindelse med tømmerfløting i lange tider. Den viktigste bruken av vassdraget i våre dager er imidlertid for vannforsyning. Fra Søndre Heggelivann overføres vann til Bærum kommunes vannforsyningsmagasiner i Lommas/Sandvikselvas nedbørfelt. Langlivann har lenge vært vannforsyningskilde for deler av Oslo og er fortsatt i bruk (Petterson 2008). Ved innløpet til Bogstadvatnet har vassdraget en middelvannføring på 22,7 l/s/km^2. Alminnelig lavvannføring er beregnet til 1,5 l/s/km^2 (http://.nevina.no).

I nedbørfeltet til Sørkedalselva dekker skog 88,4 % av arealet (**figur 19**). Det er lite dyrket mark (1,9 %) og ingen bebyggelse av betydning (http://.nevina.no).

Det ble gjennomført ungfiskundersøkelser på tre stasjoner i Sørkedalselva i begynnelsen av oktober 2018 (stasjon 8, 11 og 13; se **figur 20**). Tettheten av ørret var lav i hele Sørkedalselva.

Gjennomsnittlig tetthet av ørretyngel (0+) og eldre ørretunger (≥1+) var henholdsvis 5 og 11 individ pr. 100 m² i oktober 2018 (Larsen & Magerøy 2019b). Tettheten av ørret var lavere i 2018 enn ved tidligere undersøkelser i Sørkedalselva (Enerud & Sandaas 1998, Larsen et al. 2008a). Til sammenligning var tettheten av ørretyngel (0+) og eldre ørretunger (≥1+) henholdsvis 15 og 25 individ pr. 100 m² i september 1995 (Enerud & Sandaas 1998). I mai 2007 var gjennomsnittlig tetthet av ettårige (1+) og eldre ørretunger (≥2+) henholdsvis 22 og 5 individ pr. 100 m² (Larsen et al. 2008a). I tillegg til ørret ble det påvist ørekyte og abbor i vassdraget med en gjennomsnittlig tetthet på henholdsvis 26 og 4 individ pr. 100 m² (Larsen & Magerøy 2019b).

***Tabell 13**. Nedbørfeltdata for Sørkedalselva, Hoenselva, Drakstelva og Borråselva. Data bl.a. fra http://nevina.nve.no/.*

Lokalitet	Sørkedalselva	Hoenselva	Drakstelva	Borråselva
Fylke	Oslo	Buskerud	Trøndelag	Trøndelag
Kommune	Oslo	Øvre Eiker	Selbu	Stjørdal
Reginenr.	007.Z	012.B2Z	123.B2Z	124.2Z
Vertsfisk	Ørret	Ørret	Ørret	Ørret
Regulert	Ja	(Ja)	Ja	Ja
Klimaregion	Øst	Øst	Midt	Midt
Karakterisering	Moderat kalkrik	Kalkfattig/ moderat kalkrik	Kalkfattig	Moderat kalkrik
	Humøs (klar)	Humøs	Humøs	Humøs
Areal (A), km^2	156,6	44,1	34,6	27,3
Dyrket mark, %	1,9	12,5	0,5	3,7
Myr, %	2,2	4,5	8,0	9,8
Sjø, %	6,3	4,6	15,8	7,1
Skog, %	88,4	75,9	72,6	75,8
Snaufjell, %	0	0	0	1,4
Urban, %	0	1,6	0,1	0
Elvelengde (E_L), km	30,0	24,5	12,8	14,6
Elvegradient (E_G), m/km	15,5	25,6	20,7	12,1
H_{min}	145	4	166	140
H_{max}	701	699	513	527
Middelvannføring (61-90), l/s*km^2	22,7	16,5	18,0	28,1
Alminnelig lavvannføring, l/s*km^2	1,5	1,2	4,7	5,0
Årsnedbør, mm	1033	818	1035	1058
Sommernedbør, mm	483	389	462	473
Vinternedbør, mm	550	429	573	586
Årstemperatur, °C	3,1	3,5	3,7	4,1
Sommertemperatur, °C	11,0	11,5	10,0	10,3
Vintertemperatur, °C	-2,5	-2,2	-0,8	-0,4

***Figur 19**. Langs bredden av Sørkedalselva vokser det tett løvskog i varierende bredde, stedvis med en del gran. Løsmassene består av marine avsetninger, sand og grus. Substratet i elvestrengen domineres av dette, men også ispedd stein og noe blokk samt røtter og stokker. Foto: Bjørn Mejdell Larsen.*

***Figur 20**. Nedbørfeltet til Sørkedalselva (007.Z) der undersøkt elvestrekning er markert med rød ramme. På detaljkartet er lokaliseringen av transektene (stasjon 8, 11 og 13) i Sørkedalselva i 2018 vist. Kart fra http://nevina.nve.no/ og https://www.norgeskart.no/.*

Forekomsten av elvemusling i Sørkedalselva er godt undersøkt og tidligste dokumenterte funn er fra 1933 (Økland & Økland 1998). I årene fra 1995 til 1998 gjennomførte Sandaas & Enerud (1996; 1998) omfattende undersøkelser av elvemuslingbestanden i Sørkedalselva. Det ble også gjennomført undersøkelser av elvemuslingens biologi og livssyklus, samt forekomst av muslinglarver på gjellene til ørret i vassdraget i perioden fra 1996 til 1999 (se Larsen et al. 2008a, Larsen

2012b). Senere er elvemuslingen undersøkt på nytt i 1999 (Larsen et al. 2001), 2007 (Larsen et al. 2008a) og 2018 (Larsen & Magerøy 2019b), som ledd i det nasjonale overvåkingsprogrammet. I tillegg ble det gjort en egen rekrutteringsundersøkelse i 2007 (Sandaas 2008).

4.2.2 Hoenselva

Hoenselva er en sideelv til Drammenselva som ligger i Øvre Eiker kommune i Buskerud fylke, og har et nedbørfelt på 44 km² (**tabell 13**). Fra utløpet av Himsjø renner elva i et barskogsområde ned til Bermingrud. Under den marine grense renner elva hovedsakelig gjennom dyrket mark. Elva, som er leirholdig i nedre del, blir i tillegg påvirket av avrenning og erosjon fra landbruksområdene langs elva. Ved samløpet med Drammenselva har vassdraget en middelvannføring på 16,5 l/s/km^2 (0,7 m^3/s). Alminnelig lavvannføring er beregnet til 1,2 l/s/km^2 (http://.nevina.no).

Skog dominerer i nedbørfeltet og dekker 75,9 % av arealet (**figur 21**). Det er en del dyrket mark (12,5 %), men lite urban bebyggelse (1,6 %).

***Figur 21**. Langs Hoenselva vokser det tett løvskog i varierende bredde stedvis med en del gran. Vannføringen varierer betydelig gjennom året, og påvirkes lett av høy nedbør eller tørke. Foto: Bjørn Mejdell Larsen.*

I Hoenselva har det vært satt ut laksyngel i mindre målestokk helt siden slutten av 1960-tallet og i perioden 2012–2016 ble det årlig satt ut 60 000 individ (Hindar et al. 2018). Tettheten av laksunger har derfor til tider vært høy, og i oktober 2001 var det 71 laksunger (≥0+), men bare 1 ørretunge pr. 100 m² (Larsen & Hårsaker 2002). I mai 2007 var gjennomsnittlig tetthet av laksunger (≥1+) 25 individ pr. 100 m² (Larsen & Berger 2009). Tettheten av ørretunger var til sammenligning bare 5 individ pr. 100 m². Fra og med 2017 settes det ikke lenger ut laks i Hoenselva. Tettheten av ørret var fortsatt lav i hele Hoenselva i månedsskiftet september/oktober 2018 (ungfiskundersøkelser på stasjon 4, 7 og 11; se **figur 22**). Gjennomsnittlig tetthet av ørretyngel (0+) og eldre ørretunger (≥1+) var henholdsvis 4 og 2 individ pr. 100 m² (Larsen & Magerøy 2019b). I tillegg til ørret ble det påvist ørekyte og niøye. Gjennomsnittlig tetthet av ørekyte var 15 individ pr. 100 m² i 2018 (Larsen & Magerøy 2019b).

Forekomsten av elvemusling i Hoenselva er godt undersøkt og lokaliteten ble undersøkt første gang i 1995 (Røisli 1996). I årene fra 1996 til 1998 ble det gjennomført omfattende undersøkelser av elvemuslingbestanden samt omfattende undersøkelser av ørret og laks som vertsfisk i Hoenselva (Larsen et al. 2002b). Senere ble det gjort supplerende undersøkelser i 1999 og 2000, og elvemuslingen er undersøkt på nytt i 2001 (Larsen & Hårsaker 2002), 2008 (Larsen & Berger 2009) og 2018 (Larsen & Magerøy 2019b), som ledd i det nasjonale overvåkingsprogrammet.

***Figur 22**. Nedbørfeltet til Hoenselva (012.B2Z) der undersøkt elvestrekning er markert med rød ramme. På detaljkartet er lokaliseringen av transektene (stasjon 4, 7 og 11) som ble undersøkt i Hoenselva i 2018 vist. Kart fra http://nevina.nve.no/ og https://www.norgeskart.no/.*

4.2.3 Drakstelva

Drakstelva (vassdragsnr. 123.B2A) ligger i Selbu kommune i Trøndelag fylke, og er en av flere sideelver som renner ut i Selbusjøen som hører til Nidelvvassdraget. Drakstelva har et totalt nedbørfelt på 34,6 km² (**tabell 13**). Stor-Drakstsjøen har vært regulert til kraftverksformål siden begynnelsen av 1920-tallet. Den nåværende demningen ble bygget i 1959-1960, og det er den tredje dammen som er bygd ved utløpet av Stor-Drakstsjøen. I 2014 ble det fastsatt reviderte vilkår og manøvreringsreglement for Stor-Drakstsjøen og det ble fastsatt et midlertidig pålegg om slipp av minstevannføring (100 l/s hele året) i Drakstelva (se Larsen 2017b). Arealet ovenfor dammen på Stor-Drakstsjøen utgjør to tredeler av nedbørfeltet.

Drakstelva er et lavtliggende, middels stort vassdrag. Det er ingen ting som peker i retning av at det er en forurenset vannforekomst, og Drakstelva vurderes i all hovedsak å ha svært god vannkvalitet (Larsen 2017b). Skog dominerer i nedbørfeltet og dekker 72,6 % av arealet (**figur 23**) (http://.nevina.no). Det er svært lite dyrket mark (0,5 %) og bebyggelse dekker bare 0,1 % av arealet.

Det ble gjennomført ungfiskundersøkelser bare på én stasjon i Drakstelva i 2018 (stasjon 25; se **figur 24**), og det ble bare fanget fem ørretunger til sammen, tilsvarende en gjennomsnittlig tetthet på 5 individ pr. 100 m². Tettheten av ørret var lavere i 2018 enn ved tidligere undersøkelser i Drakstelva (Larsen 2017b). Tettheten av ørret var gjennomgående lav også i september 2016 med en gjennomsnittlig tetthet av ørretyngel (0+) og eldre ørretunger (≥1+) på henholdsvis 9 og 6 individ pr. 100 m². I tillegg til ørret ble det påvist trepigget stingsild og gjedde.

Forekomsten av elvemusling har vært kjent lenge (bl.a. Weiseth 1968), men bestandssituasjonen var lenge uklar på grunn av ulike typer inngrep og introduksjon av gjedde til vassdraget. I 2009 ble det gjennomført en kartlegging som undersøkte utbredelse, tetthet og lengdefordeling av elvemusling i Drakstelva (Berger 2010). Senere er det gjennomført nye tellinger i 2011 i forbindelse med biotopforbedrende tiltak og flytting av muslinger i øvre del av Drakstelva (Andersen 2011). Stor-Drakstsjøen har vært regulert til kraftverksformål siden begynnelsen av 1920-tallet. I 2014 ble det fastsatt et midlertidig pålegg om slipp av minstevannføring i Drakstelva av hensyn

til elvemusling. Det ble gjennomført en basisundersøkelse i 2016 av elvemusling og ørret som referanse for senere overvåking (Larsen 2017b).

***Figur 23**. Drakstelva er i all hovedsak omkranset av løv- og barskog. I midtre del av elva er det variert substrat med stedvis høy tetthet av elvemusling. Foto: Bjørn Mejdell Larsen.*

***Figur 24**. Nedbørfeltet til Drakstelva (123.B2Z) der undersøkt elvestrekning er markert med rød ramme. På detaljkartet er lokaliseringen av transektet (stasjon 25) som ble undersøkt i Drakstelva i 2018 vist. Kart fra http://nevina.nve.no/ og https://www.norgeskart.no/.*

4.2.4 Borråselva

Borråselva er en del av Gråelvavassdraget, som ligger i Stjørdal kommune i Trøndelag fylke. Vassdraget består av tre større delfelt: Mæleselva, Stokkbekken og Vollelva, og har et totalt nedbørfelt på ca. 95 km² (**tabell 13**). Mæleselva drenerer et 47 km² stort nedbørfelt med flere store innsjøer: Liavatn (101 moh.), Almovatn-Buvatn (140 moh.), Ausetvatn (200 moh.) og Geitvatnet (284 moh.). Gråelvavassdraget er regulert til vannkraftformål. Både Ausetvatn, Almovatn-Buvatn og Liavatn er demt opp og regulert i forbindelse med vannkraftutbygging (se Larsen 2008).

I nedbørfeltet til Borråselva ovenfor innløpet til Almovatn-Buvatn (27,3 km^2) dekker skog 75,8 % av arealet (**figur 25**) (http://.nevina.no). Det er lite dyrket mark (3,7 %) og ingen bebyggelse av betydning.

Det ble gjennomført ungfiskundersøkelser på tre stasjoner i Borråselva i slutten av september 2018 (stasjon 2, 2.2 og 8; se **figur 26**). Tettheten av ørret var moderat i hele Borråselva. Gjennomsnittlig tetthet av ørretyngel (0+) og eldre ørretunger (≥1+) var henholdsvis 28 og 11 individ pr. 100 m² i september 2018 (Larsen & Magerøy 2019b). Borråselva er tidligere undersøkt i mai 2000 (Larsen & Hårsaker 2001) og mai 2006 (Larsen et al. 2008b) da den gjennomsnittlige tettheten av ørretunger (≥1+) var henholdsvis 15 og 18 individ pr. 100 m². I tillegg til ørret ble det påvist trepigget stingsild i vassdraget.

***Figur 25**. Borråselva er stillefly-tende i øvre del og omgitt av blandingsskog som domineres av gran, bjørk og orekratt. Foto: Bjørn Mejdell Larsen.*

***Figur 26**. Nedbørfeltet til Borråselva (124.2Z) der undersøkt elvestrekning er markert med rød ramme. På detaljkartet er lokaliseringen av transektene (stasjon 2, 2.2 og 8) i Borråselva i 2018 vist. Kart fra http://nevina.nve.no/ og https://www.norgeskart.no/.*

Forekomsten av elvemusling i Borråselva er godt undersøkt og ble beskrevet første gang i 1995 i forbindelse med en kartlegging av utbredelsen til elvemusling i Nord-Trøndelag (Prytz 1995). Det ble gjennomført undersøkelser av elvemuslingens biologi og livssyklus samt forekomst av muslinglarver på gjellene til ørret i vassdraget i perioden fra 1996 til 1999 (se Larsen et al. 2008b, Larsen 2012b). Senere er elvemuslingen undersøkt i 1999 (Larsen & Hårsaker 2001), 2006 (Larsen et al. 2008b) og 2018 (Larsen & Magerøy 2019b), som ledd i det nasjonale overvåkingsprogrammet. I tillegg ble det gjennomført undersøkelser i Borråselva i forbindelse med kurs i feltmetodikk i 2006, 2007 (oppfølging av Handlingsplanen for elvemusling; Larsen et al. 2008b). og 2008 (konsekvensundersøkelser etter anleggsarbeid i vassdraget; Larsen 2008).

4.3 Metode

Sørkedalselva ble undersøkt på tre stasjoner 4.–6. oktober 2018 (stasjon 8, 11 og 13; se **figur 20**), Hoenselva ble undersøkt på tre stasjoner 30. september–3. oktober 2018 (stasjon 4, 7 og 11; se **figur 22**), Drakstelva ble undersøkt på én stasjon 23.-(24.) september 2018 (stasjon 25; se **figur 24**) og Borråselva ble undersøkt på tre stasjoner 14. og 20.–22. september 2018 (stasjon 2, 2.2 og 8; se **figur 26**) i forbindelse med habitatundersøkelsene.

4.3.1 Måling av habitatvariabler

Transekter

Habitatvariabler og forekomst av elvemusling ble undersøkt i transekter på tvers av elva og avgrenset med kjetting (**figur 27**). Det ble undersøkt tre transekter i Borråselva, Hoenselva og Sørkedalselva. Det samme var planlagt i Drakstelva, men på grunn av nedbør og høy vannføring måtte arbeidet avbrytes og bare ett transekt ble gjennomført.

***Figur 27**. Transektet med inndeling i 50 x 50 cm ruter som lå til grunn for kartleggingen av elvemusling og måling av habitatvariabler på stasjon 8 i Borråselva. Foto: Bjørn Mejdell Larsen.*

Transektene til habitatundersøkelsene ble lagt i tilknytning til tidligere undersøkte tellinger i transekter og/eller gravestasjoner. Transektene ble lagt på tvers av elva med en bredde på en meter som ble delt opp i 50 x 50 cm ruter (**figur 27**). De undersøkte habitatvariablene og forekomst av elvemusling ble kartlagt i hver av rutene. Habitatvariabler (f.eks. redokspotensial) vil være avhengig av vannføring (Geist & Auerswald 2007), men alle målinger ble tatt på stabil lav vannføring i Sørkedalselva, Hoenselva og Borråselva. I Drakstelva var vannføringen noe høyere (moderat) ved oppstarten av feltarbeidet uten at dette var avgjørende for sammenlignbarheten med de andre lokalitetene. Da vannstanden imidlertid økte ca. 10 cm til dagen etter medførte det at

rutene ikke lenger var tilgjengelige for graving, og endringen som skjedde i vannhastighet og vanndybde gjorde at vi ikke lenger ville få sammenlignbare resultater med de andre transektene i programmet. Dette medførte at arbeidet i Drakstelva ble avbrutt etter bare ett transekt.

Vannkvalitet og temperatur

Som en indikasjon på vannkvalitet ble det målt ledningsevne og pH på minimum tre punkter i transektet på tvers av elva, i tillegg til vanntemperatur, da undersøkelsene ble gjennomført. Ledningsevne og vanntemperatur ble målt med en WTW Cond 3110 med TetraCon 325. pH ble målt med en WTW pH 3110 med SenTix 41.

Redokspotensial

Måling av redokspotensial er et hjelpemiddel for å karakterisere kvaliteten av substratet på bunnen av elva, og egnetheten dette for eksempel har som oppvekstområde for unge muslinger. Gjennomsnittlig reduksjon i redokspotensial mellom frie vannmasser og substrat er et mål (surrogat) for reduksjon i oksygeninnhold. Geist & Auerswald (2007) utarbeidet en teknikk som måler denne forskjellen i redokspotensial. I gode habitat for unge muslinger skal det være minst mulig tap av redokspotensial mellom de frie vannmasser og substratet, der muslingene oppholder seg på dyp ned til ti centimeter (Geist & Auerswald 2007). I habitat der unge muslinger er forventet å overleve vil reduksjonen i redokspotensial alltid være lavere enn 20 % (Killeen 2006), og mer enn 30 % reduksjon er vurdert å være svært negativt.

For å måle redokspotensialet ble det benyttet en 0,7 m lang sonde med en platina-elektrode i den ene enden, en referanse-elektrode og et voltmeter. Målinger ble gjennomført både i de frie vannmasser og 5–7 cm nede i substratet (**figur 28**). Det vil normalt ta noe tid (2–3 minutter) før redokspotensialet stabiliserer seg og målingen kan leses av. Det ble benyttet en fast stabiliseringstid på tre minutter ved alle målepunkt. Målingene i Sørkedalselva, Hoenselva, Drakstelva og Borråselva ble gjennomført, så sant det var mulig, sentralt i alle rutene på 50 x 50 cm. Dette tilsvarte 38–40 målinger i de tre transektene i Sørkedalselva, 15–26 målinger i Hoenselva, 17 målinger i Drakstelva og 22–24 målinger i Borråselva.

***Figur 28**. Måling av redokspotensial i substratet. Foto: Bjørn Mejdell Larsen*.

I tillegg ble det på alle transekter gjennomført fem separate målinger i de frie vannmasser. Bare den delen av elveløpet som tilsvarte vanndekt areal ved lavvannføring, inngikk i målingene. Målepunktene måtte tilpasses substratets beskaffenhet og avstanden mellom målepunktene kunne derfor avvike noe fra det som var ønskelig i enkelte ruter.

Vanndybde

Vanndybde ble målt i centimeter på samme punkt i 50 x 50 cm rutene der målingen av redokspotensial ble gjort. Dette tilsvarte 38–40 målinger i de tre transektene i Sørkedalselva, 17–26 målinger i Hoenselva, 20 målinger i Drakstelva og 22–24 målinger i Borråselva.

Substratsammensetning

Når habitatet til elvemusling skal undersøkes er det i henhold til NS-EN 16859:2017 (Veiledning for overvåking av elvemuslingpopulasjoner (*Margaritifera margaritifera*) og deres livsmiljø) nødvendig å undersøke substratsammensetningen i hele transekter på tvers av elva. Denne metoden er benyttet her, og ved visuell observasjon er substrattypen bestemt etter inndelingen gitt i NS-EN ISO 14688:2018 (Geotekniske felt- og laboratorieundersøkelser. Identifisering og klassifisering av jord - Del 1: Identifisering og beskrivelse (ISO 14688-1:2017); **tabell 14**). Prosentandelen for hver substrattype er bestemt for hver 50 x 50 cm rute (**figur 29**).

***Tabell 14**. Substrattyper relevant for å beskrive elvemuslinghabitat. Fra NS-EN ISO 14688-1:2018.*

Nr	Substrattype	Størrelse (mm)	Nr	Substrattype	Størrelse (mm)
1	Trerøtter/kvister/annet	Hva som helst	6	Grus (grov)	>20-63
2	Silt	>0.002-0.063	7	Stein	>63-200
3	Sand	>0.063-2.0	8	Stor stein	>200-630
4	Grus (fin)	>2,0-6.3	9	Steinblokker	>630
5	Grus (medium)	>6.3-20	10	Bart fjell	Eksponert fjell

***Figur 29**. Substratsammensetningen er bestemt for alle 50 x 50 cm rutene i transektene. Foto: Bjørn Mejdell Larsen.*

For videre analyse ble målingene av substratsammensetning sammenfattet i to variabler. Først ble det bestemt hvilken andel av arealet som var tilgjengelig for elvemusling. Arealet dekket av silt, sand og grus (substrattype 2-6; se **tabell 14**) ble definert som tilgjengelig, mens arealet dekket av stein, stor stein, steinblokker, eksponert bart fjell eller trerøtter (og liknende) ble definert som utilgjengelig. Etterpå ble substratsammensetningen bestemt innenfor arealet som var tilgjengelig for elvemusling. Substratsammensetningen ble bestemt som grovhet ved hjelp av en granulometrisk indeks (Hedger et al. 2005). For denne indeksen ble først hver substrattype tilordnet en verdi i stigende rekkefølge i forhold til partikkelstørrelse: silt (1), sand (2), fin grus (3), medium grus (4) og grov grus (5). Indeksen blir regnet ut ved å multiplisere andelen dekket av hver substrattype med den tilhørende verdien og så ta summen av disse. Hvis en rute var dekket

av for eksempel 30 % silt, 20 % sand og 50 % grov grus ble indeksen bestemt som: 0,3 x 1 + 0,2 x 2 + 0,5 x 5 = 3,2. På denne måten gjenspeiler granulometrisk indeks substratets grovhet på en skala mellom 1 og 5. Vi har da også valgt å benytte «substratets grovhet» når dette beskrives i teksten nedenfor.

Vannhastighet

Måling av vannhastighet ble normalt gjort langs midtlinjen i transektet med 0,5 m mellom hvert målepunkt. På stasjon 2 og 8 i Borråselva ble det bare gjort målinger med 1,0 m mellom hvert målepunkt. På grunn av tett vannvegetasjon eller steinblokker måtte målepunktet i noen tilfeller forskyves og det ble også i noen tilfeller tatt supplerende målinger sentralt i nærmeste 50 x 50 cm rute. Antall målinger varierte derfor en del mellom de ulike transektene, og mer enn for de andre parameterne.

Vannhastigheten ble målt ved hjelp av et SEBA Mini Current Meter M1 (SEBA Hydrometric GmgH, Kaufbeuren, Tyskland). Vannhastigheten ble målt både nær bunnen (tre centimeter over substrat-overflaten) og ved 60 % dyp (i.e. 40 % fra vannoverflaten) i samsvar med vanlig metode for måling av vannhastighet i elver (bl.a. Moorkens & Killeen 2014). Utstyret ble stilt inn for å måle antall rotasjoner (pulser, N) på propellen (diameter 50 mm) i løpet av ett minutt. Antall pulser pr. sekund (n = N/60) ble deretter beregnet og omregnet videre til meter pr. sekund (V) etter formlene:

I: $V = 0{,}0123 + 0{,}2473*n$ for $0<n<1{,}74$

II: $V = -0{,}0042 + 0{,}2568*n$ for $1{,}74<n<10$

Det var vanskelig å få gode målinger nær bunnen på grunn av steiner som endret strømforholdene (stillestående vann eller turbulens) eller vannplanter som kunne komme inn i propellen. Det ble derfor valgt å bare benytte målingene på 60 % dyp i de videre analysene.

Plantedekning

Vannplanter inkludert kransalger og mose ble kartlagt, men bare som prosentvis dekningsgrad i hver enkelt rute på 50 x 50 cm i transektene.

4.3.2 Forekomst av elvemusling

Det ble gjennomført telling av muslinger i alle de én meter brede transektene som var delt inn i ruter på 50 x 50 cm. Dette tilsvarte arealer på 9,5–10,0 m² i Sørkedalselva (totalt 29,5 m²), 4,5–6,5 m² i Hoenselva (totalt 16,5 m²), 5,0 m² i Drakstelva og 5,5–6,5 m² i Borråselva (totalt 17,5 m²), I hvert enkelt transekt ble alle synlige individer innenfor rutene på 50 x 50 cm (avgrenset med kjetting, **figur 30**) telt opp og fjernet.

Arealet ble deretter undersøkt mer detaljert ved at steiner ble flyttet unna, og det ble gravd forsiktig i den øverste delen av substratet for å avdekke eventuelle nedgravde muslinger. Lengden på alle levende muslinger ble målt med skyvelære til nærmeste 0,1 millimeter. Etter lengdemåling ble muslingene lagt tilbake på elvebunnen der de etter noe tid gravde seg ned i substratet igjen.

Lengdemåling er den viktigste parameteren når målinger skal gjennomføres på skall eller levende muslinger. Lengdefordelingen kan betraktes som et relativt mål på aldersfordelingen selv om forholdet mellom alder og lengde varierer mellom ulike lokaliteter, og blir usikker hos større muslinger. Lengdefordelingen gir likevel et godt bilde av andelen små elvemuslinger (muslinger mindre enn 20 mm og 50 mm), og gir derved også en beskrivelse av rekrutteringen.

***Figur 30**. Transektene som ble undersøkt ble delt inn i ruter på 50 x 50 cm med kjetting. Alle muslinger innenfor hver enkelt rute ble telt opp og lengdemålt. Foto: Bjørn Mejdell Larsen.*

4.3.3 Statistisk analyse

Da voksne og juvenile elvemusling kan ha forskjellige habitatkrav, analyserte vi derfor effekter av habitatet separat for hver av gruppene. Muslinger som var mindre enn 50 mm lange ble definert som juvenile og muslinger fra 50 mm lengde og oppover ble definert som voksne (jf. Larsen 2017a). Effekten av habitatvariablene på forekomst av elvemusling ble analysert med generelle lineære modeller (GLM). Effekten på voksne muslinger ble testet som effekt på tetthet, målt som antall individer i rutene på 50 x 50 cm (0,25 m^2). Modellen ble tilpasset med en quasi-Poisson residualfordeling, for å ta hensyn til overdispersjon (en fordeling med en høyere variasjon enn forventet; variansen er større enn gjennomsnittet). Habitatvariablene ble inkludert i modellen som uavhengige variabler. I tillegg ble elv inkludert som uavhengig faktor (forskjell i gjennomsnitt mellom elver). I den opprinnelige modellen ble også interaksjonen mellom elv og habitatvariablene inkludert (forskjell i effekter av habitatvariabler mellom elver), men ikke signifikante interaksjoner ble fjernet fra modellen. Ved inkludering av elv som faktor testet modellene for effekten av habitatvariablene innenfor elvene. Habitatvariablene ble standardiserte til å ha et gjennomsnitt på null og et standardavvik på ett. Dette muliggjør å sammenlikne effektstørrelsen direkte mellom variablene. Dekning med vannplanter ble ikke inkludert i modellene fordi det var lite variasjon i variabelen i to av elvene (Drakstelva og Hoenselva; se **figur 31**).

Effekten på juvenile muslinger ble testet som effekt på tilstedeværelse. I de fleste tilfeller ble bare en eller to juvenile muslinger funnet i en rute (se resultater) og det var derfor ikke hensiktsmessig å teste for effekten på tetthet. Modellen ble tilpasset med en binomial residualfordeling. Alle analyser ble gjennomført i programmet R (R Development Core Team 2017).

4.4 Resultater

4.4.1 Habitatbeskrivelse

Det var stor variasjon i alle de undersøkte habitatvariablene (**figur 31**). For de fleste variablene var variasjonen stor innenfor lokaliteter (elver) og transekter, men i noen tilfeller var det også tydelige forskjeller mellom elver (**figur 31**).

Vannkvalitet og temperatur

Ledningsevnen lå innenfor intervallet 18,4-70,6 µS/cm med de høyeste verdiene i Borråselva og de laveste i Hoenselva (**tabell 15**). pH varierte fra 6,78 til 7,57 med de høyeste verdiene i Borråselva og de laveste i Sørkedalselva. Vanntemperaturen var noe lavere i elvene på Østlandet sammenlignet med elvene i Trøndelag (**tabell 15**). Dette hang sammen med tidspunktet for gjennomføringen av feltarbeidet uten at vi kan se at det har hatt noe å si for resultatene.

***Figur 31**. Variasjon i vanndybde (A), redokspotensial (B), substratets grovhet (C), vannhastighet (D), plantedekning (E) og andel areal tilgjengelig for elvemusling (F) i fire elver (farger): Sørkedalselva, Hoenselva, Drakstelva og Borråselva. Hver Box plot viser ett undersøkt transekt og målingene ble gjort i ruter på 50 x 50 cm innenfor transekter (se metoder for detaljer og unntak). Box plots viser median (horisontal linje), kvartiler (boks), og variasjonsbredde (vertikal linje). Prikker viser avvikende observasjoner.*

Vanndybde

Gjennomsnittlig vanndybde varierte fra 20 cm på stasjon 7 i Hoenselva og stasjon 2 i Borråselva til 34 cm på stasjon 8 i Sørkedalselva (**tabell 16** og **figur 31A**).

***Tabell 15**. Gjennomsnittlig ledningsevne, pH og vanntemperatur på tidspunktet for transektundersøkelsene i Sørkedalselva, Hoenselva, Drakstelva og Borråselva høsten 2018.*

Lokalitet	Stasjon	Dato	Ledningsevne, µS/cm	pH	Vanntemperatur, °C
Sørkedalselva	8	04.10.	49,1	6,78	5,3
	11	06.10.	51,0	6,86	4,5
	13	05.10.	53,8	6,83	5,5
Hoenselva	4	30.09.	18,4	7,07	8,7
	7	03.10.	20,0	6,94	6,0
	11	01.10.	23,8	6,85	7,7
Drakstelva	25	23.09.	31,1	6,88	9,2
Borråselva	2	20.09.	55,2	7,45	11,5
	2.2	21.09.	56,0	7,57	10,5
	8	14.09.	70,6	7,34	10,5

***Tabell 16**. Gjennomsnittlig vanndybde, minste og største dyp i centimeter i de ti undersøkte transektene i Sørkedalselva, Hoenselva, Drakstelva og Borråselva. N er antall målinger.*

Lokalitet	Stasjon	N	Gj.snitt ± SD	min	maks
Sørkedalselva	8	40	33,6 ± 6,9	19	46
	11	38	28,4 ± 8,9	11	41
	13	40	30,2 ± 6,2	14	42
Hoenselva	4	26	28,2 ± 6,0	15	37
	7	17	19,6 ± 6,2	8	30
	11	22	31,1 ± 6,6	20	43
Drakstelva	25	20	25,0 ± 11,4	7	41
Borråselva	2	22	20,2 ± 6,0	8	27
	2.2	22	27,5 ± 8,8	8	37
	8	24	25,0 ± 4,6	15	32

Redokspotensial

Alle lokalitetene hadde god oksygenmetning i de frie vannmasser med verdier varierende fra 522 mV (stasjon 2.2 i Borråselva) til 613 mV (stasjon 4 i Hoenselva) (**tabell 17**). Variasjonen i medianverdien målt på 5-7 cm dyp i substratet var større og varierte fra 263 mV (stasjon 2.2 i Borråselva) til 545 mV (stasjon 13 i Sørkedalselva). Medianverdien var lavere enn 300 mV bare på to av stasjonene.

Reduksjon i redoksverdi mellom de frie vannmasser og substratet var <20 % i hele Sørkedalselva (7-16 %), noe som tilsvarer god vannkvalitet og forventninger om at rekruttering vil kunne forekomme. Redokspotensialet i Borråselva var derimot relativt lavt (**tabell 17** og **figur 31B**). Det var en reduksjon i redoksverdi mellom de frie vannmasser og substratet som var >30 % (38-51 %), noe som er vurdert å være negativt med hensyn til forekomst av unge muslinger (Killeen 2006).

Substratsammensetning

Gjennomsnittlig substratsammensetning for hvert enkelt transekt i en lokalitet varierte mindre enn substratsammensetningen mellom lokaliteter (**tabell 18**). Substratets grovhet (granulometrisk indeks; **figur 31C**) var lavest i Borråselva. Det var også tydelig forskjell i andelen av arealet som var tilgjengelig for elvemusling, altså ikke dekket av store stein, steinblokker og fjell, med høye andeler i Borråselva og lave andeler i Drakstelva og Borråselva (**tabell 18** og **figur 31F**).

Tabell 17. *Redoksmålinger i Sørkedalselva (stasjon 8, 11 og 13), Hoenselva (stasjon 4, 7 og 11), Drakstelva (stasjon 25) og Borråselva (stasjon 2, 2.2 og 8) i september/oktober 2018. Dybde FV tilsvarer de frie vannmasser og 5–7 tilsvarer måling på 5-7 cm dyp i substratet. Antall målinger er oppgitt (N), og prosentandel av målingene fordelt på redokspotensial >400, 300–400 og <300 mV. I tillegg er medianverdi for hver enkelt stasjon oppgitt og reduksjon i redokspotensial mellom de frie vannmasser og substratet er beregnet i prosent.*

Lokalitet	Stasjon	Dybde	N	Fordeling redokspotensial (%)			Medianverdi redokspotensial (mV)	Reduksjon i redokspotensial (%)
				>400 mV	300-400 mV	<300 mV		
Sørkedalselva	8	FV	5	100,0	0	0	578	
		5-7	40	70,0	20,0	10,0	486	15,9
	11	FV	5	100,0	0	0	576	
		5-7	38	92,1	7,9	0	529	8,2
	13	FV	5	100,0	0	0	587	
		5-7	39	94,9	5,1	0	545	7,2
Hoenselva	4	FV	5	100,0	0	0	613	
		5-7	26	84,6	15,4	0	455	25,8
	7	FV	5	100,0	0	0	594	
		5-7	15	80,0	20,0	0	489	17,7
	11	FV	5	100,0	0	0	600	
		5-7	22	22,7	59,1	18,2	332	44,7
Drakstelva	25	FV	5	100,0	0	0	581	
		5-7	17	58,8	35,3	5,9	416	28,4
Borråselva	2	FV	5	100,0	0	0	546	
		5-7	22	31,8	40,9	27,3	340	37,7
	2.2	FV	5	100,0	0	0	522	
		5-7	22	0	31,8	68,2	263	49,6
	8	FV	5	100,0	0	0	533	
		5-7	24	12,5	20,8	66,7	264	50,5

Tabell 18*. Gjennomsnittlig substratsammensetning i de ti undersøkte transektene i Sørkedalselva, Hoenselva, Drakstelva og Borråselva oppgitt som prosentandel for hver av de ti definerte substrattypene (se tabell 14).*

Lokalitet	Stasjon	N	Substrattype									
			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Sørkedalselva	8	40	9,1	3,9	20,6	15,5	37,4	5,6	1,1	0,6	6,1	0
	11	38	4,7	1,2	21,1	18,6	20,5	5,3	10,8	7,5	10,4	0
	13	40	6,0	0,8	13,3	12,6	23,6	15,1	10,9	10,1	7,6	0
Hoenselva	4	26	6,0	0,4	2,7	7,5	10,2	15,8	35,2	17,7	4,6	0
	7	17	2,1	0	0,9	4,1	10,9	12,9	29,1	28,5	11,5	0
	11	22	8,6	1,8	18,6	8,2	14,8	18,9	19,1	6,6	3,4	0
Drakstelva	25	20	0,8	0	3,3	8,0	12,3	13,3	26,0	29,0	7,8	0
Borråselva	2	24	6,4	15,2	22,3	8,4	22,5	15,7	9,3	0,2	0	0
	2.2	22	5,7	13,4	22,5	12,3	36,6	4,5	2,3	2,7	0	0
	8	26	4,8	10,2	28,7	21,3	12,9	14,4	7,5	0,2	0	0

Vannhastighet

Vannhastigheten varierte en del mellom stasjoner og elver og på 60 % dyp varierte den fra 0,095 m/s til 0,452 m/s (**tabell 19**). Vannhastigheten var relativt høy i Drakstelva og lavest i Borråselva (**tabell 19** og **figur 31D**).

***Tabell 19**. Gjennomsnittlig vannhastighet (m/s) nær bunnen og på 60 % dyp i de ti undersøkte transektene i Sørkedalselva, Hoenselva, Drakstelva og Borråselva.*

Lokalitet	Stasjon	Antall målinger		Vannhastighet, m/s	
		Bunn	60 % dyp	Bunn	60 % dyp
Sørkedalselva	8	23	23	0,164	0,239
	11	23	27	0,134	0,289
	13	24	24	0,188	0,329
Hoenselva	4	14	14	0,116	0,193
	7	16	16	0,243	0,334
	11	12	11	0,134	0,167
Drakstelva	25	9	9	0,223	0,452
Borråselva	2	5	5	0,059	0,117
	2.2	10	10	0,060	0,095
	8	7	7	0,065	0,111

Plantedekning

Det var stor forskjell i areal som var dekt av vannvegetasjon mellom de ulike lokalitetene. Det ble nesten ikke funnet plantedekning i Drakstelva og Hoenselva, mens det var betydelig plantedekning i noen transekter både i Borråselva og Sørkedalselva (**tabell 20** og **figur 31E**).

***Tabell 20**. Forekomst av vannplanter (inkludert kransalger og mose) oppgitt som prosentvis dekningsgrad i rutene på 50 x 50 cm og andel av rutene som hadde vannvegetasjon i de ti undersøkte transektene i Sørkedalselva, Hoenselva, Drakstelva og Borråselva.*

Lokalitet	Stasjon	N	Andel ruter med vannvegetasjon, %	Dekningsgrad, %	
				Gj.snitt ± SD	Høyeste
Sørkedalselva	8	40	47,5	14,6 ± 25,7	95
	11	38	71,1	34,9 ± 37,6	100
	13	40	55,0	20,1 ± 30,5	90
Hoenselva	4	26	3,8	<0,1 ± 0,2	1
	7	18	0	0	0
	11	22	40,9	2,6 ± 4,5	15
Drakstelva	25	20	90,0	2,2 ± 1,8	5
Borråselva	2	24	66,7	23,8 ± 30,3	95
	2.2	22	81,8	9,3 ± 15,1	60
	8	26	73,1	21,0 ± 24,7	75

Korrelasjon mellom habitatvariabler

Flere habitatvariabler var som forventet korrelerte (**tabell 21**). Grovt substrat var assosiert med høyt redokspotensial og høy vannhastighet var assosiert med både grovt substrat og høyt redokspotensial. Reduksjonen i redokspotensial fra de frie vannmassene til substratet er forventet å være avhengig av substratsammensetning og dette var tilfellet i alle de undersøkte elvene (**figur 32; tabell 21**). I rutene med finest substrat ble redokspotensialet redusert med 50% mens reduksjonen var bare 20% i rutene med grovest substrat (**figur 32**).

***Tabell 21**. Korrelasjonsfaktorer (Spearman korrelasjon; nedenfor diagonalen) mellom habitat variabler (P-verdier ovenfor diagonalen).*

	Vanndybde	Redoks-potensial	Substratets grovhet	Vannhastighet	Tilgjengelig areal
Vanndybde		0,012	0,044	0,084	0,657
Redokspotensial	0,162		<0,001	<0,001	0,049
Substratets grovhet	0,048	0,296		<0,001	<0,001
Vannhastighet	0,102	0,563	0,387		0,049
Tilgjengelig areal	0,002	-0,110	-0,319	-0,078	

***Figur 32**. Effekten av substratets grovhet på relativ reduksjon i redokspotensial mellom de frie vannmasser og substratet (angitt som andel). Linjen viser sammenheng estimert av en GLM modell.*

4.4.2 Forekomst av elvemusling og rekruttering

Det ble undersøkt 68,5 m² elveareal med til sammen 1923 levende elvemusling **(tabell 22** og **figur 33-36**). Av disse var 310 individer gjemt under steiner eller nedgravd i substratet. Dette tilsvarte 16,1 % av alle muslinger, men det var stor variasjon mellom transektene både innad i lokalitetene og mellom lokaliteter. Dette hang i stor grad sammen med forekomsten av små muslinger.

Lengdefordelingen av levende elvemusling varierte mellom lokalitetene (**figur 33-36**) og muslingene var gjennomgående størst i Sørkedalselva og Drakstelva med største musling funnet på henholdsvis 128,9 og 133,0 mm (**tabell 23**). Det var varierende grad av rekruttering i de fire lokalitetene og andelen muslinger mindre enn 50 mm var størst i Drakstelva (**tabell 22** og **figur 35**).

Tabell 22 *Antall synlige og nedgravde elvemusling, andel nedgravde individ, antall og andel muslinger <20 og <50 mm funnet på stasjon 8, 11 og 13 i Sørkedalselva, stasjon 4, 7 og 11 i Hoenselva, stasjon 25 i Drakstelva og stasjon 2, 2.2 og 8 i Borråselva ved graving i substratet høsten 2018. Se også Larsen & Magerøy (2019b).*

Lokalitet	Stasjon	Areal, m²	Antall			Andel ned-gravde, %	Antall		Andel, %	
			Totalt	Synlige	Ned-gravde		<20 mm	<50 mm	<20 mm	<50 mm
Sørkedalselva	8	10,0	211	209	2	0,9	1	1	0,5	0,5
	11	9,5	186	161	25	13,4	12	30	6,5	16,1
	13	10,0	101	76	25	24,8	2	15	2,0	15,8
	8-13	29,5	498	446	52	10,4	15	46	3,0	9,2
Hoenselva	4	6,5	178	137	41	23,0	2	24	1,1	13,5
	7	4,5	39	35	4	10,3	0	1	0	2,6
	11	5,5	56	40	16	28,6	0	1	0	1,8
	4-11	16,5	273	212	61	22,3	2	26	0,7	9,5
Drakstelva	25	5,0	335	216	119	35,5	3	98	0,9	29,3
Borråselva	2	5,5	253	194	59	23,3	5	19	2,0	7,5
	2.2	5,5	480	466	14	2,9	1	5	0,2	1,0
	8	6,5	84	79	5	6,0	0	3	0	3,6
	2-8	17,5	817	739	78	9,5	6	27	0,7	3,3
Alle lokaliteter		68,5	1923	1613	310	16,1	26	197	1,4	10,2

Figur 33*. Lengdefordeling av levende elvemusling i Sørkedalselva basert på graving i substratet på tre stasjoner (stasjon 8, 11 og 13) i begynnelsen av oktober 2018. Fra Larsen & Magerøy (2019b).*

Figur 34*. Lengdefordeling av levende elvemusling i Hoenselva basert på graving i substratet på tre stasjoner (stasjon 4, 7 og 11) i månedsskiftet september/oktober 2018.*

***Figur 35**. Lengdefordeling av levende elvemusling i Drakstelva basert på graving i substratet på stasjon 25 i slutten av september 2018.*

***Figur 36**. Lengdefordeling av levende elvemusling i Borråselva basert på graving i substratet på tre stasjoner (stasjon 2, 2.2 og 8) i slutten av september 2018. Fra Larsen & Magerøy (2019b).*

***Tabell 23**. Gjennomsnittlig skallengde på levende elvemusling, minste og største musling i millimeter i de ti undersøkte transektene i Sørkedalselva, Hoenselva, Drakstelva og Borråselva. N er antall målinger.*

Lokalitet	Stasjon	N	Skallengde, mm		
			Gj.snitt ± SD	minste	største
Sørkedalselva	8	211	104,4 ± 11,5	16,0	128,9
	11	186	84,1 ± 28,0	10,6	116,7
	13	101	82,1 ± 25,1	11,1	115,0
Hoenselva	4	178	81,4 ± 23,3	13,1	105,2
	7	39	79,1 ± 13,2	49,4	106,0
	11	56	87,8 ± 11,8	36,1	104,7
Drakstelva	25	335	86,1 ± 36,9	11,9	133,0
Borråselva	2	253	82,3 ± 19,2	10,2	109,3
	2.2	480	90,5 ± 11,3	17,1	115,9
	8	84	88,7 ± 14,8	24,6	110,5

Både voksne og juvenile muslinger ble funnet i alle transekter. Gjennomsnittlig tetthet av voksne muslinger var høyere i Borråselva (11,3 individ/m^2) og Drakstelva (12,0 individ/m^2) enn i Hoenselva (3,7 individ/m^2) og Sørkedalselva (3,8 individ /m^2) (**figur 37**). Høyest antall voksne muslinger i én rute var 72 individer, tilsvarende 288 individer pr. m² (Borråselva; **figur 37**).

Andel ruter med juvenile muslinger (rekruttering) varierte fra 3 til 65 % mellom transektene. Andelen var høyest i det ene transektet som ble undersøkt i Drakstelva (stasjon 25). Det var 21 % av rutene som hadde rekruttering i Sørkedalselva (henholdsvis 37, 25 og 3 % på stasjon 11, 13

og 8), 20 % i Borråselva (henholdsvis 36, 18 og 8 % på stasjon 2, 2.2 og 8) og 20 % i Hoenselva (henholdsvis 42, 6 og 5 % på stasjon 4, 7 og 11). I de fleste rutene med rekruttering ble det bare funnet én (48 %) eller to (26 %) juvenile muslinger. Høyest antall juvenile muslinger i én rute var 43. Rekruttering ble påvist i en høyere andel ruter med forekomst av voksne muslinger (34 %, N=152) enn i ruter uten forekomst av voksne muslinger (11 %, N=122) (χ^2 = 19,5; P < 0.001).

***Figur 37**. Variasjon i tetthet av voksne muslinger i fire elver (farger): Borråselva, Drakstelva, Hoenselva og Sørkedalselva. Hver Box plot viser ett transekt og målingene ble gjort i ruter på 50 x 50 cm. Box plots viser median (horisontal linje), kvartiler (boks), og variasjonsbredde (vertikal linje). Fargede prikker viser avvikende observasjoner og svarte prikker viser gjennomsnitt.*

4.4.3 Effekt av habitat på tetthet av voksne muslinger

Tetthet av voksne muslinger ble sterkest påvirket av vanndybde. Voksne muslinger ble sjelden funnet i ruter med vanndybde mindre enn 20 cm og tettheten økte med økende vanndybde (**tabell 24**; **figur 38A**). Tetthet av voksne muslinger var også positivt påvirket av vannhastighet, men i veldig lite grad. Det vil si at tetthet av muslinger var litt høyere i ruter med høy vannhastighet (**tabell 24**; **figur 38C**). Den statistiske modellen indikerte også en effekt av substratets grovhet, med signifikante forskjeller i effekten mellom elver (**tabell 24**). Det var en positiv effekt i Borråselva, der tetthet av voksne muslinger var størst i ruter med grov substratsammensetning (spesielt i ruter med grovhet på >3), mens det var ingen betydelig effekt i de andre elvene (**figur 38B**).

***Tabell 24**. Resultater av en GLM modell på effekten av habitatvariabler på tetthet av voksne muslinger (individer per 50 x 50 cm rute) målt i totalt 10 transekter i fire elver. Habitatvariablene ble standardiserte før analysen og estimatene på effektstørrelse kan derfor sammenliknes direkte. Modellen inneholder effekten av elv på gjennomsnittlig tetthet (skjæringspunktet) og interaksjon mellom substratets grovhet og elv.*

	Estimat	SE	χ^2	P
Vanndybde	0,984	0,110	107,7	<0,001
Redokspotensial	-0,005	0,112	0,0	0,966
Vannhastighet	0,268	0,128	4,3	0,037
Tilgjengelig areal	-0,018	0,124	0,0	0,882
Substratets grovhet			2,4	0,121
Substratets grovhet: Elv			20,3	<0,001
Elv			87,9	<0,001

***Figur 38**. Effekt av vanndybde (A), substratets grovhet (B) og vannhastighet (C) på tetthet av voksne muslinger (antall individer per 50 x 50 cm rute) i totalt 10 transekter i fire elver. Fargene indikerer elvene, prikkene målinger og linjene effekten estimert i GLM modeller. For vanndybde og vannhastighet er stigningstallet likt for alle elver mens stigningstallet for substratets grovhet varierer mellom elver.*

4.4.4 Effekt av habitat på rekruttering

Forekomst av juvenile muslinger ble sterkest påvirket av vanndybde og redokspotensial i substratet (**figur 39**; **tabell 25**). Denne effekten varierte ikke mellom de fire elvene og resultatene fra GLM modellen er vist med Borråselva som eksempel i **figur 40**.

***Figur 39**. Effekt av redokspotensial (A), vanndybde (B) substratets grovhet (C) og areal tilgjengelig for elvemusling på tilstedeværelse av rekruttering i 50 x 50 cm ruter målt i totalt 10 transekter i fire elver. Histogrammer viser antall ruter med rekruttering (grønn) og uten rekruttering (rødt), i Sørkedalselva, Hoenselva, Drakstelva og Borråselva (fra øverst til nederst).*

Tabell 25. *Resultater av en GLM modell på effekten av habitatvariabler på tilstedeværelse av rekruttering i 50 x 50 cm ruter målt i totalt 10 transekter i fire elver. Habitatvariablene ble standardiserte før analysen og estimatene kan derfor sammenliknes direkte. Modellen inneholder effekten av elv på gjennomsnittlig tetthet (skjæringspunktet).*

	Estimat	SE	χ^2	P
Vanndybde	0,988	0,238	21,2	<0,001
Redokspotensial	1,021	0,291	14,0	<0,001
Substratets grovhet	0,392	0,252	2,5	0,114
Vannhastighet	-0,416	0,239	3,2	0,076
Tilgjengelig areal	-0,480	0,228	4,5	0,034
Elv			32,0	<0,001

Figur 40*. Effekt av redokspotensial (A), vanndybde (B), substratets grovhet (C) og areal tilgjengelig for elvemusling (D) på tilstedeværelse av juvenile muslinger i 50 x 50 cm ruter i Borråselva. Sirklene indikerer målinger, linjene effekten estimert i GLM modeller og de grå områdene 95% konfidensintervall.*

I likhet med voksne muslinger ble også juvenile muslinger sjelden oppdaget i ruter med vanndybde mindre enn 20 cm (**figur 39A**). Juvenile muslinger ble også sjelden oppdaget i substrat med et redokspotensial på mindre enn 300 mV (**figur 39B**). Rekruttering i substrat med et

redokspotensial på 300-400 mV var utbredt i Borråselva, Drakstelva og Hoenselva, mens rekrutteringen i Sørkedalselva stort sett var begrenset til habitat med et redokspotensial større enn 400 mV (**figur 39B**). Av alle juvenile muslinger som ble registrert i undersøkelsen ble 2 % registrert i ruter med et redokspotensial under 300 mV, 37 % i ruter med et redokspotensial mellom 300 og 400 mV og 61 % i ruter med et redokspotensial over 400 mV. Det var nesten aldri (bare tre av 80 ruter) rekruttering i ruter som enten hadde en vanndybde på mindre enn 20 cm eller et redokspotensial på mindre enn 300 mV. Modellen indikerte også en svak effekt av andelen av arealet som var tilgjengelig for elvemusling og av vannhastighet (**tabell 25**; **figur 39D**). Juvenile muslinger ble oftere oppdaget i ruter med redusert areal tilgjengelig, altså med ruter som var delvis dekket med store stein og i ruter med lavere vannhastighet.

Modellen indikerte ingen signifikant effekt av substratets grovhet (**tabell 25**), mens **figur 39C** viser at juvenile muslinger var nesten utelukkende tilstede i ruter med et grovere substrat. At effekten ikke vises i modellen er forklart av sammenhengen (korrelasjonen) mellom substratets grovhet og redokspotensialet (**tabell 21**; **figur 32**). Modellen indikerer at det heller er redokspotensialet enn substratets grovhet som forklarer effekten på forekomst av juvenile muslinger. Sammenhengen mellom substratets grovhet og rekruttering er for en stor del forklart av forekomsten av silt og sand. Rekruttering ble nesten utelukkende funnet i ruter der andelen silt og sand til sammen var mindre enn 50 % (**figur 41**).

***Figur 41**. Effekten av andelen silt og sand til sammen i substratet på tilstedeværelse av rekruttering i 50 x 50 cm ruter målt i fire elver. Histogrammer viser antall ruter med rekruttering (grønn) og uten rekruttering (rødt) sammenlagt i fire elver.*

4.5 Diskusjon

4.5.1 Effekt av habitatet på tetthet voksne muslinger

Undersøkelsen viser tydelige effekter av habitatet på både tetthet av voksne elvemusling og på rekruttering. Voksne og juvenile muslinger hadde forskjellige habitatkrav, som forventet fra artens livssyklus. Voksne individer ble funnet i alle elver og transekter. Likevel var det betydelig

variasjon i tetthet av voksne muslinger innenfor elver og transekter, og denne variasjonen ble hovedsakelig forklart av vanndybde. Vanndybden i de undersøkte områdene varierte fra mindre enn 10 cm til 50 cm, og voksne muslinger ble sjelden funnet i områder med mindre vanndybde enn 20 cm. Dette tilsvarer funn fra tidligere studier i andre europeiske land med forekomst av elvemusling. At elvemusling ikke forekommer i de grunneste områdene kan forklares ved at disse er utsatt for innfrysning om vinteren og uttørking på lav vannføring om sommeren (oppsummert i Larsen 1997, Degerman et al. 2009, Perkins 2011, Varandas et al. 2013, Quinlan et al. 2015). De undersøkte elvene var relativt grunne og tetthet av voksne muslinger var høyest i de dypeste områdene. Tidligere undersøkelser har vist at elvemusling vanligvis finnes på dyp ned til en meter (Hastie et al. 2000). I elver som er dypere enn en meter forventes det derfor en redusert forekomst av muslinger i de dypeste områdene.

Tetthet av voksne muslinger ble også påvirket av substratsammensetning, men i mindre grad enn av vanndybde. Sammenhengen mellom substratsammensetning og forekomst av elvemusling er vist i flere andre studier (oppsummert i Larsen 1997, Degerman et al. 2009, Varandas et al. 2013). Substratsammensetning påvirket tetthet av muslinger bare i Borråselva, der muslingene sto mest i områder med grovt substrat, og ikke i områder med høy andel silt og sand. Denne effekten var ikke tilstede i Sørkedalselva, selv om noen av de undersøkte områdene hadde like fin substratsammensetning som i Borråselva. Voksne muslinger står vanligvis eksponert i elva og filtrerer vann direkte fra de frie vannmassene. Voksne muslinger er derfor ikke avhengig av en substratstruktur som tillater tilstrekkelig vanngjennomstrømming. Samtidig er de voksne muslingene avhengig av en substratstruktur som gir tilstrekkelig feste for ikke å bli vasket vekk under flom og høy vannføring. En viktig faktor er derfor stabiliteten av substratet som økes med forekomst av store steiner og steinblokker blant de finere substrattypene (oppsummert i Degerman et al. 2009, Varandas et al. 2013). Steinblokker var ikke like vanlig i Borråselva som i de andre elvene. En mulig forklaring på at voksne muslinger sjelden sto på plasser med veldig fint substrat kan være at substratet ikke var tilstrekkelig stabilt.

Resultatene viste også en tendens til at voksne muslinger i større grad stod på plasser med høyere vannhastighet, men denne effekten var svak. Høy tetthet av voksne muslinger ble også funnet ved relativt lave vannhastigheter (mindre enn 0,2 m/s), som var vanlig i de undersøkte områdene. Tidligere studier har funnet redusert forekomst av elvemusling i områder med vannhastighet lavere enn 0,2 m/s (oppsummert i Larsen 1997, Varandas et al. 2013, Quinlan et al. 2015). Lav vannhastighet er ofte knyttet til andre habitatfaktorer, som økt sedimentering og liten vanndybde. I de fleste tidligere studiene var det uklart om sammenhengen mellom vannhastighet og forekomst av elvemusling kunne skyldes andre relaterte faktorer.

4.5.2 Effekt av habitatet på rekruttering

Juvenile muslinger ble ofte funnet i de samme områdene som voksne muslinger. Samtidig ble rekruttering også påvist i en betydelig andel ruter der ingen voksne muslinger sto. Dette er resultatet av at voksne og juvenile muslinger hadde felles habitatkrav i forhold til vanndybde, mens juvenile muslinger hadde spesielle habitatkrav fordi de lever nedgravd i substratet. Som voksne muslinger er også juvenile muslinger avhengig av tilstrekkelig vanndybde for å unngå nedfrysning og uttørking, og de ble nesten utelukkende funnet der vanndybden var større enn 20 cm. Den største forskjellen i forhold til voksne individer er at juvenile muslinger lever nedgravd og er avhengig av tilstrekkelig vanngjennomstrømming og tilgang på oksygen i substratet (oppsummert i Degerman et al. 2009, Quinlan et al. 2015). Tilstedeværelse av rekruttering var like sterkt påvirket av redokspotensialet i substratet som av vanndybde. Redokspotensialet måler tilgjengelig mengde oksygen i substratet. Det var nesten ingen rekruttering i ruter med redokspotensial mindre enn 300 mV. Dette tilsvarer anoksiske forhold og slike områder er regnet for å være et dårlig leveområder for juvenile muslinger (Geist & Auerswald 2007). I likhet med tidligere studier ble den høyeste andel rekruttering funnet i områder med over 400 mV redokspotensial, men en

god del små muslinger ble også funnet i substrat med et redokspotensial på 300–400 mV (Killeen 2006; 2012, Geist 2007, Geist & Auerswald 2007, Larsen 2012c). Disse resultatene tyder på at habitatkravet til juvenile muslinger i de undersøkte norske elvene likner det som har blitt rapportert fra andre europeiske land.

Redokspotensialet i substratet er primært påvirket av redokspotensialet i de frie vannmassene og av vanngjennomstrømning i substratet. Gjennomstrømning blir igjen hovedsakelig påvirket av substratstrukturen, med høy gjennomstrømning i grov substratsammensetning, mens fine partikler kan tette substratet (oppsummert i Degerman et al. 2009, Quinlan et al. 2015). Som forventet hadde grovhet av substratet en tydelig effekt på reduksjonen av redokspotensialet fra de frie vannmassene til substratet. Redokspotensialet ble halvert i områder med det fineste substratet, mens bare 20 % reduksjon ble observert i habitat med det groveste substratet. Som forventet fra sammenheng mellom substrat, redokspotensial og rekruttering fant vi også en direkte sammenheng mellom substratstrukturen og rekruttering. Det var vanligst å finne rekruttering i ruter med en stor andel av grus. I områder med en betydelig andel sand og silt ble det sjelden funnet juvenile muslinger, og nesten aldri der andelen var over 50 %. Modellen viste imidlertid at rekrutteringen primært ble påvirket av redokspotensialet og tydet på at substratstruktur i seg selv ikke hadde noen tydelig effekt på rekrutteringen utover effekten gjennom redokspotensialet. I tillegg var det en svak sammenheng mellom lavere tilgjengelig habitat og rekruttering, men denne variabelen er også tett knyttet til substratsammensetning. Tidligere studier har vist at substratsammensetning kan ha en effekt på rekruttering ved å påvirke stabiliteten av substratet og muligheten for småmuslinger til å grave seg ned (Hastie et al. 2000). Vi fant derimot ingen tegn til redusert rekruttering i områder med grovt substrat, og juvenile muslinger var tilstede i områder som var dominert av middels grov og grov grus.

4.5.3 Variasjon innenfor elver

De undersøkte elvene ble valgt ut fordi de alle i noen grad hadde reproduserende bestander av elvemusling og derfor hadde et habitat som i utgangspunktet skulle være egnet for både voksne muslinger og for rekruttering. Samtidig var det stor variasjon i habitatet innenfor elvene og innenfor transektene. For eksempel kunne det innenfor samme transekt være noen ruter med en høy andel finsubstrat og et redokspotensial under 300 mV, mens andre hadde en grov substratsammensetning og et redokspotensial på over 500 mV. Innenfor denne variasjonen var ikke alle områder like godt egnet for elvemusling og vi fant tydelige effekter av habitatvariablene på tettheten av voksne muslinger og på rekruttering.

Resultatene viser at det er forholdene i mikrohabitatet som avgjør om et område er egnet for elvemusling. Sammenhengen mellom habitatet og forekomst av elvemusling kunne påvises fordi målingene ble gjort med så høy detaljeringsgrad (50 x 50 cm ruter). Tidligere studier av habitatkrav hos elvemusling har variert mye i den romlige skalaen som målingene ble tatt i, fra makrohabitat i elver (Beasley & Roberts 1999, Österling et al. 2010) og transekter eller elveseksjoner (Hastie et al. 2003b) til mikrohabitat i ruter innenfor transekter (Hastie et al. 2000, Jung et al. 2013, Moorkens & Killeen 2014) eller punktmålinger i umiddelbar nærhet av forekomster med muslinger (Outeiro et al. 2008, Varandas et al. 2013). Hvilken av disse metodene som er best egnet er avhengig av formålet med undersøkelsen. Foreliggende studie undersøkte mikrohabitateffekter innenfor elver som generelt var egnet for elvemusling, og målinger på mikrohabitatnivå ga viktig informasjon om habitatkrav på et detaljert nivå. Resultatene understreker viktigheten av den romlige skalaen i undersøkelser som knytter habitatvariabler til forekomst av elvemusling og rekruttering. Målingene av habitatvariabler og forekomst av muslinger bør derfor tas i umiddelbar nærhet av hverandre, spesielt hvis bare et fåtall punktmålinger i mikrohabitatet blir tatt per elv. Studier på makrohabitatnivå, som sammenlikner elver med og uten forekomst av elvemusling dekker vanligvis en bredere variasjon i habitatvariablene og gir dermed innsikt i habitatkrav på et mere generelt, men mindre detaljert nivå.

4.5.4 Betydning for regulerte vassdrag

Resultatene som har framkommet i denne studien er relevante for forvaltningen av elvemusling generelt, men også i forhold til regulerte vassdrag. Undersøkelsen bekrefter tidligere studier fra Norge og andre europeiske land som viser at juvenile muslinger har mer spesifikke habitatkrav enn voksne muslinger. Dette regnes som hovedgrunnen til at mange bestander med levende voksne muslinger mangler rekruttering (Geist 1997, Cosgrove et al. 2000, Hastie et al. 2000, Ulvholt 2005, Killeen 2006; 2012, Wahlström 2006, Geist & Auerswald 2007, Tarr 2008, Österling et al. 2010, Boström & Holm 2012, Moorkens & Killeen 2014). Undersøkelsen viser at substratsammensetning og oksygeninnhold er en hovedfaktor for rekruttering også innenfor elver med livskraftige bestander av elvemusling. Det ble bekreftet at måling av substratsammensetning og redokspotensial var effektive parametere for å evaluere egnethet som habitatet hadde for rekruttering i muslingvassdrag. Det er derfor essensielt å ivareta en substratsammensetning som tillater tilstrekkelig vanngjennomstrømning for å bevare elvemusling i Norge. Vannføring er en viktig faktor for sedimenttransport i elver, og dermed for substratsammensetning og vanngjennomstrømming (Geist & Auerswald 2007, Auerswald & Geist 2018). En annen viktig faktor er tilførsel av næringsstoffer og sediment til elva (Jensen 2007, Söderberg et al. 2008, Moorkens 2012, Moorkens & Killeen 2014, Popov 2015, Ma 2016, Inoue et al. 2017, Lois & Cowley 2017, Dobler et al. 2019).

Mange elver med elvemuslingbestander i Norge er i dag regulerte, slik som de undersøkte elvene. Regulerte elver har oftere en vannføring med færre flomepisoder enn uregulerte vassdrag. Flomhendelser kan på den ene siden destabilisere substratet og dermed påvirke elvemusling negativt (Hastie et al. 2001, oppsummert i Degerman et al. 2009, Larsen 2012a), men samtidig kan moderate flomhendelser bidra til rensing av substratet for finsediment. Kontrollerte skylleflommer (spyleflommer) har derfor blitt foreslått som konkrete tiltak for forbedring av habitatkvalitet for elvemusling, men flere undersøkelser er nødvendig for å optimere prosedyren i forhold til effekten (jf. Larsen 2018c). Den foreliggende undersøkelsen viser også at vanndybde er en sentral habitatfaktor for både voksne muslinger og rekruttering. Dette er mest sannsynlig knyttet til innfrysning og uttørking. Tilstrekkelig vannføring under utsatte perioder kan derfor være et viktig moment for ivaretaking av elvemuslingbestander. Lengre perioder med lav vannføring kan også resultere i økt sedimentering og oppblomstring av alger, som øker konsentrasjonen av næringsstoffer og reduserer vanngjennomstrømmingen i substratet. Å tilpasse vannføringen mest mulig opp imot de naturlige forholdene i elva er derfor et viktig element for ivaretaking av rekruttering i elvemuslingbestander.

5 Oppsummering

Jon H. Magerøy & Sebastian Wacker

Selv om elvemusling er utbredt i store deler av Norge og finnes i lokaliteter som er svært ulike (bekker, elver og større vassdrag) har analysene og modellberegningene våre vist at det finnes noen landskapsvariabler som er viktigere enn andre for å oppnå god rekruttering og høy tetthet hos elvemusling. Habitatundersøkelsene viste at dette også gjelder for habitatpreferanser innad i vassdragene. Til sammen gir undersøkelsene et grunnlag for å forstå hvilke miljøvariabler som er viktige for elvemusling både i stor og liten skala. Funnene kan benyttes både til å identifisere hvilke (deler av) regulerte vassdrag som er egnet for elvemusling og hvilke habitatforhold som må opprettholdes for at muslingen skal trives. Dessuten gir undersøkelsene en pekepinn på hvilke studier som bør gjennomføres for å få en enda bedre forståelse av elvemuslingens leveområder og hva som kan gjøres for å bevare disse.

5.1 Landskaps- og habitatvariabler oppsummert

Modellene våre tyder på at sannsynligheten for å finne god rekruttering av elvemusling er større i vassdrag som har lav andel myr og lav sommertemperatur. Innenfor vassdrag er sannsynligheten høyere for å finne rekruttering der andelen jordbruk er lav (**tabell 26**). Modellene tyder også på at man kan forvente å finne høye tettheter av elvemusling der andelen myr og sommertemperaturen er relativt lav (**tabell 26**). For noen av variablene tyder våre analyser på at effektene ikke var lineære men at det finnes en optimalverdi (**tabell 26**). Til sammen tilsier likevel modellene våre at høy andel myr, høy sommertemperatur og høy andel jordbruk har en negativ effekt på elvemusling.

Tabell 26. *Sammenheng mellom landskapsvariabler og rekruttering og tetthet hos elvemusling i lokalitets- og stasjonsmodellen. For påvirkning indikerer + en positiv sammenheng mellom høyere verdier av landskapsvariabelen og muslingen, mens - indikerer negativ sammenheng mellom høyere verdier av variabelen og muslingen. Antallet fortegn indikerer styrken på sammenhengen (+++ er tilser en sterkere sammenheng enn +). Optimalverdi viser anslått verdi av landskapsvariabelen som er best egnet for elvemusling. For stasjonsmodellene var det ikke mulig å påvise noen optimalverdi. For lokalitetsmodellen er effekten av variablene på rekruttering basert på variablenes effekt på påvisning av muslinger <50 mm, siden variablene forklarte svært lite av variasjonen i størrelse på minste musling påvist. For stasjonsmodellen er effekten av variablene på rekruttering basert på størrelse på minste musling påvist, siden det ikke var mulig å tilpasse en statistisk analyse til dataene for påvisning av muslinger <50 mm.*

Faktor	Påvirkning		Optimalverdi	
	Rekruttering	Tetthet	Rekruttering	Tetthet
Lokalitetsmodeller				
Normaltemperatur om sommeren	- - -	- - -	< 10 og > 12 °C[a]	8-9 °C
Andel myr	- - -	- -	0-10 %	5-15 %
Stasjonsmodeller				
Andel jordbruk	- - -			

[a] Rekruttering var høyere ved < 10 °C enn ved > 12 °C

Habitatundersøkelsene våre tyder på at man kan forvente å finne god rekruttering av elvemusling i deler av vassdrag der vanndybden er større enn 20 cm, redokspotensialet er høyt (minst >300 mV, men helst >400 mV) og grovheten på substratet er høy. Det siste betyr samtidig at andelen

fint substrat må være lav (<50 % silt/sand) (**tabell 27**). Man kan også forvente å finne de høyeste tetthetene av voksne muslinger der vanndybden er større enn 20 cm. I tillegg hadde høyere vannhastighet en svak positiv effekt på tettheten (**tabell 27**). Til sammen ser vi at tilstrekkelig vanndybde (>20 cm), høyt redokspotensial og lav andel fint substrat er positivt for elvemusling.

Sett under ett, gir landskapsmodellene og habitatundersøkelsene våre en bedre forståelse av de miljøforholdene som er nødvendige for å finne rekrutterende bestander av elvemusling. Modellene viser at lav andel myr, lav sommertemperatur og lav andel jordbruk er positivt for elvemuslingen. I Norge er ca. halvparten av områdene med rikmyr drenert (Øien et al. 2015). Drenering kan føre til økt erosjon og transport av myrjord og finpartikulært materiale. I tillegg vil økt tilførsel av humus og næringsstoffer også føre til økt nedslamming av substratet i elvebunnen (oppsummert i Larsen 1997; 2005, Degerman et al. 2009). Jordbruk er sterkt knyttet til nærings- og partikkeltilførsel til vassdrag og nedslamming av substratet (Jensen 2007, Söderberg et al. 2008, Moorkens 2012, Popov 2015, Ma 2016, Inoue et al. 2017, Lois & Cowley 2017, Dobler et al. 2019). Økt nedslamming av substratet fører til redusert redokspotensial og økt andel finsedimenter, som er blant de viktigste faktorene for å forklare fravær av rekruttering i habitatundersøkelsene våre. Når det gjelder sommertemperatur er det forventet at høyere lufttemperatur, med påfølgende økning i vanntemperatur, kan føre til redusert redokspotensial i et vassdrag (Geist & Auerswald 2007). Dette kan likevel ikke knyttes direkte til habitatundersøkelsene våre, da en endring i lufttemperaturen ikke vil kunne forklare forskjeller i redokspotensial mellom rutene innad i transektene.

Tabell 27. *Sammenheng mellom habitatvariabler og rekruttering og tetthet hos elvemusling i habitatundersøkelsene. For påvirkning indikerer + indikerer en positiv sammenheng mellom høyere verdier av landskapsvariabelen og muslingen, mens - indikerer negativ sammenheng mellom høyere verdier av variabelen og muslingen. Antallet fortegn indikerer styrken på sammenhengen (+++ er tilser en sterkere sammenheng enn +). Optimalverdi viser anslått verdi av habitatvariabelen som er best egnet for elvemusling. For flere av variablene ble det ikke påvist noen optimalverdi, enten for rekruttering, tetthet eller begge deler.*

Faktor	Påvirkning		Optimalverdi	
	Rekruttering	Tetthet	Rekruttering	Tetthet
Vanndybde	+++	+++	>20 cm	>20 cm
Vannhastighet		+		
Substratets grovhet	+++[a]	+		>3[b]
Redokspotensial	+++		>400 mV	
Areal tilgjengelig[c]	-			
Sand og silt[d]	- - -		sand og silt <50 %	

[a] Effekten i modellen var svak og ikke signifikant, pga. sterk korrelasjon med redokspotensialet
[b] Substratets grovhet er en sammensatt variabel og påvirket tetthet bare i en av fire undersøkte elver. For detaljer, se delkapittel 4.3.1.
[c] Areal tilgjengelig er et mål på andel silt, sand og grus i substratet
[d] Sand og silt var ikke inkludert som en variabel i analysene, men dataene viser en slik sammenheng. Variabelen er forventet å være tett knyttet opp til redokspotensial og substratets grovhet.

Det er viktig å ikke se seg blind på disse resultatene når det gjelder hva som er viktige landskaps- og habitatvariabler for elvemusling. Modellene våre er basert på vassdrag med elvemusling og man kunne forvente at de største variasjonene i landskapsvariablene ville ligge mellom vassdrag med og uten elvemusling. I tillegg har modellene styrker og svakheter, basert på datagrunnlaget de bygger på. Habitatundersøkelsene våre er bare basert på fire ørretmusling-vassdrag og det er sannsynlig at andre habitatvariabler er viktige i andre vassdrag, selv om hovedfunnene våre passer godt med tidligere funn når det gjelder betydningen av redokspotensial (Killeen 2006; 2012, Geist 2007, Geist & Auerswald 2007, Larsen 2012c), finsedimenter (oppsummert i

Degerman et al. 2009, Quinlan et al. 2015) og vanndybde (oppsummert i Larsen 1997, Degerman et al. 2009, Perkins 2011, Varandas et al. 2013, Quinlan et al. 2015). I tillegg fokuserer våre undersøkelser bare på et utvalg av potensielt viktige variabler, siden det av praktiske og analysemessige årsaker er begrenset hvor mange variabler man kan ta med i en modell eller et habitatstudie.

Blant de viktigste landskaps- og habitatvariablene som ikke ble tatt med i våre analyser er hogst og skogdekke i nedbørfeltet, andel kantskog (vegetasjonsdekke) og avstand til elvebredden, armering og forbygninger, skjærspenning ved elvebunnen, variasjon i substrattype (som vi bare indirekte brukte i våre undersøkelser) og diverse variabler knyttet til vertsfisk. Det er viktig at funnene våre sees i sammenheng med disse variablene når man karakteriserer elvemuslingens leveområder. For detaljer rundt disse variablene og mindre viktige landskaps- og habitatvariabler, se kapittel 2.

5.2 Betydning for regulerte vassdrag

Noen av landskapsvariablene som påvirker elvemusling kan påvirkes av vassdragsreguleringer. Fra en regulants ståsted er funnet av at høy normal sommertemperatur i luft er negativt for elvemusling viktig. Selv om lufttemperaturen ikke kan knyttes direkte til vanntemperaturen og hvordan denne påvirker muslingene, så illustrerer det at temperatur er svært viktig for elvemusling (oppsummert i Larsen 1997; 2012b). Vassdragsregulering kan påvirke vanntemperaturen og dermed er de potensielle effektene på elvemusling store (oppsummert i Larsen 2012b). Hvordan regulering påvirker vanntemperaturen er imidlertid komplekst. Effektene av reguleringen vil variere fra vassdrag til vassdrag, innad i vassdrag og gjennom året. Hovedkonklusjonen er likevel at det er viktig at en regulering ikke fører til økt vanntemperatur fra juli til september, i en periode da vanntemperaturen normalt vil være høyest samtidig som produksjon og slipp av temperatursensitive muslinglarver skjer (Larsen 1997; 2017a).

Våre habitatundersøkelser viser at tilstrekkelig vanndybde er viktig for elvemuslingen, både når det gjelder rekruttering og tetthet. Diverse andre studier viser denne sammenhengen når det gjelder tetthet av musling, men ikke rekruttering (oppsummert i Larsen 1997, Degerman et al. 2009, Perkins 2011, Varandas et al. 2013, Quinlan et al. 2015). Regulering av vassdrag endrer i de fleste tilfeller vanndybde og vanndekt areal som i stor grad påvirker elvemuslingen (oppsummert i Larsen 2012a). Effekten av en regulering på vanndybden kan variere mellom forskjellige vassdrag og innad i vassdrag. Lav vanndybde øker sannsynligheten for uttørking og innfrysning. Hvis endringene i vanndybde er raske, øker sannsynligheten for at elvemuslingen strander. Samtidig er det mulig at økt vannføring om sommeren i regulerte vassdrag kan ha en positiv påvirkning på elvemusling, som foreslått for laks i forbindelse med endringer i vannføringsdynamikk tilknyttet klimaendringer (Hvidsten et al. 2015, Sundt-Hansen et al. 2018).

Det andre viktige funnet i habitatundersøkelsene våre var at høy tilgang på oksygen i substratet (høyt redokspotensial) og lavt innhold av finsedimenter i substratet er nødvendig for god rekruttering hos elvemusling. Sammenhengen mellom redokspotensial/finsedimenter og rekruttering er også vist i flere andre studier (redokspotensial i Killeen 2006; 2012, Geist 2007, Geist & Auerswald 2007, Larsen 2012c, oppsummering av finsedimenter i Degerman et al. 2009, Quinlan et al. 2015). En regulering kan gjennom endring av vannføring og vannføringsdynamikken i vassdraget ha stor påvirkning på sedimenteringen av finsubstrat i vassdrag, og dette kan igjen ha stor påvirkning på elvemuslingen (oppsummert i Larsen 2012a). Magasiner vil føre til økt sedimentering i områdene oppstrøms siden vannhastigheten reduseres. Det samme vil ofte skje på strekninger med redusert vannføring. Regulering fører også ofte til mindre variasjon i vannføringen i vassdragene. Da reduseres hyppigheten og størrelsen på flommer i vassdragene. Dermed vil også utvaskingen av finsedimenter fra substratet kunne reduseres. Til sammen tilsier økt sedimentering og redusert utvasking dårligere forhold for elvemusling. Selv om reguleringer

ofte fører til en økning av mengden finsedimenter i substratet, så vil påvirkningen variere sterkt mellom og innad i vassdrag.

Samlet gir modellene og habitatundersøkelsen våre et bedre grunnlag for å redusere de potensielt negative effektene som vassdragsreguleringer kan ha på elvemusling. Gjennom å identifisere områder der det finnes elvemusling kan reguleringsplaner endres eller tiltak kan gjennomføres for å redusere effektene av ny eller eksisterende regulering. Vassdragsreguleringer kan påvirke elvemuslingen negativt gjennom endringer i temperatur, vanndybde og, spesielt, sedimentering i vassdragene. Hvordan regulering påvirker disse variablene er likevel svært komplekst og vil variere mellom og innad i vassdrag. Dermed må tiltak evalueres basert på en forståelse av hvordan reguleringen påvirker leveområdene til elvemusling i det individuelle vassdrag.

Våre undersøkelser fokuserer på et utvalg av de landskaps- og habitatvariablene som kan være viktige for elvemusling og som kan bli påvirket ved en regulering. Dermed kan det også være andre variabler som sannsynligvis er viktige for hvordan reguleringer påvirker elvemusling. Blant annet kan en utbygging føre til at antall broer og veikrysninger over vassdraget øker, og dette kan ha en negativ effekt på elvemusling (Cosgrove & Hastie 2001, Jensen 2007, Cooksley et al. 2012). I tillegg kan det også føre til en økning i armering av elvebredden, som også er negativt for muslingen (Cosgrove & Hastie 2001, Hastie et al. 2004, Cooksley et al. 2012, Spezia et al. 2014b). Den viktigste variabelen som ikke er inkludert i våre undersøkelser er vertsfisken. Regulering kan påvirke både laks og ørret negativt, og dette kan igjen ha stor påvirkning på elvemuslingen. I verste fall kan regulering hindre at vertsfisk kan vandre opp i områdene der elvemuslingen finnes, gjennom at demninger eller redusert vannføring skaper vandringshinder for fisken (oppsummert i Larsen 2012a). For detaljer rundt disse variablene og mindre viktige landskaps- og habitatvariabler, se kapittel 2.

5.3 Mulige tiltak og oppfølgende studier

Modellene våre gir en oversikt over hvilke landskapsvariabler som påvirker rekruttering og tetthet av elvemusling i Norge, men det er også mulig å utvikle kartbaserte modeller basert på disse landskapsvariablene. Slike modeller vil kunne angi sannsynligheten for å finne forskjeller i rekruttering og tetthet av elvemusling i ulike områder. Kartmodellene kan utvikles basert på de landskapsvariablene som hadde en betydelig effekt på rekruttering eller tetthet av elvemusling. I tillegg er det mulig at man også kan utvikle kartmodeller for tilstedeværelse av elvemusling basert på disse variablene, selv om vi ikke vet hvor godt de vil forklare utbredelsen til elvemusling. Det siste må undersøkes nærmere. Det er mulig å utvikle kartmodellene for hvert enkelt vassdrag eller for hele Norge samlet, avhengig av hvor nøyaktige prediksjoner man ønsker å gjennomføre og hvor store ressurser som er tilgjengelige. En slik modellering ville kunne legge grunnlaget for et kart som indikerer hvilke deler av et geografisk område (et vassdrag eller Norge som helhet) som er egnet for elvemusling og hvilke (deler av) vassdrag som bør undersøkes i forbindelse med reguleringsplaner eller konsesjonsoppdateringer. Funnene vil kunne ha nytte for NVE, men også for mange andre samfunnsaktører (f.eks. Fylkesmannen, kommuner og Statens Vegvesen).

Som diskutert i kapittel 3, ble ikke effekten av vassdragsreguleringer tatt med i modellene fordi målet med undersøkelsene var å identifisere nedbørfeltvariabler som påvirker elvemuslingene og bruke disse til å identifisere områder som er godt egnet for elvemusling/bør undersøkes i forbindelse med reguleringsplaner. Basert på datasettet som ble brukt i lokalitetsmodellen, vil det være mulig å utarbeide en modell som kunne evaluere effekten av vassdragsreguleringer på rekruttering og tetthet av elvemusling. Dette ville kreve at man går inn og evaluerer effekten av regulering på hver av lokalitetene i datasettet vårt. Ideelt sett skulle man hatt tilgang på data om vanntemperatur, vannføring og tetthet av vertsfisk for alle lokalitetene, men slike data er bare

tilgjengelig for et fåtall av dem (NINAs interne database for elvemusling, upubl. mat.). Alternativt kunne man kategorisert reguleringspåvirkningen av lokalitetene basert på NVEs databaser. En slik tilnærming vil være svært ressurskrevende og det er ikke sikkert at en slik modell vil gi en bedre forståelse av effekten av en regulering på elvemusling. Det kan derfor være bedre å undersøke påvirkningen direkte i det enkelte vassdrag, i forbindelse med forutgående planarbeid eller oppdatering av nåværende konsesjoner.

Habitatundersøkelsene våre er begrenset til innlandsbestander med ørretmusling. Dette ble gjort for å øke sannsynligheten for å identifisere habitatvariabler som påvirker rekruttering og tetthet av elvemusling i Norge (diskutert i kapittel 4). Det er mulig at ørret- og laksemusling påvirkes av forskjellige habitatvariabler, spesielt siden det kan være store forskjeller i miljøforhold mellom innlandsvassdrag med ørret og anadrome vassdrag med laks. Forskjeller i vekst og størrelse mellom ørret- og laksemusling (Larsen et al. 2002a, Dunca & Larsen 2012) tyder på dette. Dermed vil det ideelt sett være ønskelig å gjenta habitatundersøkelsene i anadrome vassdrag med laksemusling. Likevel er det flere studier i mange ulike vassdrag som har vist at det er en sammenheng mellom redokspotensial og rekruttering hos elvemusling (Killeen 2006; 2012, Geist 2007, Geist & Auerswald 2007, Larsen 2012c), og studier som har vist sammenhengen mellom fine sedimenter og rekruttering (oppsummert i Degerman et al. 2009, Quinlan et al. 2015). Vi må derfor anta at dette gjelder generelt i alle muslingvassdrag. I tillegg er det ulike studier som har vist sammenhengen mellom tetthet av elvemusling, men ikke rekruttering, og vanndybde (oppsummert i Larsen 1997, Degerman et al. 2009, Perkins 2011, Varandas et al. 2013, Quinlan et al. 2015). Derfor er det sannsynlig at habitatundersøkelser i laksemuslingvassdrag vil resultere i liknende funn som i ørretmuslingvassdrag.

Det viktigste er kanskje å identifisere hvordan forvaltningen kan påvirke planlagte inngrep i vassdrag på en slik måte at habitatforholdene for elvemusling opprettholdes eller, aller helst, forbedres. Når det gjelder vanndybde så er konklusjonene ganske greie: Oppretthold høyest mulig vanndybde, spesielt i perioder med tørke eller i kalde perioder med fare for innfrysing (oppsummert i Larsen 2012a). Dette kan til og med føre til at habitattilgjengeligheten i vassdrag øker sammenlignet med uregulert elv, som vist for laks (Hvidsten et al. 2015). Ved vannstandsendringer bør vannføringen endres gradvis slik at muslinger og fisk ikke strander (oppsummert i Larsen 2012a). Når det gjelder vanndybde i seg selv, er det derfor ikke nødvendig å gjennomføre nye studier, men lite er kjent om hvor raske vannføringsendringer elvemuslingen kan tolerere. Eksperimentelle forsøk har imidlertid vist at voksne muslinger responderer spontant på hurtige vannstandsendringer (12-14 cm reduksjon i vanndybde pr. time) etterfulgt av perioder med tørrlegging fra én til ti timers varighet (Bakken et al. 2016). Muslinger på grunt vann viste større vandringsuro og forflyttet seg lenger enn muslinger på dypt vann og muslinger på grunt vann søkte over tid mot dypere vann (ingen muslinger vandret fra dypt vann til grunt vann). Dette vil sannsynligvis variere avhengig av substrattype og vassdragenes morfologi, men vi behøver generelt mer kunnskap for å se om det finnes generelle sammenhenger mellom hvor raskt vannføringen endres og elvemuslingers evne til å unngå stranding. Lav vannføring og stranding av muslinger kan også skape en situasjon der fugler får tilgang på muslingene. Predasjon av elvemusling er observert flere steder i Norge i perioder med særskilt lav vannføring (f.eks. Larsen & Bjerland 2012).

Samtidig viser modellene våre at lav lufttemperatur om sommeren har en positiv sammenheng med rekruttering og tetthet hos elvemusling. Selv om det er vanskelig å knytte lufttemperatur direkte til vanntemperatur og de direkte effektene vanntemperatur har på elvemusling, så illustrerer resultatene at det er viktig å forstå hvordan regulering påvirker vanntemperaturen i muslingvassdrag. Kunnskap om hvordan reguleringen av vassdrag kan modifiseres for å redusere effekten på vanntemperaturen kan hentes fra studier på regulering og fisk (Olden & Naiman 2010, Macdonald et al. 2012, Bakken et al. 2016, Weber et al. 2017, Ugedal et al. 2019, Michie et al. 2020). Likevel vil det være store variasjoner mellom og innad i regulerte vassdrag med henblikk på hvordan reguleringen påvirker vanntemperaturen og hvordan reguleringen bør

modifiseres for å tilpasse temperaturen til elvemuslingens miljøkrav. Dermed må slike tiltak evalueres for hvert enkelt vassdrag.

Hovedgrunnen til at økt sedimentering av finsubstrat er et problem i regulerte vassdrag er at reguleringer som regel fører til en reduksjon i både antallet av og størrelsen på flommer. Dermed blir utvasking av finsedimenter fra substratet redusert. I tillegg fører lavere vannføring i seg selv til økt sedimentering og redusert utvasking (oppsummert i Larsen 2012a). For å minske effekten av lav vannføring er det viktig å opprettholde en «nødvendig minstevannføring» i vassdragene, men lite er kjent om hva som er nødvendig minstevannføring i forskjellige vassdrag. Det er heller ikke mye som er kjent om hvordan vannføringsdynamikken i regulerte vassdrag kan modifiseres for å redusere sedimenteringen av og øke oksygeninnholdet i substratet. En foreslått metodikk er skylleflommer, men lite er kjent om hvordan dette påvirker sedimenteringsdynamikken i et vassdrag. En studie som så på effekten av to kortvarige skylleflommer i løpet av en dag viste at skylleflommene hadde en umiddelbar effekt på oksygentilgjengeligheten (målt som redokspotensial) i substratet, og at effekten var størst etter to flommer og begrenset seg til øvre del av vassdraget (Larsen 2018c). Man vet ikke noe om hvor langvarig effektene av skylleflommer vil være, når på året slike flommer har størst effekt, den nødvendige hyppigheten av flommene og hvor langt nedover et vassdrag slike flommer vil ha en effekt. Igjen vil dette nok variere mellom vassdrag. Likevel vil studier av effekten av skylleflommer i forskjellige typer vassdrag kunne resultere i noen generelle anbefalinger om hvordan skylleflommer bør gjennomføres for å redusere innholdet av finsedimenter i regulerte elvemuslingvassdrag.

Undersøkelsene våre gir grunnlag for å anbefale mulige tiltak for å forbedre miljøforholdene for elvemusling i regulerte vassdrag og oppfølgende studier for å forbedre forståelsen av disse. Hovedkonklusjonen er at de fleste tiltakene må tilpasses det enkelte regulerte vassdrag. Grunnen til dette er at det er stor variasjon i naturlig hydromorfologi mellom de regulerte vassdragene i Norge og stor variasjon i hvordan regulering påvirker hydrologien i disse vassdragene. Dermed må påvirkningen av reguleringen og mulige tiltak for å forbedre forholdene for elvemusling undersøkes i forbindelse med reguleringsplaner og oppdateringer av konsesjoner. I tillegg bør tiltakene tilpasses basert på oppfølgende undersøkelser av effekten de har i de gitte vassdragene.

Behov for oppfølgende studier er størst for å forstå hvordan man kan endre vannføringsdynamikken i regulerte vassdrag på en slik måte at det reduserer innholdet av finsedimenter i substratet (effekten av skylleflommer). Likedan er det viktig å forstå hvordan vanntemperaturen i regulerte vassdrag kan modifiseres, men her kan man sannsynligvis hente informasjon basert på undersøkelser av temperatureffekter på fisk (Olden & Naiman 2010, Macdonald et al. 2012, Bakken et al. 2016, Weber et al. 2017, Ugedal et al. 2019, Michie et al. 2020). I tillegg kan utvikling av modellene våre til kartbaserte modeller gi en bedre forståelse av hvilke områder som er egnet for elvemusling. Slike modeller vil kunne gi nyttig informasjon både til NVE, men også for mange andre samfunnsaktører (f.eks. Fylkesmannen, kommuner og Statens Vegvesen).

6 Referanser

Álvarez-Claudio, C., García-Rovés, P., Ocharan, R., Cabal, J.A., Ocharan, F.J. & Álvarez, M.A. 2000. A new record of the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* L. (Bivalvia, Unionoida) from the River Narcea (Asturias, north-western Spain). Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 10: 93–102.

Andersen, L.E. 2011. Tiltak for elvemusling – Drakstelva. - Sweco. Notat til Selbu kommune, FM Sør-Trøndelag og NVE. 11 s.

Antunes, A., Faria, R., Johnson, W.E., Guyomard, R. & Alexandrino, P. 2006. Life on the edge. The long-term persistence and contrasting spatial genetic structure of distinct brown trout life histories at their ecological limits. Journal of Heredity 97: 193–205.

Araujo, R. & Ramos, M.A. 2000. Status and conservation of the giant European freshwater pearl mussel (*Margaritifera auricularia*) (Spengler, 1793) (Bivalvia: Unionoidea). Biological Conservation 96: 233-239.

Arvidsson, B.L., Hultman, J. & Österling, E.M. 2006. Öringtäthet och rekrytering hos flodpärlmussla. S. 45-48 i: Arvidsson, B. & Söderberg, H. 2006. Flodpärlmussla. Vad behöver vi göra för att rädda arten? Karlstad University Studies 2006-15.

Arvidsson, B.L., Karlsson, J. & Österling, M.E. 2012. Recruitment of the threatened mussel *Margaritifera margaritifera* in relation to mussel population size, mussel density and host density. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 22: 526-532.

Auerswald, K. & Geist, J. 2018. Extent and causes of siltation in a headwater stream bed. Catchment soil erosin is less important than internal stream processes. Land Degredation & Development 29: 737–748.

Bakken, T. H., Forseth, T. & Harby, A. (red.). 2016. Miljøvirkninger av effektkjøring. Kunnskapsstatus og råd til forvaltning og industri. NINA Temahefte 62. Norsk institutt for naturforskning.

Bauer, G. 1986. The status of the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* L. in the south of Its European Range. Biological Conservation 38: 1-9.

Bauer, G. 1988. Threats to the freshwater pearl mussel, *Margaritifera margaritifera* in central Europe. Biological Conservation 45: 239-253.

Bauer, G. 1997. Host relationships at reversed generation times. *Margaritifera* (Bivalvia) and salmonids. Ecological Studies 130: 69–79.

Beasley, C.R. & Roberts, D. 1999. Towards a strategy for the conservation of the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* in County Donegal, Ireland. Biological Conservation 89: 275-284.

Bergan, M.A. 2015. Fiskevandringer forbi veikrysninger i små vassdrag i Sør-Trøndelag, Vannregion Trøndelag. Gjennomgang av eksisterende kartlegging, kvalitetssikring og fremskaffing av nye data for små vassdrag som krysser Statens Vegvesens prioriterte veistrekninger i Sør-Trøndelag. NINA Rapport 1141. Norsk institutt for naturforskning.

Berger, H.M. 2010. Kartlegging av elvemusling i 10 små vassdrag i Sør-Trøndelag 2009. – Sweco Rapport nr. 576121. 57 s.

Bolotov, I.N., Makhrov, A.A., Gofarov, M.Y., Aksenova, O.V., Aspholm, P.E., Bespalaya, Y.V., Kabakov, M.B., Kolosova, Y.S., Kondakov, A.V., Ofenböck, T., Ostrovsky, A.N., Popov, I.Y., von Proschwitz, T., Rudzïte, M., Rudzïtis, M., Sokolova, S.E., Valovirta, I., Vikhrev, I.V., Vinarski, M.V. & Zotin, A.A. 2018. Climate warming as a possible trigger of keystone mussel population decline in oligotrophic rivers at the continental scale. Scientific Reports 8.

Boström, V. & Holm, H. 2012. Bottensubstratets inverkan på föryngring av Flodpärlmussla. Sveriges Lantbruksuniversitet 2012:7.

Brenner, B. Available online at http://www.kingcounty.gov/environment/animals-and-plants/freshwater-mussels/reports/ (accessed 23 June 2016). 2005. Results of a pilot freshwater mussel survey in King County. Water and Land Resources Division, King County.

Brim Box, J., Howard, J., Wolf, D., O'Brien, C., Nez, D. & Close, D. 2006. Freshwater mussels (Bivalvia: Unionoida) of the Umatilla and Middle Fork John Day Rivers in eastern Oregon. Northwest Science 80: 95-107.

Buddensiek, V., Engel, H., Fleischauer-Rossing, S. & Wächtler, K. 1993. Studies on the chemistry of interstitial water taken from defined horizons in the fine sediments of bivalve habitats in several North German lowland waters. II. Microhabitats of *Margaritifera margaritifera* L. Archiv für Hydrobilogie 127: 151–166.

Chesnutis, E.J. 1978. Relationships of the freshwater Naiad *Margaritifera margaritifera falcata* to some fishes of the Willamette River. Oregon State University.

Chowdhury, M.M.R. 2018. Relationship between the endangered freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera*, its Salmonid host and co-infectants. JYU Dissertations 46.

Clements, E.A. 2015. Host choice and behavioural responses to flow change in the freshwater pearl mussel, *Margaritifera margaritifera*, in Scotland. MSc Thesis, University of Glasgow, Glasgow, Scotland.

Clements, E.A., Thomas, R. & Adams, C.E. 2018. An investigation of salmonid host utilization by the endangered freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) in north-west Scotland. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 28: 764–768.

Cooksley, S.L., Brewer, M.L., Donnelly, D., Spezia, L. & Tree, A. 2012. Impacts of artificial structures on the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* in the River Dee, Scotland. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 22: 318-330.

Cosgrove, P.J. & Hastie, L.C. 2001. Conservation of threatened freshwater pearl mussel populations. River management, mussel translocation and conflict resolution. Biological Conservation 99: 183–190.

Cosgrove, P.J., Young, M.R., Hastie, L.C., Gaywood, M.J. & Boon, P.J. 2000. The status of the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* Linn. in Scotland. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 10: 197–208.

Cosgrove, P.J., McInnes, N., Dolby, S., Gunn, D., Shields, D., Cosgrove, C. & Kortland, K. 2017. Forest management and freshwater pearl mussels. A practitioners' perspective from the north of Scotland. Scottish Forestry 71: 14-21.

Cuffey, K.M. 2002. Freshwater mussels in a California North Coast Range river. Occurrence, distribution, and controls. University of California Water Resources Center, Techincal Completion Reports.

Davis, E.A., David, A.T., Norgaard, K.M., Parker, T.H., McKay, K., Tennant, C., Soto, T., Rowe, K. & Reed, R. 2013. Distribution and abundance of freshwater mussels in the mid Klamath Subbasin, California. Northwest Science 87: 189-206.

Degerman, E., Alexanderson, S., Bergengren, J., Henrikson, L., Johansson, B.-E., Larsen, B.M. & Söderberg, H. 2009. Restaurering av flodpärlmusselvatten. WWF Sverige, Solna, Sverige. 64 s.

Degerman, E., Andersson, K., Söderberg, H., Norrgrann, O., Henrikson, L., Angelstam, P. & Törnblom, J. 2013. Predicting population status of freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*, L.) in central Sweden using instream and riparian zone land-use data. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 23: 332–342.

Denic, M. & Geist, J. 2010. Habitat suitability analysis for lacustrine brown trout (*Salmo trutta*) in Lake Walchensee, Germany. Implications for the conservation of an endangered flagship species. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 20: 9-17.

Denic, M. & Geist, J. 2015. Linking stream sediment deposition and aquatic habitat quality in pearl mussel streams. Implications for conservation. River Research and Applications 31: 943-952.

Direktoratet for naturforvaltning 2006. Handlingsplan for elvemusling, *Margaritifera margaritifera*. – DN-Rapport 2006-3: 1-24.

Dobler, A.H., Geist, J., Stoeckl, K. & Inoue, K. 2019. A spatially explicit approach to prioritize protection areas for endangered freshwater mussels. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 29: 12-23.

Dolmen, D. & Kleiven, E. 1997. Elvemuslingen *Margaritifera margaritifera* i Norge 2. NTNU Vitenskapsmuseet Zoologisk Notat 1997-2.

Dolmen, D. & Kleiven, E. 1999. Elvemuslingen *Margaritifera margaritifera* status og utbredelse i Norge. Fauna 52: 26-33.

Dolmen, D. & Kleiven, E. 2004. The impact of acidic precipitation and eutrophication on the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* (L.) in Southern Norway. Fauna Norvegica 52: 7-18.

Dunca, E. & Larsen, B.M. 2012. 5. Skaltillväxt hos flodpärlmusslor i reglerade och icke-reglerade vattendrag. S. 93-127 i: Larsen, B.M. (red.) Elvemusling og konsekvenser av vassdragsreguleringer. En kunnskapsoppsummering. Rapport Miljøbasert Vannføring 8-2012.

Enerud, J. & Sandaas, K. 1998. Registrering av forekomst og tetthet av ørret *Salmo trutta* i Sørkedalselva, Oslo kommune 1995. – Oslo kommune, Etat for miljørettet helsevern og næringsmiddeltilsyn. Rapport 1998-88. 11 s.

Eybe, T., Thielen, F., Bohn, T. & Sures, B. 2013. The first millimetre. Rearing juvenile freshwater pearl mussels (*Margaritifera margaritifera* L.) in plastic boxes. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 23: 964–975.

Ferguson, A., Taggart, J.B., Prodöhl, P.A., McMeel, O., Thompson, C., Stone, C., McGinnity, P. & Hynes, R.A. 1995. The application of molecular markers to the study and conservation of fish populations, with special reference to *Salmo*. Journal of Fish Biology 47 (Suppl. A): 103-126.

Fustish, C.A. & Millemann, R.E. 1978. Glochidiosis of Salmonid fishes. II. Comparison of tissue response of Coho and Chinook salmon to experimental infection with *Margaritifera margaritifera* (L.) (Pelecypoda: Margaritanidae). Journal of Parasitology 64: 155-157.

Geist, J. 1997. Ecological studies on the effects of fine sediment illuviation in the interstices of Northern Bavarian freshwater pearl mussel brooks. Technische Universitaet Muenchen, Germany.

Geist, J. 2007. Untersuchungen zur Substratqualität in der Our (Luxemburg). EUProjekt LIFE05Nat/L/000116 “Restauration des populations des moules perlières en Ardennes“. Upublisert Rapport.

Geist, J. 2010. Strategies for the conservation of endangered freshwater pearl mussels (*Margaritifera margaritifera* L.). A synthesis of conservation genetics and ecology. Hydrobiologia 644: 69-88.

Geist, J. & Auerswald, K. 2007. Physiochemical stream bed characteristics and recruitment of the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*). Freshwater Biology 52: 2299-2316.

Geist, J., Porkka, M. & Kuehn, R. 2006. The status of host fish populations and fish species richness in European freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) streams. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 16: 251–266.

Geist, J., Moorkens, E., Killeen, I., Feind, S., Stoeckle, B.C., Connor, Á.O. & Kuehn, R. 2018. Genetic structure of Irish freshwater pearl mussels (*Margaritifera margaritifera* and *Margaritifera durrovensis*). Validity of subspecies, roles of host fish, and conservation implications. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 28: 923–933.

GeoNorge. 2019. Norge Digitalt. Kartverket, GEOVEKST og kommunene.

Gittings, T., O'Keefe, D., Gallagher, F., Finn, J. & O'Mahony, T. 1998. Longitudinal variation in abundance of a freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* population in relation to riverine habitats. Biology and the Environment: Proceedings of Royal Irish Academy 98B: 171–178.

Gum, B., Lange, M. & Geist, J. 2011. A critical reflection on the success of rearing and culturing juvenile freshwater mussels with a focus on the endangered freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera* L.). Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 21: 743–751.

Hastie, L.C. & Young, M.R. 2001. Freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) glochidiosis in wild and farmed salmonid stocks in Scotland. Hydrobiologia 445: 109–119.

Hastie, L.C. & Young, M.R. 2003. Conservation of the freshwater pearl mussel. 2. Relationship with salmonids. Conserving Natura 2000 Rivers Conservation Techniques Series No. 3.

Hastie, L.C., Boon, P.J. & Young, M.R. 2000. Physical microhabitat requirements of freshwater pearl mussels, *Margaritifera margaritifera* (L.). Hydrobiologia 429: 59–71.

Hastie, L.C., Boon, P.J., Young, M.R. & Way, S. 2001. The effects of a major flood on an endangered freshwater mussel population. Biological Conservation 98: 107-115.

Hastie, L.C., Cosgrove, P.J., Ellis, N. & Gaywood, M.J. 2003a. The threat of climate change to freshwater pearl mussel populations. AMBIO 32: 40-46.

Hastie, L.C., Cooksley, S.L., Scougall, F., Young, M.R., Boon, P.J. & Gaywood, M.J. 2003b. Characterization of freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) riverine habitat using river habitat survey data. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 13: 213-224.

Hastie, L.C., Cooksley, S.L., Scougall, F., Young, M.R., Boon, P.J. & Gaywood, M.J. 2004. Applications of extensive survey techniques to describe freshwater pearl mussel distribution and macrohabitat in the River Spey, Scotland. River Research and Applications 20: 1001–1013.

Hedger, R.D., Dodson, J.J., Bergeron, N.E. & Caron, F. 2005. Habitat selection by juvenile Atlantic salmon. The interaction between physical habitat and abundance. Journal of Fish Biology 67: 1054-1071.

Hegeman, E.E. 2012. Modelling freshwater mussel distribution in relation to biotic and abiotic habitat variables in the Middel Fork John Day River, Oregon. Utah State University, Logan, Utah.

Hegeman, E.E., Miller, S.W. & Mock, K.E. 2014. Modeling freshwater mussel distribution in relation to biotic and abiotic habitat variables at multiple spatial scales. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 71: 1483–1497.

Henriksen, S. & Hilmo, O. (red.) 2015. Norsk rødliste for arter 2015. Artsdatabanken, Trondheim, Norge.

Hindar, K., Jonsson, B., Ryman, N. & Ståhl, G. 1991. Genetic relationships among landlocked, resident, and anadromous brown trout, *Salmo trutta* L. Heredity 66: 83-91.

Hindar, K., Mo, T. A., Eken, M., Hagen, A. Gjørwad, Hytterød, S., Sandodden, R., Vøllestad, A. & Aamodt, K. O. 2018. Kan *Gyrodactylus salaris* utryddes fra Drammensregionen? - Sluttrapport fra arbeidsgruppen for Drammensregionen. NINA Rapport 1456. Norsk institutt for naturforskning.

Horton, M., Keys, A., Kirkwood, L., Mitchell, F., Kyle, R. & Roberts, D. 2015. Sustainable catchment restoration for reintroduction of captive bredfreshwater pearl mussels *Margaritifera margaritifera*. Limnologica 50: 21-28.

Howard, J.K. 2005. Freshwater mussel research and restoration project. 2003-2004 Annual Report, Project No. 200203700. Boneville Power Administration Report.

Howard, J.K. & Cuffey, K.M. 2003. Freshwater mussels in a California North Coast Range river. Occurrence, distribution, and controls. Journal of the North American Benthological Society 22: 63-77.

Hvidsten, N.A., Diserud, O.H., Jensen, A.J., Jensås, J.G., Johnsen, B.O. & Ugedal, O. 2015. Water discharge affects Atlantic salmon *Salmo salar* smolt production. A 27 year study in the River Orkla, Norway. Journal of Fish Biology 86: 92–104.

Ieshko, E.P., Geist, J., Murzina, S.A., Veselov, A.E., Lebedeva, D.I. & Ziuganov, V. 2016. The characteristics of the infection of juvenile Atlantic salmon with glochidia of the freshwater pearl mussel in rivers of Northwest Russia. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems 417.

Inoue, K., Stoeckel, K. & Geist, J. 2017. Joint species models reveal the effects of environment on community assemblage of freshwater mussels and fishes in European rivers. Diversity and Distributions: 1-13.

Jakobsen, P. & Jakobsen, R. 2018. Produksjon i kultiveringsanlegget. 2018. S. 6-14 i: Jakobsen, P. (red.) 2018. Samlerapport om kultivering og utsetting av elvemusling 2017. Universitetet i Bergen, Institutt for biologi, Rapport til Miljødirektoratet og Fylkesmannen i Hordaland.

Jensen, A. 2007. Is there a link between forestry and the decline of the freshwaterpearl mussel *Margaritifera margaritifera* in central Sweden? Karlstad University Studies 07:96.

Jung, M. 2011. Habitatwahl, Wirtsspezifität und Populationsstruktur der Flussperlmuschel (*Margaritifera margaritifera* Linnaeus 1758) in der Waldaist (Oberösterreich). Diploma, Universität Wien, Österreich.

Jung, M., Scheder, C., Gumpinger, C. & Waringer, J. 2013. Habitat traits, population structure and host specificity of the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* in the Waldaist River (Upper Austria). Biologia 68: 922-931.

Karlsson, S. & Larsen, B.M. (red.) 2013. Genetiske analyser av elvemusling *Margaritifera margaritifera* (L.). Et nødvendig verktøy for riktig forvaltning av arten. NINA Rapport 926. Norsk institutt for naturforskning.

Karlsson, S., Larsen, B.M. & Hindar, K. 2014. Host-dependent genetic variation in freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera* L.). Hydrobiologia 735: 179-190.

Karna, D.W. 1972. Epizootiology of *Margaritifera margaritifera* (L.) (Mollusca: Margaritanidae) infection in Salmonid fishes. Oregon State University.

Karna, D.W. & Millemann, R.E. 1978. Glochidiosis of Salmonid fishes. III. Comparative susceptibility to natural infection with *Margaritifera margaritifera* (L.) (Pelecypoda: Margaritanidae) and associated histopathology. Journal of Parasitology 64: 528-537.

Killeen, I.J. 2006. The freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* (L., 1758) in the River Ehen, Cumbria. Report on the 2006 survey. Unpublished report to the Environment Agency, Penrith, England.

Killeen, I.J. 2012. Conservation and restoration of a freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) population in Northern England. Pp. 69-80 in: Henrikson, L., Arvidsson, B. & Österling, M. (Eds.) 2012. Aquatic conservation with focus on *Margaritifera margaritifera*. Proceedings of the international conference in Sundsvall, Sweden, 12-14 August, 2009. Karlstad University Studies 2012:40.

Killeen, I.J., Oliver, P.G. & Fowles, A.P. 1998. The loss of a freshwater pearl mussel *M. Margaritifera* population in NW Wales. Journal of Conchology Special Publication 2: 245–250.

Kineavy, B. 1997. Habitat characterisation of the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera*. MSc Dissertation, University of Aberdeen, Aberdeen, Scotland.

Kålås, J.A., Viken, Å., Henriksen, S. & Skjelseth, S. (red.) 2010. Norsk rødliste for arter 2010. Artsdatabanken, Trondheim, Norge.

Larsen, B.M. 1997. Elvemusling (*Margaritifera margaritifera* L.). Litteraturstudie med oppsummering av nasjonal og internasjonal kunnskapsstatus. NINA Fagrapport 28. Norsk insitutt for naturforskning.

Larsen, B.M. 2005. Handlingsplan for elvemusling *Margaritifera margaritifera* i Norge. Innspill til den faglige delen av handlingsplanen. NINA Rapport 122. Norsk institutt for naturforskning.

Larsen, B.M. 2008. Elvemusling i Borråselva og Brekkelva, Nord-Trøndelag. Undersøkelser og bedømmelse av skadeomfang etter anleggsarbeid i 2008. – NINA Minirapport 243. 31 s.

Larsen, B.M. (red.) 2012a. Elvemusling og konsekvenser av vassdragsreguleringer. En kunnskapsoppsummering. Rapport Miljøbasert Vannføring 8-2012. Norges Vassdrags- og Energidirektorat.

Larsen, B.M. 2012b. 4. Vanntemperaturens betydning for livssyklus hos elvemusling. S. 66-92 i: Larsen, B.M. (red.) Elvemusling og konsekvenser av vassdragsreguleringer. En kunnskapsoppsummering. Rapport Miljøbasert Vannføring 8-2012. Norges Vassdrags- og Energidirektorat.

Larsen, B.M. 2012c. 3. Redokspotensial som metode for å kartlegge substratkvalitet for elvemusling. S. 46-65 i: Larsen, B.M. (red.. Elvemusling og konsekvenser av vassdragsreguleringer. En kunnskapsoppsummering. Rapport Miljøbasert Vannføring 8-2012. Norges Vassdrags- og Energidirektorat.

Larsen, B. M. 2015a. Elvemusling i Fusta, Nordland – konsekvenser av rotenonbehandling i vassdraget og tiltak for å sikre bestanden av muslinger. NINA Rapport 1189. Norsk institutt for naturforskning.

Larsen, B.M. 2015b. En oppsummering av tiltak for elvemusling i Norge iverksatt gjennom handlingsplanen eller tilskuddsordningen for prioriterte arter. NINA Rapport 1208. Norsk institutt for naturforskning.

Larsen, B.M. 2017a. Overvåking av elvemusling i Norge. Oppsummering av det norske overvåkingsprogrammet i perioden 1999-2015. NINA Rapport 1350. Norsk institutt for naturforskning.

Larsen, B.M. 2017b. Elvemusling og ørret i Drakstelva, Selbu. Kartlegging (basisundersøkelse) i forbindelse med innføring av minstevannføringsslipp til Drakstelva NINA Rapport 1356. Norsk institutt for naturforskning.

Larsen, B.M. 2018a. Handlingsplan for elvemusling (*Margaritifera margaritifera* L.) 2019-2028. Miljødirektoratet Rapport M-1107.

Larsen, B.M. 2018b. Overvåking av elvemusling i Ogna, Rogaland. Tiltaksovervåking kalking 2017–2018. NINA Rapport 1582. Norsk institutt for naturforskning.

Larsen, B.M. 2018c. Elvemusling og fisk i Fulldøla, Telemark. Kartlegging i forbindelse med Follsjå kraftverk. NINA Rapport 1600. Norsk institutt for naturforskning.

Larsen, B.M. & Berger, H.M. 2009. Overvåking av elvemusling i Norge. Årsrapport for 2008: Hoenselva, Buskerud. – NINA Rapport 454. 29 s.

Larsen, B.M. & Bjerland, J.M. 2012. Overvåking av elvemusling i Norge. Årsrapport 2011. Hestadelva, Nordland. NINA Rapport 871. Norsk institutt for naturforskning.

Larsen, B.M. & Hårsaker, K. 2001. Borråselva i Gråelvavassdraget, Nord-Trøndelag (vassdragsnr. 124.2Z). – s. 25-35 i Larsen, B.M. (red.). Overvåking av elvemusling *Margaritifera margaritifera* i Norge. Årsrapport 2000. NINA Oppdragsmelding 725.

Larsen, B.M. & Hårsaker, K. 2002. Hoenselva, Buskerud (vassdragsnr. 012.B2Z). – s. 16-25 i Larsen, B.M. (red). Overvåking av elvemusling *Margaritifera margaritifera* i Norge. Årsrapport 2001. NINA Oppdragsmelding 762.

Larsen, B.M. & Karlsson, S. 2015. Genetiske analyser av elvemusling fra Sviland i Ims-Lutsivassdraget, Rogaland. NINA Rapport 1181. Norsk insitutt for naturforskning.

Larsen, B.M. & Karlsson, S. 2016a. Elvemusling i Enningdalselva, Østfold. Overvåking av muslingbestanden ved Holtet i 2015. NINA Rapport 1283. Norsk insitutt for naturforskning.

Larsen, B.M. & Karlsson, S. 2016b. Elvemusling i Hogstadåna/Kvednabekken i Ims-Lutsivassdraget, Rogaland. NINA Kortrapport 15. Norsk institutt for naturforskning.

Larsen, B.M. & Karlsson, S. 2017. Elvemusling i Frøylandsbekken, Time kommune. Hva er primærvert for muslinglarvene i vassdraget? NINA Prosjektnotat 3. Norsk institutt for naturforskning.

Larsen, B.M. & Magerøy, J.H. 2016. Elvemusling i Storelva (Vegårvassdraget), Aust-Agder. NINA Rapport. Norsk institutt for naturforskning.

Larsen, B.M. & Magerøy, J.H. 2019a. Elvemuslinglokaliteter i Norge. En beskrivelse av status som grunnlag for arbeid med kartlegging og tiltak i handlingsplanen for 2019-2028. NINA Rapport. 1451. Norsk institutt for naturforskning.

Larsen, B.M. & Magerøy, J.H. 2019b. Overvåking av elvemusling i Norge. Årsrapport for 2018. NINA Rapport 1686. Norsk institutt for naturforskning.

Larsen, B.M. & Österling, E.M. 2012. 2. Litteraturstudie om vannkraftregulering og elvemusling. S. 29-45 i: Larsen, B.M. (red.) Elvemusling og konsekvenser av vassdragsreguleringer: En kunnskapsoppsummering. Rapport Miljøbasert Vannføring 8-2012. Norges Vassdrags- og Energidirektorat.

Larsen, B.M., Sandaas, K. & Enerud, J. 2001. Sørkedalselva, Oslo/Akershus (vassdragsnr. 007.Z). – s. 16-24 i Larsen, B.M. (red). Overvåking av elvemusling *Margaritifera margaritifera* i Norge. Årsrapport 2000. NINA Oppdragsmelding 725.

Larsen, B.M., Karlsen, L.R. & Eggen, J.-E. 2002a. Enningdalselva, Østfold (vassdragsnr. 001.1Z). S. 26-37 i: Larsen, B.M. (red.) 2002. Overvåking av elvemusling *Margaritifera margaritifera* i Norge. Årsrapport 2001. NINA Oppdragsmelding 762. Norsk institutt for naturforskning.

Larsen, B.M., Eken, M. & Hårsaker, K. 2002b. Elvemusling *Margaritifera margaritifera* og fiskeutsettinger i Hoenselva og Bingselva, Buskerud. - NINA Fagrapport 56: 1-33.

Larsen, B.M., Magerøy, J. & Jakobsen, P.J. 2007. Oselvvassdraget, Hordaland (vassdragsnr. kystfelt 055.7Z). S. 9-27 i: Larsen, B.M. (red.) 2007. Overvåking av elvemusling *Margaritifera margaritifera* i Norge. Årsrapport 2004. NINA Rapport 254. Norsk institutt for naturforskning.

Larsen, B.M., Sandaas, K., Enerud, J. & Magerøy, J. 2008a. Sørkedalselva, Oslo/Akershus (vassdragsnr. 007.Z). – s. 21-38 i Larsen, B.M. (red). Overvåking av elvemusling i Norge. Årsrapport for 2006 og 2007. NINA Rapport 417.

Larsen, B.M., Berger, H.M. & Julien, K. 2008b. Borråselva i Gråelvavassdraget, Nord-Trøndelag (vassdragsnr. 124.2Z). – s. 39-54 i Larsen, B.M. (red). Overvåking av elvemusling i Norge. Årsrapport for 2006 og 2007. NINA Rapport 417.

Larsen, B.M., Dunca, E., Karlsson, S. & Saksgård, R. 2011. Elvemusling i Steinkjervassdragene. Status etter 30 år med *Gyrodactylus salaris* og flere forsøk på å utrydde lakseparasitten i Ogna og Figga, Nord-Trøndelag. NINA Rapport 730. Norsk institutt for naturforskning.

Laughton, R., Cosgrove, P.J., Hastie, L.C. & Sime, I. 2008. Effects of aquatic weed removal on freshwater pearl mussels and juvenile salmonids in the River Spey, Scotland. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 18: 44–54.

Lavictoire, L., Moorkens, E., Ramsey, A.D., Sinclair, W. & Sweeting, R.A. 2016. Effects of substrate size and cleaning regime on growth and survival of captive-bred juvenile freshwater pearl mussels, *Margaritifera margaritifera* (Linnaeus, 1758). Hydrobiologia 766: 89-102.

Lois, S. 2015. Sampling, modelling and prediction for freshwater Species across river ecosystems. An example with the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* (L., 1758). Ph.D. Thesis, Department of Zoology and Physical Anthropology, University of Santiago de Compostela, Santiago de Compostela, Spain.

Lois, S. 2016. Modelling and predicting biogeographical patterns in river networks. Frontiers of Biogeography 8.

Lois, S. & Cowley, D.E. 2017. Conservation of interacting species in network-constrained environments. Diversity and Distributions 23: 1235–1245.

Lois, S., Cowley, D.E., Outeiro, A., San Miguel, E., Amaro, R. & Ondina, P. 2015. Spatial extent of biotic interactions affects species distribution and abundance in river networks. The freshwater pearl mussel and its hosts. Journal of Biogeography 42: 229–240.

Lopes-Lima, M., Sousa, R., Geist, J., Aldridge, D.C., Araujo, R., Bergengren, J. Bespalaya, Y., Bódis, E., Burlakova, L., Van Damme, D., Douda, K., Froufe, E., Georgiev, D., Gumpinger, C., Karatayev, A., Kebapçi, Ü., Killeen, I., Lajtner, J., Larsen, B.M., Lauceri, R., Legakis, A., Lois, S. Lundberg, S., Moorkens, E., Motte, G., Nagel, K.-O., Ondina, P., Outeiro, A., Paunovic, M., Prié, V., von Proschwitz, T., Riccardi, N., Rudzīte, M., Rudzītis, M., Scheder, C., Seddon, M., Şereflişan, H., Simić, V., Sokolova, S., Stoeckl, K., Taskinen, J., Teixeira, A., Thielen, F., Trichkova, T., Varandas, S., Vicentini, H., Zajac, K., Zajac, T. & Zogaris, S. 2017. Conservation status of freshwater mussels in Europe. State of the art and future challenges. Biological Reviews 92: 572-607.

Ma, L. 2016. Investigating the links betweeen land use and water quality for freshwater pearl mussel, *Margaritifera margaritifera*, in the River South Esk, Scotland. International Journal of GEOMATE 11: 2222-2227.

Macdonald, J.S., Morrison, J. & Patterson, D.A. 2012. The ffficacy of reservoir flow regulation for cooling migration temperature for Sockeye salmon in the Nechako River Watershed of British Columbia. North American Journal of Fisheries Management 32: 415-427.

Magerøy, J. 2005. The freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera* L.) in the Oselva River. A population study of a red-listed species. MSc Thesis, Department of Biology, University of Bergen, Bergen, Norway.

Magerøy, J.H. 2018. Elvemusling i Varhaugselvene. Søk etter elvemusling og tiltaksanalyse. NINA Prosjektnotat 84. Norsk institutt for naturforskning.

Magerøy, J. & Larsen, B.M. 2017. Elvemusling i Vassbotnbekken og Møllebekken, Birkenes kommune, Aust-Agder. Bestandsstatus og bevaringstiltak. NINA Kortrapport 70. Norsk institutt for naturforskning.

Marwaha, J., Aase, H., Geist, J., Stoeckle, B.C., Kuehn, R. & Jakobsen, P.J. 2019. Host (*Salmo trutta*) age influences resistance to infestation by freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) glochidia. Parasitology Research 118: 1519–1532.

May, C. & Pryor, B.S. 2016. Explaining spatial patterns of mussel beds in a northern California river. The role of flood disturbance and spawning salmon. River Research and Applications 32: 776–785.

Meyers, T.R. & Millemann, R.E. 1977. Glochidiosis of Salmonid fishes. I. Comparative susceptibility to experimental infection with *Margaritifera margaritifera* (L.) (Pelecypoda: Margaritanidae). Journal of Parasitology 63: 728-733.

Meyers, T.R., Millemann, R.E. & Fustish, C.A. 1980. Glochidiosis of Salmonid fishes. IV. Humoral and tissue responses of Coho and Chinook salmon to experimental infection with *Margaritifera margaritifera* (L.) (Pelecypoda: Margaritanidae). Journal of Parasitology 66: 274-281.

Michie, L.E., Hitchcock, J.N., Thiem, J.D., Boys, C.A. & Mitrovic, S.M. 2020. The effect of varied dam release mechanisms and storage volume on downstream river thermal regimes. Limnologica, doi: https://doi.org/10.1016/j.limno.2020.125760.

Moorkens, E. 2011. *Margaritifera margaritifera*. The IUCN red list of threatened species 2011.

Moorkens, E. 2012. A catchment management approach to the conservation and restoration of *Margaritifera margaritifera* SAC populations in the Republic of Ireland. Pp. 118-130 in: Henrikson, L., Arvidsson, B. & Österling, M. (Eds.) 2012. Aquatic conservation with focus on *Margaritifera margaritifera*. Proceedings of the international conference in Sundsvall, Sweden, 12-14 August, 2009. Karlstad University Studies 2012-40.

Moorkens, E. 2018. Short-term breeding. Releasing post-parasitic juvenile *Margaritifera* into ideal small-scale receptor sites. A new technique for the augmentation of declining populations. Hydrobiologia 810: 145–155.

Moorkens, E. & Killeen, I. 2009. Mapping of the distribution of *Margaritifera margaritifera* in the River Deel (Moy Catchment), Co. Mayo. A report for Department of the Environment, Heritage & Local Government.

Moorkens, E. & Killeen, I.J. 2014. Assessing near-bed velocity in a recruiting population of the endangered freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) in Ireland. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 24: 853–862.

Morales, J.J., Negro, A.I., Lizana, M., Martínez, A. & Palacios, J. 2004. Preliminary study of the endangered populations of pearlmussel *Margaritifera margaritifera* (L.) in the River Tera (north-west Spain). Habitat analysis and management considerations. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 14: 587–596.

NEVINA. 2018. Nedbørfelt-vannføring-indeks-analyse. Norges Vassdrags- og Energidirektorat, Oslo, Norge.

Olden, J.D. & Naiman, R.J. 2010. Incorporating thermal regimes into environmental flows assessments. Modifying dam operations to restore freshwater ecosystem integrity. Freshwater Biology 55: 86-107.

Ostrovsky, A.N. & Popov, I.Y. 2011. Rediscovery of the largest population of the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) in the Leningrad oblast (north-west Russia). Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 21: 113–121.

Oulasvirta, P. 2011. Distribution and status of the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* in northern Fennoscandia. Toxological and Enrivonmental Chemistry 93: 1713-1730.

Outeiro, A., Ondina, P., Fernández, C., Amaro, R. & San Miguel, E. 2008. Population density and age structure of the freshwater pearl mussel, *Margaritifera margaritifera*, in two Iberian rivers. Freshwater Biology 53: 485–496.

Pander, J., Schnell, J., Sternecker, K. & Geist, J. 2009. The 'egg sandwich'. A method for linking spatially resolved salmonid hatching rates with habitat variables in stream ecosystems. Journal of Fish Biology 74: 683-690.

Perkins, C. 2011. Spatial habitat patterning of the freshwater pearl mussel, *Margaritifera margaritifera*, in the River Rede, North East England. Durham University.

Petterson, L.-E. 2008. Flomberegning for Sørkedalselva. NVE Dokument 2008-10. Norges Vassdrags- og Energidirektorat.

Popov, I. 2015. Impact of deforestation on pearl mussel habitats in the Russiansection of the Baltic Sea basin. Limnologica 50: 84-91.

Popov, I.Y. 2017. Overfishing in the Baltic Sea Basin in Russia, its impact on the pearl mussel, and possibilities for the conservation of riverine ecosystems in conditions of high anthropogenic pressure. Biology Bulletin 44: 39–44.

Popov, I.Y. & Ostrovsky, A.N. 2014. Survival and extinction of the southern populations of freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* in Russia (Leningradskaya and Novgorodskaya oblast). Hydrobiologia 735: 161–177.

Prié, V., Molina, Q. & Gamboa, B. 2014. French naiad (Bivalvia: Margaritiferidae, Unionidae) species distribution models. Prediction maps as tools for conservation. Hydrobiologia 735: 81–94.

Prytz, Å. 1995. Elveperlemusling i Nord-Trøndelag. Status pr. 1995. – Fylkesmannen i Nord-Trøndelag. Miljøvernavdelingen. Upublisert database over funn av elvemusling. 15 s.

QGIS Developmental Team. 2018. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation. http://qgis.osegeo.org.

Quinlan, E., Gibbins, C., Malcolm, I., Batalla, R., Vericat, D. & Hastie, L. 2015. A review of the physical habitat requirements and research priorities needed to underpin conservation of the endangered freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera*. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 25: 107-124.

R Development Core Team. 2017. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing.

Raithel, C.J. & Hartenstine, R.H. 2006. The status of freshwater mussels in Rhode Island. Northeastern Naturlaist 13: 103-116.

Reid, N., Keys, A., Preston, J.S., Moorkens, E., Roberts, D. & Wilson, C.D. 2013. Conservation status and reproduction of the critically endangered freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) in Northern Ireland. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 23: 571–581.

Reis, J. 2003. The freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera* (L.)) (Bivalvia, Unionoida) rediscovered in Portugal and threats to its survival. Biological Conservation 114: 447–452.

Røisli, M. 1996. Elveperlemusling i Øvre Eiker. – Miljøvernkontoret, Øvre Eiker kommune. Rapport 1996-2: 1-18.

Salonen, J. 2016. The role of salmonid fishes in conservation of the endangered freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*), Jyväskylä. **314**.

Salonen, J.K., Marjomäki, T.J. & Taskinen, J. 2016. An alien fish threatens an endangered parasitic bivalve. The relationship between brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) in northern Europe. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 26: 1130-1144.

Salonen, J.K., Luhta, P.-L., Moilanen, E., Oulasvirta, P., Turunen, J. & Taskinen, J. 2017. Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) differ in their suitability as hosts for the endangered freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) in northern Fennoscandian rivers. Freshwater Biology 62: 1346–1358.

Sandaas, K. 2008. Rekruttering hos elvemusling *Margaritifera margaritifera* i Sørkedalselva, Oslo kommune 1995-2007. – Fylkesmannen i Oslo og Akershus. Miljøvernavdelingen. Rapport 1-2008. 28 s.

Sandaas, K. & Enerud, J. 1996. Elvemusling *Margaritifera margaritifera* i Sørkedalselva, Oslo kommune 1995. Utbredelse og bestandsstatus. - Oslo kommune, Etat for miljørettet helsevern og næringsmiddeltilsyn. Rapport 1996-32. 20 s.

Sandaas, K. & Enerud, J. 1998. Elvemusling *Margaritifera margaritifera* i Sørkedalselva, Oslo kommune 1995-1998. Utbredelse og bestandsstatus. - Oslo kommune, Etat for miljørettet helsevern og næringsmiddeltilsyn. Rapport 1998-12. 32 s.

Skinner, A., Young, M.R. & Hastie, L.C. 2003. Ecology of the freshwater pearl mussel. Conserving Natura Rivers Ecology Series No. 2. English Nature, Peterborough, England.

Sousa, R., Amorim, A., Froufe, E., Varandas, S., Teixeira, A. & Lopes-Lima, M. 2015. Conservation status of the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* in Portugal. Limnologica 50: 4-10.

Spezia, L., Cooksley, S.L., Brewer, M.J., Donnelly, D. & Tree, A. 2014a. Mapping species distributions in one dimension by non-homogeneous hidden Markov models: the case of freshwater pearl mussels in the River Dee. Environmental Ecology Statistics 21: 487–505.

Spezia, L., Cooksley, S.L., Brewer, M.J., Donnelly, D. & Tree, A. 2014b. Modelling species abundance in a river by negative binomial hidden Markov models. Computational Statistics and Data Analysis 71: 599-614.

Spring Rivers 2007. Reproductive timing of freshwater mussels and potential impacts of pulsed flows on reproductive success. California Energy Commission, PIER Energy-Related Environmental Research Program. CEC-500-2007-097.

Sternecker, K. & Geist, J. 2010. The effects of stream substratum composition on the emergence of salmonid fry. Ecology of Freshwater Fish 19: 537-544.

Sternecker, K., Cowley, D.E. & Geist, J. 2013b. Factors influencing the success of salmonid egg development in river substratum. Ecology of Freshwater Fish 22: 322-333.

Sternecker, K., Wild, R. & Geist, J. 2013a. Effects of substratum restoration on salmonid habitat quality in a subalpine stream. Environmental Biology of Fishes 96: 1341-1351.

Sternecker, K., Denic, M. & Geist, J. 2014. Timing matters. Species-specific interactions between spawning time, substrate quality, and recruitment success in three salmonid species. Ecology and Evolution 4: 2749-2758.

Stone, J., Barndt, S. & Gangloff, M. 2004. Spatial distribution and habitat use of the western pearlshell mussel (*Margaritifera falcata*) in a western Washington stream. Journal of Freshwater Ecology 19: 341-352.

Sundt-Hansen, L.E., Hedger, R.D., Ugedal, O., Diserud, O.H., Finstad, A.G., Sauterleute, J.F., Tøfte, L., Alfredsen, K. & Forseth, T. 2018. Modelling climate change effects on Atlantic salmon. Implications for mitigation in regulated rivers. Science of the Total Environment 631-632: 1005-1017.

Söderberg, H. 1998. Undersökningtyp: Övervakning av flodpärlmussla. Bilaga 2 i Eriksson, M.O.G., Henrikson, L. & Söderberg, H., red. Flodpärlmusslan i Sverige. Naturvårdsverket Rapport 4887. 138 s.

Söderberg, H., Norrgrann, O., Törnblom, J., Andersson, K., Henrikson, L. & Degerman, E. 2008. Vilka faktorer ger svaga bestånd av flodpärlmussla? En studie av 111 vattendrag i Västernorrland. Länsstyrelsen Västernorrland, Kultur- och Naturavdelningen, Rapport 8-2008.

Sørensen, J. (red.) 2013. Vannkraftkonsesjoner som kan revideres innen 2022. Nasjonal gjennomgang og forslag til prioritering. – NVE Rapport 2013-49. Norges Vassdrags- og Energidirektorat.

Taeubert, J.-E. & Geist, J. 2017. The telationship between the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) and its hosts. Biology Bulletin 44: 67-73.

Taeubert, J.-E., Denic, M., Gum, B., Lange, M. & Geist, J. 2010. Suitability of different salmonid strains as hosts for the endangered freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera* L.). Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 20: 728-734.

Tamario, C. & Degerman, E. 2017. Flodpärlmusslan i landskapet. Spatiala faktorers inverkan på utbredning och rekrytering. Aqua reports 2017:14.

Tarr, E.C. 2008. The population structure and habitat requirements of the freshwater pearl mussel, *Margaritifera margaritifera*, in Scotland. Ph.D. Thesis, University of Aberdeen, Aberdeen, Scotland.

Thomas, M. 2015. The hydrochemistry of the hyporheic zone. Assessing ecotone properties for juvenile freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera* L.) survival in the River Esk, NE England. MSc Thesis, Durham University, Durham, England.

Toy, K. 1998. Growth, Reproduction and Habitat Preference of the Freshwater Mussel *Margaritifera margaritifera falcata* in Western Washington. University of Washington, Seattle, Washington, USA. 168 pp.

Ugedal, O., Pulg, U., Skoglund, H., Charmasson, J., Espedal, E.O, Jensås, J.G., Stranzl, S., Harby, A. & Forseth, T. 2019. Sjøaure og laks i Aurlandsvassdraget 2009-2018. Reguleringseffekter, miljødesign og tiltak. NINA Rapport 1716. Norsk institutt for naturforskning.

Ulvholt, M. 2005. Bottensedimentets betydelse för flodpärlmusslans föryngring. En metodutveckling. Institutionen för Matematik och Naturvetenskap, Högskolan Kristianstad, Sverige.

Valovirta, I. 1995. Modelling the occurrence of the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* (L.) by environmental data. Pp. 535-537 in: Guerra, A., Rolan, E. & Rocha, F. (Eds.) 1995. Abstracts from the 12 th International Malacological Congress, Vigo, Spain.

Vannote, R.L. & Minshall, G.W. 1982. Fluvial processes and local lithology controlling abundance, structure, and composition of mussel beds. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 79: 4103-4107.

Varandas, S., Lopes-Lima, M., Teixeira, A., Hinzmann, M., Reis, J., Cortes, R., Machado, J. & Sousa, R. 2013. Ecology of southern European pearl mussels (*Margaritifera margaritifera*). First record of two new populations on the rivers Terva and Beça (Portugal). Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 23: 374–389.

Veselov, A.E. & Zyuganov, V.V. 2016. Influence of the eastern invader pink salmon (*Oncorhynchus gorbusha*) on the ecosystem pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) – Atlantic salmon (*Salmo salar* L) in the Varzuga and Kere't rivers of the White Sea basin. Success of Modern Science and Education.

Veselov, A.E., Ieshko, E.P., Zotin, A., Efremov, D.A., Ruch'ev, M.A. & Nemova, N.N. 2017. The ecology of the freshwater form of the Atlantic salmon *Salmo salar* L., the brown trout *Salmo trutta* L., and the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* L. in Syuskyuyanyoki River (Basin of Lake Ladoga). Biology Bulletin 44: 28–38.

Wacker, S., Larsen, B.M., Karlsson, S. & Hindar, K. 2019. Host specificity drives genetic structure in a freshwater mussel. Scientific Reports 9: 10409.

Wahlström, K. 2006. Sediment requirements for freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) recruitment. Karlstads Universitet 06:89.

Weber, M., Rinke, K., Hipsey, M.R. & Boehrer, B. 2017. Optimizing withdrawal from drinking water reservoirs to reduce downstream temperature pollution and reservoir hypoxia. Journal of Environmental Management 197: 96-105.

Weiseth, A. 1968. Selbu kommune. Drakstenvassdraget. - I: Jensen, K.W. (red.). Sportsfiskerens leksikon 2. Gyldendal Norsk Forlag, Oslo, s. 2326.

Wilson, C.D., Roberts, D. & Reid, N. 2011. Applying species distribution modelling to identify areas of high conservation value for endangered species. A case study using *Margaritifera margaritifera* (L.). Biological Conservation 144: 821-829.

Winser, H. 2015. Host-parasite interactions. The relationship between encystment load of the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) and genetic diversity of its host (*Salmo trutta*). Report, Faculty of Health, Science and Technology, Karlstad University, Sweden.

Young, M.R. 2005. A literature review of the water quality requirements of the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) and related freshwater bivalves. Scottish Natural Heritage Commissioned Report No. 084.

Young, M.R., Cosgrove, P.J. & Hastie, L.C. 2001. The extent of, and causes for, the decline of a highly threatened naiad. *Margaritifera margaritifera*. Pp. 337-357 in: Bauer, G. & Wachtler, K. (Eds.) 2001. Ecology and Evolutionary Biology of the Freshwater Mussels Unionoidea. Springer-Verlag, Berlin, Germany.

Ziuganov, V., Zotin, A., Nezlin, L. & Tretiakov, V. 1994. The Freshwater Pearl Mussels and Their Relationships with Salmonid Fish. VNIRO Publishing House, Moskva, Russland. 104 pp.

Øien, D.-I., Lyngstad, A. & Moen, A. 2015. Rikmyr i Norge. Kunnskapsstatus og innspill til faggrunnlag. NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2015-1.

Økland, J. & Økland, K.A. 1998. Samling/kartotek over opplysninger om elvemusling samlet av J. Økland og K. A. Økland. Universitetet i Oslo. Arkivert hos Bjørn Mejdell Larsen, Norsk institutt for naturforsking.

Östergren, J. & Nilsson, J. 2012. Importance of life-history and landscape characteristics for genetic structure and genetic diversity of brown trout (*Salmo trutta* L.). Ecology of Freshwater Fish 21: 119–133.

Österling, M.E. 2006. Ecology of freshwater mussels in disturbed environments. Ph.D. thesis, Karlstad University Studies No. 2006:53.

Österling, E.M. 2015. Influence of host fish age on a mussel parasite differs among rivers: Implications for conservation. Limnologica 50: 75-79.

Österling, M.E. & Högberg, J.-O. 2014. The impact of land use on the mussel *Margaritifera margaritifera* and its host fish *Salmo trutta*. Hydrobiologia 735: 213–220.

Österling, E.M. & Larsen, B.M. 2013. Impact of origin and condition of host fish (*Salmo trutta*) on parasitic larvae of *Margaritifera margaritifera*. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 23: 564-570.

Österling, E.M. & Söderberg, H. 2015. Sea-trout habitat fragmentation affects threatened freshwater pearl mussel. Biological Conservation 186: 197-203.

Österling, E.M. & Wengström, N. 2015. Test of the host fish species of an unionoid mussel. A comparison between natural and artificial encystment. Limnologica 50: 80-83.

Österling, M.E., Greenberg, L.A. & Arvidsson, B.L. 2008. Relationship of biotic and abiotic factors to recruitment patterns in *Margaritifera margaritifera*. Biological Conservation 141: 1365–1370.

Österling, M.E., Arvidsson, B.L. & Greenberg, L.A. 2010. Habitat degredation and the decline of the threatened mussel *Margaritifera margaritifera*. Influence of turbidity and sedimentation on the mussel and its host. Journal of Applied Ecology 47: 759-768.

7 Vedlegg

Vedlegg 1. Elvemuslinglokaliteter som inngår i stasjonsmodellen

Tabell 1.1. *Oversikt over lokalitetene som er inkludert i stasjonsmodellen. Tabellen gir oversikt over geografisk lokalisering, antall stasjoner innen lokaliteten som ble inkludert i modellen og de viktigste referansene når det gjelder elvemuslingdata for lokalitetene.*

Fylke	Kommune	Lokalitet	Antall stasjoner	Referanse
Østfold	Halden	1. Enningdalselva	16	Larsen & Karlsen 2010, Larsen & Karlsson 2016
	Hobøl	2. Hobølelva	13	Karlsen 2009, Hage 2011
Oslo	Oslo/Bærum	3. Sørkedalselva	13	Larsen et al. 2008a, Sandaas 2008
Akershus	Nittedal	4. Nitelva	6	Sandaas & Enerud 2012, Sandaas & Enerud 2016
	Nes	5. Kampåa	5	Sandaas et al. 2011, Sandaas & Enerud 2018a
	Nannestad/Lunner	6. Leira	8	Sandaas & Enerud 2010, Sandaas & Enerud 2018b
Oppland	Vestre Toten	7. Hunnselva	12	Larsen & Berger 2009
	Sør-Aurdal/Nord-Aurdal	8. Begna	20	Larsen 2000b, Larsen 2010
	Nordre Land	9. Etna	17	Høitomt 2010, Larsen 2000a
Buskerud	Øvre Eiker	10. Bingselva	7	Larsen et al. 2002
	Øvre Eiker	11. Hoenselva	10	Larsen & Berger 2009
	Sigdal	12. Simoa	21	Larsen et al. 2007, Larsen 2019
	Ringerike	13. Sogna	8	Larsen 2017
	Røyken	14. Kjoselva	11	Larsen 2006
	Røyken	15. Åroselva	12	Larsen 2006, Sandaas & Enerud 2015
Aust-Agder	Arendal	16. Lilleelv	6	Larsen & Simonsen 2008
	Tvedestrand	17. Storelva (Vegår)	10	Larsen & Magerøy 2016
Rogaland	Hå/Bjerkreim	18. Ogna	12	Larsen 2018
	Hå/Time	19. Hååna	16	Larsen & Berger 2010
	Klepp/Sandnes/Time	20. Figgjo	25	Ledje 1996, Larsen 2009
Hordaland	Os/Bergen	21. Oselva	15	Larsen et al. 2014
Sogn og Fjordane	Selje	22. Storelva	6	Larsen & Kålås 2011, Kålås 2018
Møre og Romsdal	Sykkylven	23. Aureelva	10	Hjortdal 2000
Trøndelag	Hitra	24. Grytelva	7	Larsen & Saksgård 2010
	Stjørdal	25. Hofstadelva	7	Larsen 1997, Kjærstad et al. 2011
	Stjørdal	26. Gråelvavassdraget	14	Larsen 2008a, Larsen et al. 2008b
	Levanger	27. Fossingelva	5	Berger et al. 2006
	Steinkjer/Verdal	28. Figga	16	Bakken & Barstad 2000, Larsen et al. 2000, Larsen et al. 2011, Larsen & Saksgård 2013
	Steinkjer	29. Ogna	22	Larsen et al. 2000, Larsen et al. 2011, Larsen & Saksgård 2013, Larsen 2008b
	Namsos/Namdalseid	30. Aursunda	13	Larsen & Berger 2004, Larsen & Saksgård 2011
Nordland	Dønna	31. Hestadelva	11	Larsen & Berger 2007, Larsen & Bjerland 2012
	Andøy	32. Åelva	12	Larsen & Berger 2014
Finnmark	Sør-Varanger	33. Skjellbekken	12	Larsen & Aspholm 2011
	Sør-Varanger	34. Grakojohka	7	Larsen & Aspholm 2011, B.M.Larsen upubl. mat.
	Sør-Varanger	35. Karpelva	18	Larsen & Aspholm 2016
Sum antall		35	423	

Referanser

Bakken, J. & Barstad, D.V. 2000. Utbredelse, bestandsstatus og reproduksjon hos elvemusling, *Margaritifera margaritifera*, i Figga. Kandidatoppgave, Høgskolen i Nord-Trøndelag, Steinkjer, Nord-Trøndelag.

Berger, H.M., Lehn, L.O. & Skjøstad, M.B. 2006. Elvemuslingen i Fossingelva i Levanger kommune. Tilstand. Utbredelse. Lengdefordeling. Tetthet. Rekruttering. feltBIO Rapport 3-2006.

Hage, M. 2011. Elvemusling *Margaritifera margaritifera* i Hobølelva, Østfold. Utbredelse og bestandsstatus. Triturus Zoologisk Rapport 2011-2.

Hjortdal, J. 2000. Førekomsten av elvemusling (*Margaritifera margaritifera*) i Aureelva, Sykkylven. Sykkyleven Vgs., Rapport.

Høitomt, G. 2010. Elvemusling 2009. Oppsummering av feltaktivitet og informasjonsarbeid. Kistefoss Skogtjenester, Notat.

Karlsen, L.R. 2009. Rapport fra telling av elvemusling (*Margaritifera margaritifera*) i den øvre delen av Hobølelva, Hobøl kommune de 23. juni 2009. Rapport.

Kjærstad, G., Bergan, M.A., Hassel, K., Thingstad, P.G., Aanes, K.J. & Arnekleiv, J.V. 2011. Biologiske og vannkjemiske undersøkelser i forbindelse med planlagt rassikring av Hofstadelva, Stjørdal. NTNU Vitenskapsmuseet Zoologisk Notat 2011, 7.

Kålås, S. 2018. Undersøkingar i Dalsbøvassdraget 2018 med tanke på rehabilitering av bestanden av elvemusling. Rådgivende Biologer Rapport 2767.

Larsen, B.M. 1997. Forekomst av elvemusling, *Margaritifera margaritifera*, i Hofstadelva i Stjørdal, Nord-Trøndelag. NINA Oppdragsmelding 463. Norsk insitutt for naturforskning.

Larsen, B.M. 2000a. Utbredelse og bestandsstatus for elvemusling *Margaritifera margaritifera* i Dokka/Etna, Oppland. Fylkesmannen i Oppland, Miljøvernavdeling, Rapport 4-2000.

Larsen, B.M. 2000b. Utbredelse og bestandsstatus for elvemusling *Margaritifera margaritifera* i Begna, Oppland. Fylkesmannen i Oppland, Miljøvernavdelingen, Rapport 5-2000.

Larsen, B.M. 2006. Elvemusling *Margaritifera margaritifera* i Hurum og Røyken kommuner med hovedvekt på forekomsten i Årosvassdraget, Buskerud. NINA Rapport 148. Norsk institutt for naturforskning.

Larsen, B.M. 2008a. Elvemusling i Borråselva og Brekkelva, Nord-Trøndelag. Undersøkelser og bedømmelse av skadeomfang etter anleggsarbeid i 2008. NINA Minirapport 243. Norsk institutt for naturforskning.

Larsen, B.M. 2008b. Overvåking av elvemusling i Ogna, Steinkjervassdraget i forbindelse med kjemisk behandling for å fjerne *Gyrodactylus salaris* fra vassdraget i 2006 og 2007. NINA Rapport 352. Norsk institutt for naturforskning.

Larsen, B.M. 2009. Karlegging av elvemusling i Figgjovassdraget, Rogaland. Utbredelse og bestandsstatus. NINA Minirapport 274. Norsk institutt for naturforskning.

Larsen, B.M. 2010. Elvemusling i Begna. Befaringsundersøkelse i forbindelse med konsesjonssøkand for Kvennfossen kraftverk. NINA Minirapport 299. Norsk institutt for naturforskning.

Larsen, B.M. 2017. Elvemusling i Sogna, Buskerud. Etterundersøkelser i forbindelse med utbygging av Rv 7 på strekningen Ramsrud - Kjeldsbergsvingene. NINA Rapport 1423. Norsk institutt for naturforskning.

Larsen, B.M. 2018. Overvåking av elvemusling i Ogna, Rogaland. Tiltaksovervåking kalking 2017–2018. NINA Rapport 1582. Norsk institutt for naturforskning.

Larsen, B.M. 2019. Elvemusling i Simoa, Buskerud. Årsrapport for 2017 og en oppsummering fra tidligere undersøkelser i vassdraget. NINA Rapport 1645. Norsk institutt for naturforskning.

Larsen, B.M. & Aspholm, P.E. 2011. Overvåking av elvemusling i Norge. Årsrapport 2010. Skjellbekken, Finnmark. NINA Rapport 729. Norsk institutt for naturforskning.

Larsen, B.M. & Aspholm, P.E. 2016. Overvåking av elvemusling i Norge. Årsrapport 2015. Karpelva, Finnmark. NINA Rapport 1240. Norsk institutt for naturforskning.

Larsen, B.M. & Berger, H.M. 2004. Aursunda, Nord-Trøndelag (vassdragsnr. 138.5Z). S. 22-33 i: Larsen, B.M. (red.) 2004. Overvåking av elvemusling *Margaritifera margaritifera* i Norge. Årsrapport 2002. NINA Oppdragsmelding 824. Norsk institutt for naturforskning.

Larsen, B.M. & Berger, H.M. 2007. Hestadelva, Nordland (vassdragsnr. kystfelt 154.2Z). S.28-39 i: Larsen, B.M. (red.) 2007. Overvåking av elvemusling *Margaritifera margaritifera* i Norge. Årsrapport 2004. NINA Rapport 254. Norsk institutt for naturforskning.

Larsen, B.M. & Berger, H.M. 2009. Overvåking av elvemusling i Norge. Årsrapport for 2008. Hunnselva, Oppland. NINA Rapport 443. Norsk institutt for naturforskning.

Larsen, B.M. & Berger, H.M. 2009. Overvåking av elvemusling i Norge. Årsrapport for 2008. Hoenselva, Buskerud. NINA Rapport 454. Norsk institutt for naturforskning.

Larsen, B.M. & Berger, H.M. 2010. Overvåking av elvemusling i Norge. Årsrapport for 2008. Håelva, Rogaland. NINA Rapport 565. Norsk institutt for naturforskning.

Larsen, B.M. & Berger, H.M. 2014. Overvåking av elvemusling i Norge. Årsrapport 2013. Åelva, Nordland. NINA Rapport 1082. Norsk institutt for naturforskning.

Larsen, B.M. & Bjerland, J.M. 2012. Overvåking av elvemusling i Norge. Årsrapport 2011. Hestadelva, Nordland. NINA Rapport 871. Norsk institutt for naturforskning.

Larsen, B.M. & Karlsen, L.R. 2010. Overvåking av elvemusling i Norge. Årsrapport for 2008. Enningdalselva, Østfold. NINA Rapport 566. Norsk insitutt for naturforskning.

Larsen, B.M. & Karlsson, S. 2016. Elvemusling i Enningdalselva, Østfold. Overvåking av muslingbestanden ved Holtet i 2015. NINA Rapport 1283. Norsk insitutt for naturforskning.

Larsen, B.M. & Kålås, S. 2011. Karlegging av elvemusling og foreslåtte tiltak for å opprettholde bestanden i Dalsbøvassdraget, Sogn og Fjordane. NINA Minirapport 319. Norsk institutt for naturforskning.

Larsen, B.M. & Magerøy, J.H. 2016. Elvemusling i Storelva (Vegårvassdraget), Aust-Agder. NINA Rapport. Norsk institutt for naturforskning.

Larsen, B.M. & Saksgård, R. 2010. Overvåking av elvemusling i Norge. Årsrapport 2009. Grytelvvassdraget, Sør-Trøndelag. NINA Rapport 581. Norsk institutt for naturforskning.

Larsen, B.M. & Saksgård, R. 2011. Overvåking av elvemusling i Norge. Årsrapport 2010. Aursunda, Nord-Trøndelag. NINA Rapport 718. Norsk institutt for naturforskning.

Larsen, B.M. & Saksgård, R. 2013. Reetablering av elvemusling i Figga og Ogna, Nord-Trøndelag. Forsøk med utsetting av laksyngel i 2011. NINA Minirapport 424. Norsk institutt for naturforskning.

Larsen, B.M. & Simonsen, J.H. 2008. Lilleelv, Aust-Agder (vassdragsnr. 019.A1Z). S. 9-19 i: Larsen, B.M. (red.) 2008. Overvåking av elvemusling i Norge. Årsrapport for 2006 og 2007. NINA Rapport 417. Norsk institutt for naturforskning.

Larsen, B.M., Hårsaker, K., Bakken, J. & Barstad, D.V. 2000. Elvemusling *Margaritifera margaritifera* i Steinkjervassdraget og Figga, Nord-Trøndelag. Forundersøkelse i forbindelse med planlagt rotenonbehandling. NINA Fagrapport 039. Norsk institutt for naturforskning.

Larsen, B.M., Eken, M. & Hårsaker, K. 2002. Eivemusling *Margaritifera margaritifera* og fiskeutsettinger i Hoenselva og Bingselva, Buskerud. NINA Fagrapport 56. Norsk institutt for naturforskning.

Larsen, B.M., Eken, M., Tysse, Å. & Engen, Ø. 2007. Overvåking av elvemusling i Simoa, Buskerud. Statusrapport 2006. NINA Rapport 314. Norsk institutt for naturforskning.

Larsen, B.M., Sandaas, K., Enerud, J. & Magerøy, J. 2008a. Sørkedalselva, Oslo/Akershus (vassdragsnr. 007.Z). S. 21-38 i: Larsen, B.M. (red.) 2008. Overvåking av elvemusling i Norge. Årsrapport for 2006 og 2007. NINA Rapport 417. Norsk institutt for naturforskning.

Larsen, B.M., Berger, H.M. & Julien, K. 2008b. Borråselva i Gråelvvassdraget, Nord-Trøndelag (vassdragsnr. 124.2Z). S. 39-54 i: Larsen, B.M. (red.) 2008. Overvåking av elvemusling i Norge. Årsrapport for 2006 og 2007. NINA Rapport 417. Norsk institutt for naturforskning.

Larsen, B.M., Dunca, E., Karlsson, S. & Saksgård, R. 2011. Elvemusling i Steinkjervassdragene. Status etter 30 år med *Gyrodactylus salaris* og flere forsøk på å utrydde lakseparasitten i Ogna og Figga, Nord-Trøndelag. NINA Rapport 730. Norsk institutt for naturforskning.

Larsen, B.M., Saksgård, R. & Magerøy, J. 2014. Overvåking av elvemusling i Norge. Årsrapport 2012. Oselva, Hordaland. NINA Rapport 1061. Norsk institutt for naturforskning.

Ledje, U.P. 1996. Kartlegging av utbredelse av elvemuling (*M. magaritifera*) i Rogaland, 1995. Del 2. Resultater fra feltarbeid. Rogaland Consultants Rapport.

Sandaas, K. 2008. Rekruttering hos elvemusling *Margaritifera margaritifera* i Sørkedalselva, Oslo kommune 1995 – 2007. Fylkesmannen i Oslo og Akershus, Miljøvernavdelingen, Rapport 1-2008.

Sandaas, K. & Enerud, J. 2010. Elvemusling i Leira 1998-2009, Nannestad kommune i Akershus og Lunner kommune i Oppland. Fylkesmannen i Oslo og Akershus, Miljøvernavdelingen, Rapport 3/2010.

Sandaas, K. & Enerud, J. 2012. Elvemusling i Nitelva 1998 - 2012, Nittedal kommune, Akershus 2012. Naturfaglige Konsulenttjenester & Fisk- og Miljøundersøkelser, Rapport.

Sandaas, K. & Enerud, J. 2015. Elvemusling *Margaritifera margaritifera* i Åroselva, Røyken kommune, Buskerud fylke 2015. Naturfaglige Konsulenttjenester & Fisk- og Miljøundersøkelser, Rapport.

Sandaas, K. & Enerud, J. 2016. Kartlegging av elvemusling i Nitelva ved Rotnes og Slattum og i nedre del av Ørfiskebekken, Nittedal kommune, Akershus 2016. Naturfaglige Konsulenttjenester & Fisk- og Miljøundersøkelser, Rapport.

Sandaas, K. & Enerud, J. 2018a. Rekruttering hos elvemusling *Margaritifera margaritifera* i Kampåa 2008-2016, Nes kommune, Akershus fylke. Naturfaglige Konsulenttjenester & Fisk- og Miljøunder-søkelser, Rapport.

Sandaas, K. & Enerud, J. 2018b. Utbredelse og bestandsstatus hos elvemusling *Margaritifera margaritifera* i Leiravassdraget 2018, Lunner kommune, Oppland fylke. Naturfaglige Konsulenttjenester & Fisk- og Miljøundersøkelser, Rapport.

Sandaas, K., Enerud, J. & Wivestad, T. 2011. Elvemusling i Kampåa, Nes kommune i Akershus 2008-2010. Fylkesmannen i Oslo og Akershus, Miljøvernavdelingen, Rapport x/2011.

Vedlegg 2. Forklaring av prediktorvarablene

- **Andel myr** [%]: Arealet av myr i nedbørfeltet angitt som andel (%) av det totale nedbørfeltet.
- **Andel jordbruk** [%]: Arealet av dyrket mark i nedbørfeltet angitt som andel (%) av det totale nedbørfeltet.
- **Effektivt andel innsjø** [%]: Arealet av innsjøene i et nedbørfelt vektes avhengig av hvor stor andel av feltet som drenerer til sjøen. Vektene summeres for alle innsjøene.
- **Temperaturnormal sommer** [°C]: Middeltemperatur luft i sommersesongen (1. mai–30. september) angitt i grader Celsius (°C).
- **Nedbørnormal sommer** [mm]: Midlere nedbør i sommersesongen (1. mai–30. september) angitt i millimeter (mm).
- **Elvegradient** (m/km) (log transformert): Tilsvarer helningen på elva. Elvegradienten er beregnet som høydeforskjellen mellom toppunkt og nederste observerte musling i nedbørfeltet delt på elvelengden (som er lengden av elva fra toppen til nederste observerte musling).
- **Snitt kalkinnhold** (gruppe 1-5): Informasjon om kalkinnhold er hentet fra berggrunnskart innenfor nedbørfelt med elvemusling. Kartpolygonene er gjort om til raster (50x50 m) og kalkinnhold er angitt som et vektet gjennomsnitt i forhold til hvor stort areal som forekommer av de fem definerte berggrunnsgruppene i nedbørfeltet. Kalkinnholdet i berggrunnen øker fra gruppe 1 til gruppe 5. Dette er et preliminært datasett som er klassifisert etter en geologisk vurdering av kalkholdighet og angir ikke nødvendigvis hva bergartene faktisk bidrar med av kalk, eller hvor stor avrenningen av kalk er til lokalitetene med elvemusling.

Hovedbergartene som til sammen utgjør mer enn 50 % av polygonene innenfor berggrunnsgruppe 1-5 i nedbørfelt med elvemusling er:

Gruppe 1: Kvartsitt (16,6 %), granitt (16,1 %), granittisk gneis (11,0 %) og sandstein (7,8 %) (= 51,5 %)
Gruppe 2: Glimmergneis (17,7 %), dioritt (15,3 %), monzodioritt (14,4 %) og ryodacitt (11,6 %) (= 59,0 %)
Gruppe 3: Gabbro (24,0 %), amfibolitt (18,4 %) og leirstein (12,1 %) (= 54,5 %)
Gruppe 4: Fyllitt (30,4 %) og grønnstein (26,6 %) (= 57,0 %)
Gruppe 5: Kalkstein (54,9 %)

- **Gjennomsnittshøyde nedbørfelt** [moh.]: Tilsvarer høyden der 50 % av nedbørfeltet ligger lavere enn angitt høyde (H_{50}). «Start» (høyde 0) i nedbørfeltet er ved nederste observerte musling i vassdraget.
- **Avrenning** (mm/år) (= middelvannføring 1961-1990): Spesifikk avrenning beregnet fra NVEs avrenningskart for perioden 1961-1990.
- **Størrelse nedbørfelt** (km^2) (log transformert): Areal av nedbørfeltet ovenfor definert målepunkt i elva (nederste observerte musling).

Vedlegg 3. Variasjon i nedbørfeltvariabler mellom regioner

Det var stor variasjon i de ulike nedbørfeltvariablene mellom geografiske regioner. Lokaliteter med beliggenhet i de sørlige regionene hadde en lavere andel myr i nedbørfeltet (**figur 3.1A**) og en høyere normaltemperatur om sommeren (**figur 3.1B**). Variasjon i kalkinnhold i nedbørfelt, høyde på nedbørfelt og størrelse på nedbørfelt var derimot større innenfor regioner, med mindre variasjon mellom regionene (**figur 3.1C, figur 3.1D, figur 3.1E**).

Figur 3.1. *Andel myr (**A**), normaltemperatur i luft om sommeren (**B**), kalkinnhold (**C**), høyde nedbørfelt (**D**) og størrelse nedbørfelt (E) ved 329 elvemusling lokaliteter fordelt på Sørlandet (N=48), Østlandet (N=57), Vestlandet (N=21), Midt-Norge (N=136), Troms og Nordland (N=57) og Finnmark (N=10).*

Sammenhengen mellom nedbørfeltvariablene og rekruttering (**figur 3.2**), størrelse minste musling (**figur 3.3**) og tetthet (**figur 3.4**) innenfor Midt-Norge viste de samme overordnede effektene sammenlignet med resultatene for hele Norge som en helhet (**figur 13-15**).

***Figur 3.2**. Effekt av andel myr [%] (A) og sommer normaltemperatur [°C] (B) på tilstedeværelse av rekruttering (muslinger <50mm) ved 136 elvemuslinglokaliteter i Midt-Norge. Sirklene angir målinger, linjene angir trendlinjer basert på utjevnet gjennomsnitt. Disse trendlinjene er basert på verdiene som lå mellom 5- og 95-prosentilene.*

***Figur 3.3**. Effekt av andel myr [%] (A) og sommer normaltemperatur [°C] (Bpå størrelsen av minste musling påvist [mm] ved 136 elvemuslinglokaliteter i Midt-Norge. Sirklene angir målinger, linjene angir trendlinjer basert på utjevnet gjennomsnitt. Disse trendlinjene er basert på verdiene som lå mellom 5- og 95-prosentilene.*

***Figur 3.4**. Effekt av andel myr [%] (A) og normaltemperatur sommer [°C] (B) på tetthet av elvemusling [individ/m^2] ved 136 elvemuslinglokaliteter i Midt-Norge. Sirklene angir målinger, linjene angir trendlinjer basert på utjevnet gjennomsnitt. Disse trendlinjene er basert på verdiene som lå mellom 5- og 95-prosentilene.*

Vedlegg 4. Variasjon i nedbørfeltvariabler innen vassdragene i stasjonsmodellen

Det var generelt liten variasjon i nedbørfeltvariablene innen de 35 vassdragene (lokalitetene) som inngikk i stasjonsmodellen (**figur 4.1**). Andel jordbruk var variabelen med størst variasjon (**figur 4.1A**).

***Figur 4.1**. Variasjon i landskapsvariablene andel jordbruk [%] (A), nedbørnormal sommer [mm] (B), avrenning [mm/år] (C), andel myr [%] og andel innsjø [%] (E) innenfor vassdrag (**se vedlegg 1**) inkludert i stasjonsmodellene.*

www.nina.no

1744

NINA Rapport

Norsk institutt for naturforskning, NINA,
er en uavhengig stiftelse som forsker på natur og samspillet natur–samfunn.

NINA ble etablert i 1988. Hovedkontoret er i Trondheim, med avdelingskontorer i Tromsø, Lillehammer, Bergen og Oslo. I tillegg driver NINA Sæterfjellet avlsstasjon for fjellrev på Oppdal, og forskningsstasjonen for vill laksefisk på Ims i Rogaland.

NINAs virksomhet omfatter både forskning og utredning, miljøovervåking, rådgivning og evaluering. NINA har stor bredde i kompetanse og erfaring med både naturvitere og samfunnsvitere i staben. Vi har kunnskap om artene, naturtypene, samfunnets bruk av naturen og sammenhenger med de store drivkreftene i naturen.

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-3499-3

Norsk institutt for naturforskning
NINA Hovedkontor
Postadresse: Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim
Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00, Telefaks: 73 80 14 01
E-post: firmapost@nina.no
Organisasjonsnummer 9500 37 687
http://www.nina.no

NINA

Samarbeid og kunnskap for framtidas miljøløsninger

NVE

Norges vassdrags- og energidirektorat

MIDDELTHUNS GATE 29
POSTBOKS 5091 MAJORSTUEN
0301 OSLO
TELEFON: (+47) 22 95 95 95

www.nve.no