

1895

NINA Rapport

Habitatundersøkelser for elvemusling i Brynjebekken

Forskjeller i rekruttering mellom kanalisert og naturlig del

Jon H. Magerøy, Sebastian Wacker, Kjell Sandaas & Jørn Enerud



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 engelsk, som NINA Report.

NINA Temahefte

Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. Heftene har vanligvis en populærvitenskapelig form med vekt på illustrasjoner. NINA Temahefte kan også utgis på engelsk, som NINA Special Report.

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 forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler og i populærfaglige bøker og tidsskrifter.

Habitatundersøkelser for elvemusling i Brynjebekken

Forskjeller i rekruttering mellom kanalisert og naturlig del

Jon H. Magerøy
Sebastian Wacker
Kjell Sandaas
Jørn Enerud

Magerøy, J.H., Wacker, S., Sandaas, K. & Enerud, J. 2021.
Habitatundersøkelser for elvemusling i Brynjobekken. Forskjeller i
rekruttering mellom kanalisert og naturlig del. NINA Rapport 1895.
Norsk institutt for naturforskning.

Oslo, januar 2021

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426- 4669-9

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Bjørn Mejdell Larsen

ANSVARLIG SIGNATUR

Assisterende forskningssjef Tor Atle Mo (sign.)

OPPDRAKSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Fylkesmannen i Rogaland (nå Statsforvalteren i Rogaland)

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Annette Fosså og Vegard Næss

FORSIDEBILDE

Nesten helt nedgravd elvemusling i Brynjobekken

© Jon H. Magerøy

NØKKELOD

Elvemusling (*Margaritifera margaritifera*) – rekruttering –
habitatstudie – vannndybde – redokspotensial – substrat – akvatisk
vegetasjon – vertsfisk (*Salmo trutta*) – tetthet av ungfisk –
vannkvalitet – Brynjobekken – Eigersund kommune – Rogaland

KEY WORDS

The freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) –
recruitment – habitat study – water depth – redox potential –
substrate – aquatic vegetation – host fish (*Salmo trutta*) – density
of juvenile fish – water quality – Brynjobekken Stream – Eigersund
Municipality – Rogaland County – Norway

KONTAKTOPPLYSNINGER

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

NINA Oslo
Sognsveien 68
0855 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., Sandaas, K. & Enerud, J. 2021. Habitatundersøkelser for elvemusling i Brynjobekken. Forskjeller i rekruttering mellom kanalisert og naturlig del. NINA Rapport 1895. Norsk institutt for naturforskning.

Elvemuslingbestanden i Brynjobekken er spesiell. Den nederste delen av bekken ble kanalisert for ca. 35 år siden, mens den øvre delen har bevart sitt naturlige preg. Normalt sett forventer man å finne høyere rekruttering av ungmuslinger i deler av vassdrag som er lite påvirket av menneskelig aktivitet, men kartlegging i 2019 viser at rekrutteringen er vesentlig høyere i den kanaliserte enn i den naturlige delen av bekken.

I 2020 ble bestanden i Brynjobekken undersøkt på nytt, for å identifisere de miljøvariablene som kunne forklare hvorfor rekrutteringen av elvemusling var bedre i den kanaliserte delen enn i den naturlige delen av bekken. Målet var å kunne bevare bestanden i bekken. I tillegg ønsket man å benytte lærdommen fra denne spesielle lokaliteten, til å forstå hvordan man kan ta vare på andre bestander av muslingen.

Resultatene fra 2019 og 2020 viser generelt sett de samme mønstrene, med høyest rekruttering av elvemusling i den kanaliserte delen av Brynjobekken. Til sammen viser undersøkelsene at bestanden i bekken er *livskraftig/levedyktig*. Lokaliteten har *svært god* økologisk status og er blant muslinglokalitetene med høyest verneverdi i Rogaland. Derfor er det svært viktig å ta vare på denne bestanden.

Undersøkelsene i 2020 viser at vanddybde er viktig for å forklare hvorfor rekrutteringen av elvemusling er høyest i den kanaliserte delen av Brynjobekken. Årsaken til dette er nok at dypere vann beskytter mot uttørking om sommeren og innfrysning om vinteren.

Tilgang på vertsfisk er også en mulig forklaring på forskjellen i rekruttering av elvemusling mellom de to delene av Brynjobekken, da det ikke ble funnet ungfisk av ørret i den naturlige delen. Årsaken til dette kan være at den naturlige delen av bekken er grunn med svært lite skjul for fisken, mens den kanaliserte delen er dypere med et plantesamfunn som gir bedre skjul. Uansett må tettheten av ungfisk undersøkes på nytt, for å vise om funnene er representative for bekken.

Forskjeller i redokspotensial, substratets grovhet, andel tilgjengelig substrat, vegetasjonsdekning eller vannkvalitet bidrar ikke direkte til å forklare forskjellen i rekruttering av elvemusling mellom de to delene av Brynjobekken. Likevel tyder redokspotensialet på at substratet er mer stabilt i den kanaliserte delen, noe som er fordelaktig for ungmuslinger. Det er mulig at høyere vegetasjonsdekning i denne delen bidrar til å stabilisere substratet.

Svarene på hvorfor rekrutteringen av elvemusling er vesentlig høyere i den kanaliserte enn i den naturlige delen av Brynjobekken er ikke så klare som vi hadde håpet. Likevel tyder resultatene på at vanddybde og, muligens tilgang på vertsfisk og substratets stabilitet forklarer forskjellen i rekruttering. At disse faktorene er viktige for rekruttering av muslingen, har blitt vist av noen av de få studiene som bidrar til å forklare forskjeller i habitatkvalitet for unge og voksne muslinger.

At rekrutteringen i Brynjobekken er høy, er overraskende. Vannkvaliteten, tettheten av vertsfisk i den naturlige delen og redokspotensialet i den kanaliserte delen tilsier at rekrutteringen i bekken ikke burde være høy nok til å opprettholde bestanden, men rekrutteringen er høyere enn nødvendig. Hvorfor det er tilfellet, er vanskelig å forklare, men substratet inneholdt veldig lite silt.

Jon H. Magerøy (jon.mageroy@nina.no), NINA, Sognsveien 68, 0855 Oslo. Sebastian Wacker (sebastian.wacker@nina.no), NINA, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim. Kjell Sandaas (kjell.sandaas@gmail.com), Naturfaglige konsulenttjenester, Øvre Solåsen 9, 1450 Nesoddtangen. Jørn Enerud (jorn.enerud@hotmail.com), Fisk og miljøundersøkelser, Øvre Båstad vei 36B, 1387 Asker.

Abstract

Magerøy, J.H., Wacker, S., Sandaas, K. & Enerud, J. 2021. Freshwater pearl mussel habitat in the Brynjobekken Stream. Differences in recruitment between the channelized and natural sections. NINA Report 1895. Norwegian Institute for Nature Research.

The freshwater pearl mussel population in the Brynjobekken Stream is special. The lower section of the stream was channelized ca. 35 years ago, while the upper section was not. Normally, one expects to find higher recruitment of juveniles in sections of watercourses that have little impact from human activities. However, a survey of the population in the stream in 2019 shows that the recruitment is substantially higher in the channelized than in the natural section of the stream.

In 2020 the population in Brynjobekken was studied again, to identify the environmental variables that could explain why recruitment of the mussel was higher in the channelized than the natural section of the stream. The aim was to be able to conserve the population in the stream. In addition, one wanted to use the lessons from this special location, to understand how one can conserve other populations of the mussel.

The results from 2019 and 2020 show the same general patterns, with the highest recruitment of the mussel in the channelized section of Brynjobekken. Overall, the results show that the population in the stream is *viable*. The location has *very good* ecological status and is among the mussel locations with the highest conservation value in Rogaland. Thus, it is very important to conserve the population.

The results from 2020 show that water depth is important for explaining why the recruitment of the mussel is highest in the channelized section of Brynjobekken. The reason for this is likely that deeper water protects against drought in the summer and freezing in the winter.

Host fish availability is likely also one reason for the difference in recruitment of the mussel in Brynjobekken, since no juvenile trout were found in the natural section. The reason for this may be that the natural section is shallow with very little cover for the fish, while the channelized section is deeper with an aquatic plant community that gives better cover. However, the density of trout has to be examined again, to confirm that our findings are representative for the stream.

Differences in redox potential, substrate coarseness, available habitat, aquatic vegetation cover or water quality do not, directly, help explain the difference in recruitment of the mussel in Brynjobekken. However, the redox potential indicates that the substrate is more stable in the channelized section, which is advantageous for juvenile mussels. It is possible that greater vegetation cover in this section contributes to stabilizing the substrate.

The answers to why recruitment of the mussel is much higher in the channelized than in the natural section of Brynjobekken is not as clear as we had hoped. However, the results indicate that water depth and, possibly, host fish availability and substrate stability explain the difference. That these factors are important for the recruitment of the mussel, has been shown by some of the few studies that have contributed to describe the habitat characteristics for juveniles.

That the recruitment is high in Brynjobekken is surprising. Water quality, host fish availability in the natural section and redox potential in the channelized section indicate that the recruitment in the stream should be insufficient to maintain the population, but the recruitment is more than sufficient. Why this is the case, is difficult to explain, but there was very little silt in the substrate.

Jon H. Magerøy (jon.mageroy@nina.no), NINA, Sognsveien 68, 0855 Oslo, Norway. Sebastian Wacker (sebastian.wacker@nina.no), NINA, P.O. Box 5685 Torgarden, 7485 Trondheim, Norway. Kjell Sandaas (kjell.sandaas@gmail.com), Natural Science Consulting, Øvre Solåsen 9, 1450 Nesoddtangen, Norway. Jørn Enerud (jorn.enerud@hotmail.com), Fish & Environmental Services, Øvre Båstad vei 36B, 1387 Asker, Norway.

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	4
Innhold	5
Forord	6
1 Innledning	7
2 Områdebeskrivelse	9
3 Metode og materiale	11
3.1 Elvemusling, vanndybde, substratkvalitet og vegetasjonsdekning.....	11
3.1.1 Forekomst av elvemusling.....	11
3.1.2 Vanndybde, substratkvalitet og vegetasjonsdekning.....	12
3.1.3 Statistisk analyse.....	16
3.2 Fiskeundersøkelser.....	16
3.3 Vannkvalitet.....	17
4 Resultater	18
4.1 Elvemusling, vanndybde, substratkvalitet og vegetasjonsdekning.....	18
4.1.1 Sammenstilling av elvemuslingdata fra 2019 og 2020.....	18
4.1.2 Sammenheng mellom rekruttering og habitatvariabler i transektene.....	18
4.2 Fiskeundersøkelser.....	23
4.3 Vannkvalitet.....	23
5 Oppsummering og diskusjon	26
5.1 Sammenstilling av elvemuslingdata fra 2019 og 2020.....	26
5.2 Sammenheng mellom rekruttering av elvemusling og miljøvariabler.....	27
5.3 Konklusjon.....	31
6 Referanser	33
7 Vedlegg	37
7.1 Undersøkelser av elvemusling og habitatvariabler i transektene.....	37
7.2 Stasjonsfoto.....	38
7.3 Undersøkelser av fisketetthet.....	39
7.4 Undersøkelser av vannkvalitet.....	40
7.5 Bestandsdata for Brynjobekken.....	41

Forord

I 2019 gjennomførte Kjell Sandaas og Jørn Enerud overvåking av elvemuslingbestanden i Brynjobekken. De fant høye tettheter og god rekruttering av musling i bekken, men rekrutteringen av ungmuslinger var høyest i den kanaliserte delen av bekken. Dette er overraskende, siden menneskelig påvirkning, inkludert morfologiske inngrep i våre vassdrag, er regnet som negativt for elvemusling.

I 2020 søkte NINA om tiltaksmidler for truede arter fra Miljødirektoratet, gjennom Fylkesmannen i Rogaland (nå Statsforvalteren i Rogaland), for å gjennomføre oppfølgende undersøkelser av habitatforholdene for elvemusling i Brynjobekken. Målet med prosjektet var å øke forståelsen av hvorfor rekrutteringen av ungmuslinger var høyere i den kanaliserte enn i den naturlige delen av bekken. En slik forståelse er viktig for å kunne forvalte muslingbestanden i bekken, men kan også bidra til en bedre forvaltningen av elvemusling i andre vassdrag.

Vi ønsker å takke Annette Fosså og Vegard Næss hos Fylkesmannen i Rogaland for godt samarbeid gjennom henholdsvis planlegging og oppfølgingen av prosjektet. I tillegg ønsker vi å takke Trine Salvesen Røyneberg, vannområdekoordinator i Dalane, som bidro med å ta vannprøvene i bekken. Hos NINA vil vi takke Espen Holthe, som gjennomførte tetthetsfisket og samlet inn fisk til infesteringsundersøkelser, og Randi Saksgård, som bearbeidet materialet på laboratoriet.

15.01.2021, Jon H. Magerøy

1 Innledning

I Norge har elvemuslingen gått sterkt tilbake i enkelte områder og den har dødd ut i flere vassdrag (ca. 25 % av de historisk kjente lokalitetene). I tillegg ser det ut til at rekrutteringen er for lav til å opprettholde bestanden ved ca. halvparten av de gjenværende lokalitetene (Larsen & Magerøy 2019a). Dette har ført til at elvemuslingen er kategorisert som sårbar på den norske rødlisten både i 2010 og 2015 (Henriksen & Hilmo 2015, Kålås et al. 2010). 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 (Larsen 2018), der det er gitt forslag til tiltak for hvordan arten skal bevares.

I Rogaland er situasjonen noe verre enn den overordnede situasjonen i Norge. Elvemuslingen har forsvunnet fra ca. én tredel av de kjente historiske lokalitetene. I tillegg er det bare funnet rekruttering av elvemusling ved ca. én tredel av de nåværende lokalitetene i fylket (Larsen & Magerøy 2019a). Det betyr at muslingen står i fare for å forsvinne fra ca. to tredeler av de nåværende lokalitetene i fylket, hvis ikke noe gjøres for å bedre situasjonen. Dermed er det svært viktig å evaluere statusen til og truslene mot de nåværende bestandene av elvemusling i Rogaland. Dette vil legge grunnlaget for å evaluere hvilke tiltak som er nødvendige for å ta vare på de gjenværende bestandene.

Nederste del av Brynjobekken ble undersøkt første gang i 2007 (Elnan 2008). Da ble det funnet 16 muslinger som varierte i lengde fra 30 til 55 mm. Det ble også vist at ørret er vertsfisk for muslingen. I 2012 ble det funnet ca. 200 muslinger i bekken, men muslingene ble ikke lengdemålt (Tengs 2013). Basert på disse funnene ble store deler av bekken undersøkt i 2019 (Sandaas & Enerud 2020). Øvre del av bekken består av et naturlig bekkeløp. Der ble det funnet store tettheter av eldre muslinger, med et godt innslag av yngre muslinger. Nedre del av bekken har blitt senket og kanalisert for ca. 35 år siden (Hallgeir Klungland pers. med.). Likevel var tetthetene av musling også store der. Denne delen av bestanden bestod nesten bare av yngre muslinger. Dermed tyder funnene på at bestanden har blitt utryddet i nedre del, sannsynligvis i forbindelse med senkningen og kanaliseringen av denne delen av bekken, men at det etter den tid har vært stor nyrekruttering av muslinger. I den øvre naturlige delen av bekken har bestanden overlevd, men rekrutteringen er dårligere i denne delen sammenlignet med den kanaliserte delen. Det betyr likevel ikke at rekrutteringen er dårlig i noen del av bekken i et bevaringsøyemed. Sandaas & Enerud (2020) klassifiserte begge delene av bekken til å være *svært verneverdige*, basert på en evalueringsmetode for verneverdi som har blitt brukt i Norge (Larsen 2017).

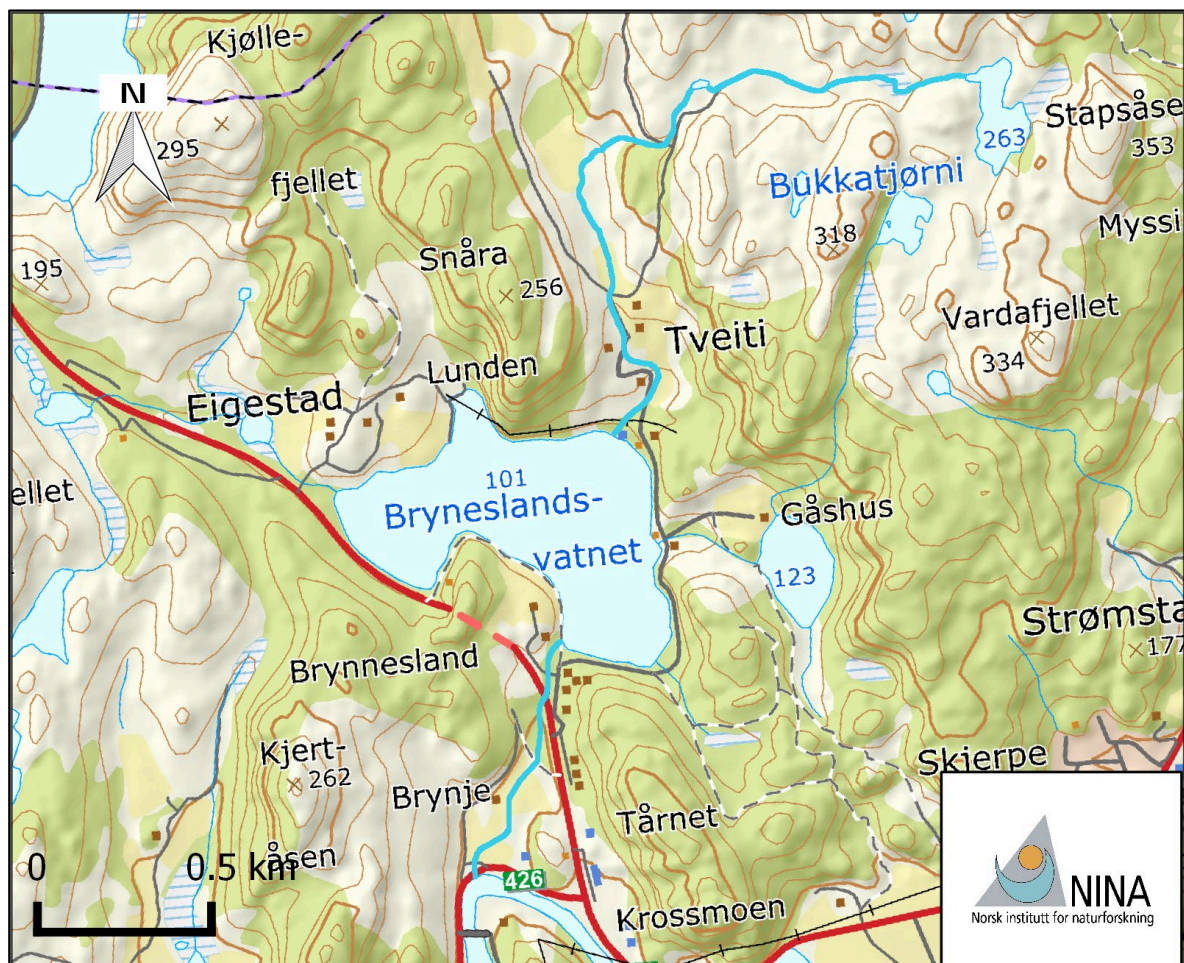
God rekruttering hos elvemusling er som regel knyttet til vassdrag og deler av vassdrag med liten menneskelig påvirkning (Larsen 2005; 2017; 2018). Dermed var funnet av svært god rekruttering i den mest påvirkede og dårligere rekruttering i den mest naturlige delen av Brynjobekken overraskende. For å opprettholde den gode rekrutteringen i den nedre kanaliserte delen av Brynjobekken og kunne bidra til tiltak for å forbedre rekrutteringen i den øvre naturlige delen av bekken, er det viktig å forstå hvorfor det er så stor forskjell i rekruttering mellom de to delene av bekken. I tillegg gir rekrutteringsforskjellen i bekken en unik mulighet til å lære mer om hvilke faktorer som påvirker rekruttering hos elvemusling på generelt grunnlag, da vi ikke kjenner til noen andre vassdrag som har hatt en så stor nyrekruttering i en «rensket» del av vassdraget, samtidig som man kan sammenligne med restbestanden i andre deler av vassdraget. Dermed vil økt forståelse av faktorene som påvirker rekruttering i Brynjobekken kunne bidra til bedre forvaltning av arten både i denne bekken og i andre vassdrag.

Man kan dele faktorene som påvirker rekruttering av elvemusling inn i landskapsvariabler, habitatvariabler og vannkvalitetsvariabler (Magerøy 2020a). Utbredelsesområdet til muslingen i Brynjobekken er såpass kort (ca. 800 m) at det er lite sannsynlig at landskapsvariabler kan forklare forskjellen i rekruttering, men både habitatvariabler og vannkvalitetsvariabler kan være mulige årsaker til forskjellen. Blant habitatvariabler er substratsammensetningen og tettheten av egnet

vertsfisk (som fungerer som habitat for muslinglarvene) de viktigste faktorene som påvirker rekruttering hos elvemusling (oppsummert i Degerman et al. 2009, Magerøy 2020a, Quinlan et al. 2015). Blant vannkvalitetsvariabler er variabler knyttet til forsurening og nærings/partikkeltilførsel de viktigste faktorene som påvirker rekruttering hos elvemusling (oppsummert i Degerman et al. 2009, Larsen 1997; 2005; 2018, Norsk Standard 2017a, Varandas et al. 2013, Young 2005).

I 2020 undersøkte NINA forskjellene i både habitatvariabler og vannkvalitet mellom den nedre kanaliserte og den øvre naturlige delen av Brynjobekken. Undersøkelsene av habitatkvalitet ble gjennomført basert på metodikken utarbeidet for liknende undersøkelser i vassdrag i Norge (Wacker et al. 2020). Der undersøkte man sammenhengen mellom tetthet og rekruttering av elvemusling og forskjellige habitatvariabler. Man undersøkte bla. sammensetningen av substratet, som gir et mål på hvor mye fine og grove partikler det er i substratet. Man undersøkte også redokspotensialet i substratet, som er et mål på oksygeninnhold og habitatkvalitet for ungmuslinger (se f.eks. Geist & Auerswald 2007, Killeen 2006, Larsen 2012, Wacker et al. 2020). I Brynjobekken ble det også gjort andre undersøkelser enn de som var basert på metodikken til Wacker et al. (2020). Det ble gjennomført tetthetsfiske for ungfisk av ørret for å undersøke tilgjengeligheten av vertsfisk. Et utvalg av fisken ble også samlet inn og undersøkt med henblikk på infestering av muslinglarver på gjellene, for å undersøke om det var forskjeller i infestering på fisken mellom den kanaliserte og den naturlige delen av bekken. Det ble også tatt vannprøver fra de to delene av bekken. Se Larsen (2017), for metodikk og diskusjon av nytteverdien av fiske- og vannkvalitetsundersøkelser i elvemuslingvassdrag i Norge.

2 Områdebeskrivelse



Figur 2.1. Brynjobekken. Kartet viser selve Brynjobekken (mellom Bryneslandsvatnet og Hellelandselva), tilløpsbekkene til Bryneslandsvatnet og omliggende landskap. Hovedstrengen i vassdraget er markert i turkis. Kartet er generert i QGIS 2.18.1 (QGIS Developmental Team 2018). Kartgrunnlaget er fra GeoNorge (2020).

Brynjobekken (Brynjabekken, **figur 2.1**) er et sidevassdrag (i sentralfelt 027.3C0) til Hellelandselva (også kjent som Hellelandsåna/Hedlandsåna, vassdragsnr. 027.3Z). Dette sidevassdraget ligger i sin helhet i Eigersund kommune i Rogaland. Det drenerer områdene rundt Brynesland. Bekken har sitt utløp i Bukkatjørni (263 moh.). Derfra renner den vestover og så sørover, før den renner ut i Bryneslandsvatnet (101 moh.) ved Tveiti. Inn i vannet kommer det flere mindre sidebækker, inkludert Eikestebekken fra vest og Gåshusbekken fra øst. Fra vannet renner Brynjobekken sørover og ut i Hellelandselva ved Brynje. Den totale elvelengden i vassdraget er 3,9 km, og nedbørfeltet er på 5,8 km². Avrenningen er på 45,8 l/s/km², og alminnelig lavvannføring er på 2,4 l/s/km². Nedbørfeltet består av 41,9 % skog, 31,7 % snaufjell, 8,8 % innsjø, 3,4 % dyrket mark, 2,5 % myr og 11,7 % uklassifisert areal. Høyeste punkt er 347 moh., mens mesteparten av nedbørfeltet ligger under 200 moh. (NEVINA 2020). Berggrunnen består av næringsfattige eller relativt næringsfattige bergarter som ilmenitt-noritt, anortositt og leukonoritt, med noe jøntunnitt, mangeritt og granittisk gneis (Berggrunn 2020).

Fra Bryneslandsvatnet finnes det enkeltmålinger av fargetall (19 mgPt/l), kalsium (0,13 mg/l) og pH (6,05) fra 1985 (Vannmiljø 2020). Både verdiene av pH og kalsium var lavere enn det man har funnet i vassdrag med rekrutterende bestander av elvemusling i Norge (Larsen 2017) og



Foto 2.1. Brynjobekken. A) Kanalisert nedre del. B) Naturlig øvre del.

resten av Skandinavia (Degerman et al. 2009). Fargetallet var innenfor grenseverdiene for slike vassdrag. Vi kjenner ikke til nyere vannkvalitetsundersøkelser i vassdraget.

Vi kjenner ikke til fiskeundersøkelser fra Brynjobekken, men bekken ligger ovenfor anadrom strekning i Hellelandsvassdraget (Trine Salvesen Røyneberg, Dalane vannområde, pers. med.). Det er observert ørret og niøye i bekken (Sandaas & Enerud 2020, Jon H. Magerøy, pers. obs.).

Nedre del av Brynjobekken ble kanalisert, rettet ut og senket på 1980-tallet (**foto 2.1a**) (Hallgeir Klungland pers. med.), mens bekkestrengen i øvre del er mer naturlig (**foto 2.1b**). Beitetrykket har blitt redusert og skogsområdene har vokst fra 1970 og framover. Det er hogget noe langs nedre del av bekken mellom 2015 og 2019 (Norge i bilder 2020), men det har også skjedd en del beplantning av grantrær i senere tid (Hallgeir Klungland pers. med.). I nedbørfeltet er det kommet noe mer bebyggelse, jevnt og trutt mellom 1970 og 2000. E39 har også blitt bygget med ny trasé i løpet av den samme tidsperioden (Norge i bilder 2020). For ca. 30 år siden skal det også ha vært fiskeoppdrett i Bryneslandsvatnet (Sandaas & Enerud 2020).

3 Metode og materiale

I Brynjobekken ble tetthet og rekruttering av elvemusling, vanndybde, substratkvalitet, vegetasjonsdekning, tilgangen på vertsfisk og vannkvalitet undersøkt i 2020. Undersøkelsene av elvemusling, vanndybde, substratkvalitet og vegetasjonsdekning er basert på Wacker et al. (2020). Metodikken ble forenklet noe, ved at bare habitatvariabler som ble funnet å ha en signifikant effekt på rekruttering av elvemusling ble inkludert (vanndybde, substratsammensetning og redokspotensial). Vegetasjonsdekning ble imidlertid inkludert i undersøkelsene, selv om Wacker et al. (2020) ikke fant noen signifikant effekt av denne variabelen, siden Sandaas & Enerud (2020) foreslo at forskjeller i plantesamfunnet kunne forklare forskjellen i rekruttering innad i bekken. I tillegg ble tettheten av ørret og infeksjonsgraden av muslinglarver på ørret undersøkt, og det ble tatt vannprøver i bekken. Brynjobekken ble delt inn i to undersøkelsesområder: Den nedre kanaliserte delen og den øvre naturlige delen av bekken.

3.1 Elvemusling, vanndybde, substratkvalitet og vegetasjonsdekning

Undersøkelsene av elvemusling, vanndybde, substratkvalitet og vegetasjonsdekning i Brynjobekken i 2020 ble gjennomført ved syv stasjoner mellom 14. og 17.08.2020. Fire stasjoner ble lagt i den kanaliserte delen av bekken og tre stasjoner ble lagt i den naturlige delen av bekken (Se **figur 3.1** og **vedlegg 7.1**, for lokalisering av stasjonene. Se **vedlegg 7.2**, for fotografi av stasjonene.). Stasjonene ble valgt med utgangspunkt i et utvalg av graverutene som ble undersøkt i 2019 av Sandaas & Enerud (2020). Stasjonene er nummerert etter graveruten som ble brukt som utgangspunkt. For stasjon 8 ble både graverute 8 og 9 brukt som utgangspunkt.

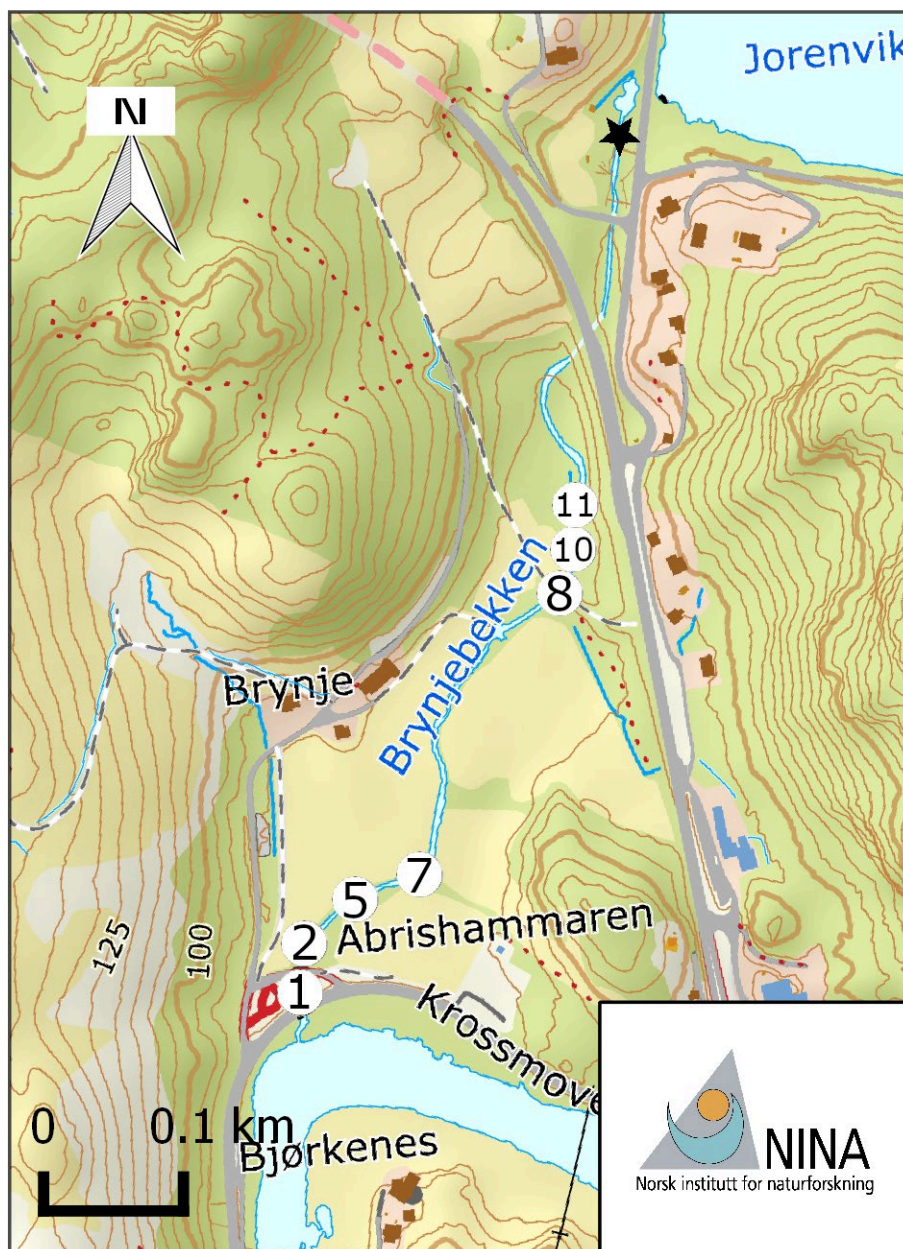
Ved stasjonene ble det lagt ut én meter brede transekter, avgrenset med kjetting, på tvers av Brynjobekken (**foto 3.1**). Transektene varierte i lengde fra 2 til 5 m. Totalt ble det undersøkt 10,5 m² i både den kanaliserte og den naturlige del av bekken. Hvert transekt ble delt inn i 0,25 m² ruter (0,5 x 0,5 m) (**foto 3.1**). Antall og lengde av elvemusling, vanndybde, redokspotensial, substratsammensetning og vegetasjonsdekning ble undersøkt for hver rute.

3.1.1 Forekomst av elvemusling

I hver rute i hvert transekt, ved stasjonene i Brynjobekken, ble all synlig elvemusling telt opp, lengdemålt og fjernet (**foto 3.2a**). Rutene ble deretter undersøkt mer detaljert, ved at steiner ble flyttet unna og at 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 (**foto 3.2b**). 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 unge elvemuslinger (<20 mm og <50 mm), og gir derved også en beskrivelse av rekrutteringen (Larsen 2017).

Resultatene av undersøkelsene i Brynjobekken i 2020 ble sammenstilt med resultatene av undersøkelsene til Sandaas & Enerud (2020) i 2019, for å vurdere om funnene, når det gjelder tetthet og rekruttering av elvemusling, samsvarer mellom de to undersøkelsesmetodikkene. Data fra graverutene i 2019 som tilsvarer stasjonene i 2020, ble brukt i sammenstillingen. Dermed inkluderer ikke dataene fra 2019 graverute 3, 4 og 6.



Figur 3.1. Stasjonskart for Brynjobekken. Elvemuslingen er utbredt fra stasjon 1 til strykpartiet, nedenfor veien, oppstrøms stasjon 11. Bekken er kanalisert fra stasjon 1 til rett nedstrøms stasjon 8, mens den er mer naturlig fra stasjon 8 og opp til Bryneslandsvatnet. Elvemusling, vandedybde, substratkvalitet og vegetasjonsdekning ble undersøkt ved stasjon 1-11. Fisketetthet ble undersøkt ved stasjon 2, 7 og 8-10. Vannprøver ble tatt mellom stasjon 1 og 2 og ved punktet som er markert med en stjerne i øvre del av bekken, rett nedstrøms Bryneslandsvatnet. Se **vedlegg 7.1**, for stasjonenes nøyaktige beliggenhet, og **vedlegg 7.2**, for fotografi av stasjonene. Kartet dekker bekkestrengen fra Bryneslandsvatnet til Hellelandselva.

Det er generert i QGIS 2.18.1 (QGIS Developmental Team 2018). Kartgrunnlaget er fra GeoNorge (2020).

3.1.2 Vandedybde, substratkvalitet og vegetasjonsdekning

Vandedybde

Vandedybde ble målt i forbindelse med målingen av redokspotensial (se avsnittet nedenfor) i Brynjobekken. Måleproben for redokspotensial er inndelt i felt på 5 cm opp til 120 cm dybde, og vandedybden ble målt til nærmeste 5 cm (f.eks. 45 eller 50 cm). Vannføringen under undersøkelsene var middels-lav, basert på evaluering av nivåforskjellen mellom vannoverflaten og terrestrisk vegetasjon (se f.eks. Magerøy 2017; 2020b, Magerøy & Larsen 2019).



Foto 3.1. Transekt ved stasjon 11 i Brynjobekken. A) Transektet på nært hold. B) Transektet i bekkeløpet. Foto: Jon H. Magerøy.

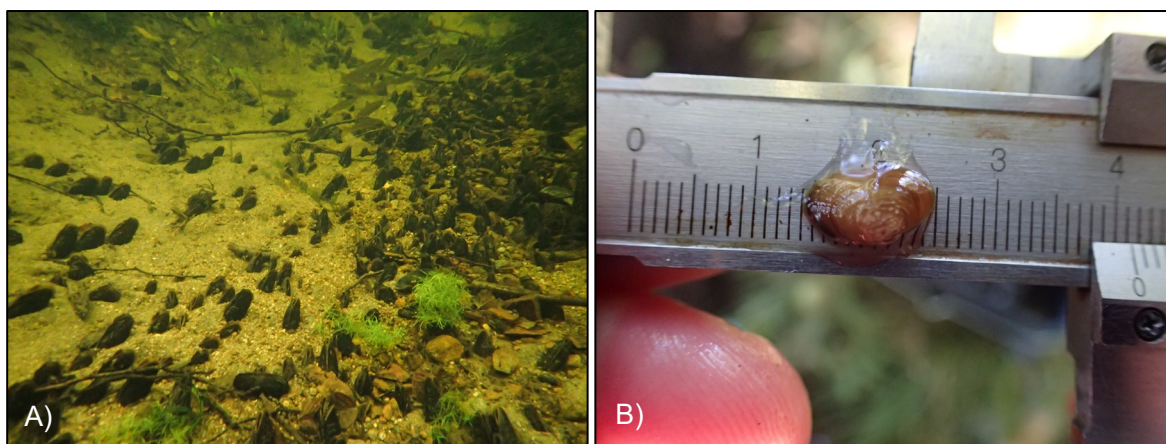


Foto 3.2. Elvemusling i Brynjobekken. A) Elvemusling på overflaten av substratet. B) Lengdemåling av elvemusling.

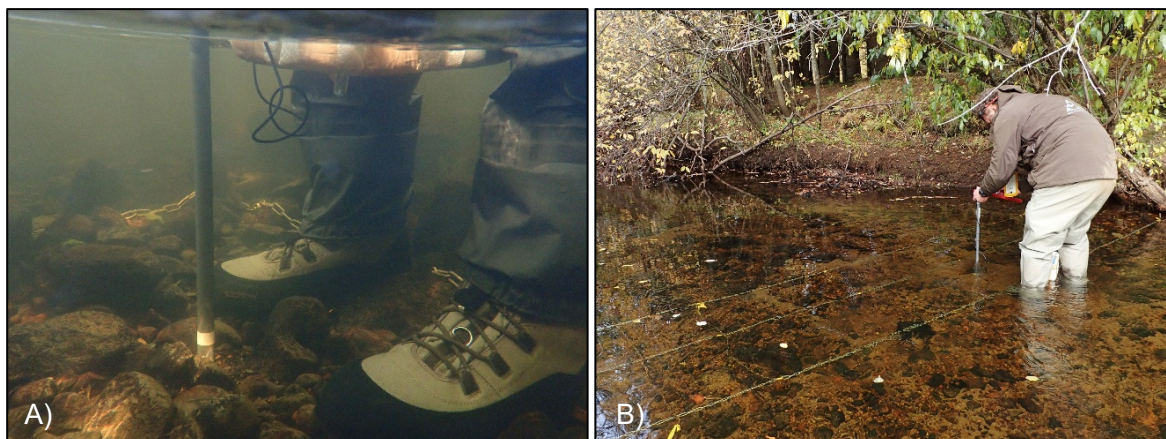


Foto 3.3. Måling av redokspotensial i substratet i transektene ved stasjonene i Brynjobekken. A) Redoksproben føres 5-8 cm ned i substratet. B) Måling i én av rutene. Foto: Bjørn Mejdell Larsen. Fotografiene er hentet fra figur 28 i Wacker et al. (2020).

Redokspotensial

Det ble målt redokspotensial i substratet i hver rute i hvert transekt ved stasjonene i Brynjobekken. Målingene ble gjennomført 5-8 cm nede i substratet (**foto 3.3**). I tillegg ble det tatt tre målinger i de frie vannmassene ved hver stasjon. Metodikken er basert på den metodikken som er beskrevet av Larsen (2012) i forbindelse med utprøvingen av redoksmålinger i Norge. I tillegg er erfaringer med redoksmålinger i Norge (f.eks. Larsen & Magerøy 2018; 2019b; 2020, Magerøy 2017; 2020b, Magerøy & Larsen 2019) og andre land i Europa (f.eks. Denic & Geist 2015, Geist & Auerswald 2007, Killeen 2006; 2011, Jürgen Geist pers. med.) brukt til å videreutvikle metodikken.

For å evaluere resultatet av målingene ble det benyttet to tilnærminger i dette studiet (Geist & Auerswald 2007, Killeen 2006, Larsen 2012):

1. Redokspotensial i substratet. Verdier over 400, 400-300 og under 300 milliVolt (mV) tilsier henholdsvis god, moderat og dårlig habitatkvalitet for ungmuslinger.
2. Reduksjonen i redokspotensial mellom de frie vannmassene og substratet. Reduksjon på mindre enn 20, 20-30 og over 30 % tilsier henholdsvis god, moderat og dårlig habitatkvalitet for ungmuslinger.

Jürgen Geist (pers. med.) anbefaler å legge størst vekt på tilnærming 1, hvis de to tilnærmingene gir motstridende resultater. Dette anbefaler han fordi store mengder biologisk nedbrytbart organisk materiale vil påvirke redokspotensialet i både de frie vannmassene og substratet negativt, selv om påvirkningen i vannmassene som regel er mindre enn i substratet (Geist & Auerswald 2007). For eksempel kan en stasjon ha verdier på henholdsvis 600 og 300 mV i de frie vannmassene og substratet, mens en annen stasjon kan ha verdier på henholdsvis 400 og 200 mV. Da blir den prosentvise reduksjonen 50 % for begge stasjonene, på tross av at habitatkvaliteten er mye bedre ved den første stasjonen.

Av denne grunn, ble tilnærming 1 brukt til å evaluere forskjeller i redokspotensial mellom den nedre kanaliserte og den øvre naturlige delen av Brynjobekken og sammenhengen mellom tetthet av ungmuslinger og redokspotensial. Tilnærming 2 ble brukt for å evaluere sammenhengen mellom redokspotensial og substratets grovhet (se avsnittet nedenfor), da reduksjon i redokspotensial ansees å være best egnet til å vurdere hvordan forskjeller i substratsammensetning påvirker redokspotensialet. Denne bruken av tilnærmingene er basert på metodikken i Wacker et al. (2020).



Foto 3.4. Substratsammensetningen ble bestemt for hver rute i hvert transekt ved stasjonene i Brynjobekken. I dette tilfellet består substratet av sand, fin grus, medium grus og grov grus. Se tabell 3.1, for inndeling av substrattyper. Foto: Jon H. Magerøy.

Substratsammensetning

Substratsammensetningen i Brynjobekken ble evaluert ved visuell observasjon. I hver rute i hvert transekt ved stasjonene ble andelen av de forskjellige substratklassene fastsatt til nærmeste 5 % (se tabell 3.1, foto 3.4). Metoden er gitt i den norske standarden for indentifisering og klassifisering av jord (Norsk Standard 2017b).

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 3.1) 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

Tabell 3.1. Substrattyper relevant for å beskrive elvemuslingehabitat. Fra Norsk Standard (2017b). Tabellen er modifisert fra tabell 14 i Wacker et al. (2020).

Nr	Substrattype	Størrelse (mm)	Nr	Substrattype	Størrelse (mm)
1	Trerøtter/kvister/annet		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	

granulometrisk indeks (Hedger et al. 2005). For denne indeksen ble først hver substrattypen 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 substrattypen 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: $0,3 \times 1 + 0,2 \times 2 + 0,5 \times 5 = 3,2$. På denne måten gjenspeiler granulometrisk indeks substratets grovhet på en skala mellom 1 og 5. Vi har valgt å benytte «substratets grovhet» når dette beskrives i teksten i resten av rapporten.

Vegetasjonsdekning

Vegetasjonsdekningen i Brynjobekken ble evaluert ved visuell observasjon. Vannplanter inkludert kransalger og mose ble kartlagt, men bare som prosentvis dekningsgrad fastsatt til nærmeste 5 %.

3.1.3 Statistisk analyse

Forskjeller i tetthet av voksne og unge muslinger, vanddybde, substratets grovhet, andel tilgjengelig habitat og vegetasjonsdekning, mellom den nedre kanaliserte og den øvre naturlige delen av Brynjobekken, ble analysert ved hjelp av t-tester basert på gjennomsnittet for dataene. Forskjellen i redokspotensial mellom de to delene av bekken ble analysert ved hjelp av en ikke-parametrisk Wilcoxon rank sum test, da det er standard tilnærming og bruke mediant redokspotensial for å evaluere effekten av denne variabelen (Geist & Auerswald 2007, Killeen 2006, Larsen 2012).

Effekten av vanddybde, substratkvalitet og vegetasjonsdekning på tetthet av ungmuslinger ble analysert adskilt for den kanaliserte nedre og den naturlige øvre delen av Brynjobekken. Tetthet av ungmuslinger (individer i ruter på 50 x 50 cm) ble kvadratrot-transformert for å oppnå tilstrekkelig normalfordeling av residualene til bruk av lineære modeller. Habitatvariablene ble inkludert i modellen som uavhengige variabler. I tillegg ble transekter inkludert som uavhengig faktor (forskjell i gjennomsnitt mellom transekter). Ved inkludering av transekt som faktor testet modellene for effekten av habitatvariablene innenfor stasjonene. I undersøkelsen ble størrelsen av ungmuslingene registrert som lengde under 20 mm eller under 50 mm. I tillegg ble det registrert om individene ble funnet nedgravd i grusen eller på overflaten. Vi brukte grafisk visualisering for å undersøke om effekten av habitatvariablene var forskjellig for de to størrelseskategoriene og/eller for muslinger som var nedgravd eller på overflaten. Vi fant ingen antydning til at disse faktorene påvirket effekten av habitatvariablene på ungmuslinger. Derfor presenterer vi resultater for nedgravde og ikke nedgravde ungmuslinger av alle størrelser (<50 mm) samlet.

Alle analyser ble gjennomført i programmet R (R Developmental Core Team 2017).

3.2 Fiskeundersøkelser

Tetthet av ørretunger ble undersøkt ved hjelp av elektrisk fiskeapparat. Det ble gjennomført tetthetsfiske ved tre stasjoner (stasjon 2, 7 og 8-10, **figur 3.1, vedlegg 7.3**) i Brynjobekken 13.10.2020. Fisket ble foretatt på arealer som var 100, 90 og 300 m² ved henholdsvis stasjon 2, 7 og 8-10. Stasjon 2 og 7 ble avfisket tre ganger i henhold til standard metodikk (utfiskingsmetoden, Bohlin et al. 1989), mens stasjon 8-10 bare ble avfisket én gang siden det ikke ble fanget fisk på stasjonen. Gjennomsnittlig fangbarhet av ørretungel ($p = 0,51$) og eldre ørretunger ($p = 0,57$) ble benyttet for å estimere tettheten av ungfisk på stasjon 2 og 7. Alle tettheter oppgis som antall individer per 100 m². All fisk ble artsbestemt og lengdemålt til nærmeste millimeter. Det er skilt mellom årsyngel (alder: 0+) og eldre ungfisk (alder: $\geq 1+$).

For å sjekke infeksjonsgrad av muslinglarver på gjellene til potensiell vertsfisk i Brynjobekken, ble det samlet inn 13 ørretyngel og 15 eldre ørretunger ved stasjon 2 og 10 ørretyngel og 4 eldre ørretunger ved stasjon 7. Fisken som ble samlet inn ble avlivet i felt og fiksert på 4 % formaldehyd. I laboratoriet ble gjellene dissekert ut og undersøkt i stereolupe. Antall larver ble telt på hver enkelt gjellebue. I tilfeller der fiskene hadde mer enn 200 larver på gjellebuene på høyre side av fisken, ble bare høyre side undersøkt. Summen av antall muslinglarver på fisken vil normalt være det dobbelte, da antall larver er om lag det samme på begge sider av fisken når antallet larver er høyt (B.M. Larsen unpubl. mat.). Et utvalg av larvene ble lengdemålt.

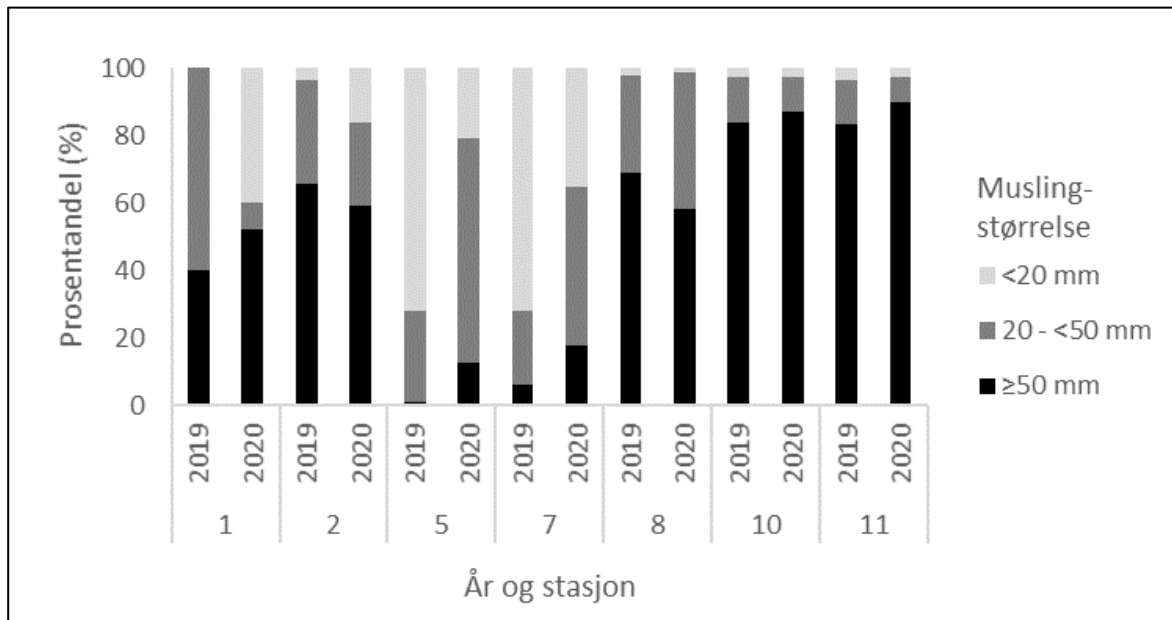
3.3 Vannkvalitet

Vannprøver ble samlet inn både i den nedre kanaliserte delen og den øvre naturlige delen av Brynjobekken (Se **figur 3.1** og **vedlegg 7.4**, for prøvetakingslokaliteter) 22.6.2020, 08.07.2020, 10.08.2020 og 14.09.2020. Vannprøvene ble analysert av Eurofins Norge, avdeling Klepp. Det ble gjennomført analyser med henblikk på turbiditet, fargetall, ledningsevne, pH, kalsium, jern, sink, totalt organisk karbon, nitrat og totalt fosfor.

4 Resultater

4.1 Elvemusling, vanndybde, substratkvalitet og vegetasjonsdekning

4.1.1 Sammenstilling av elvemuslingdata fra 2019 og 2020



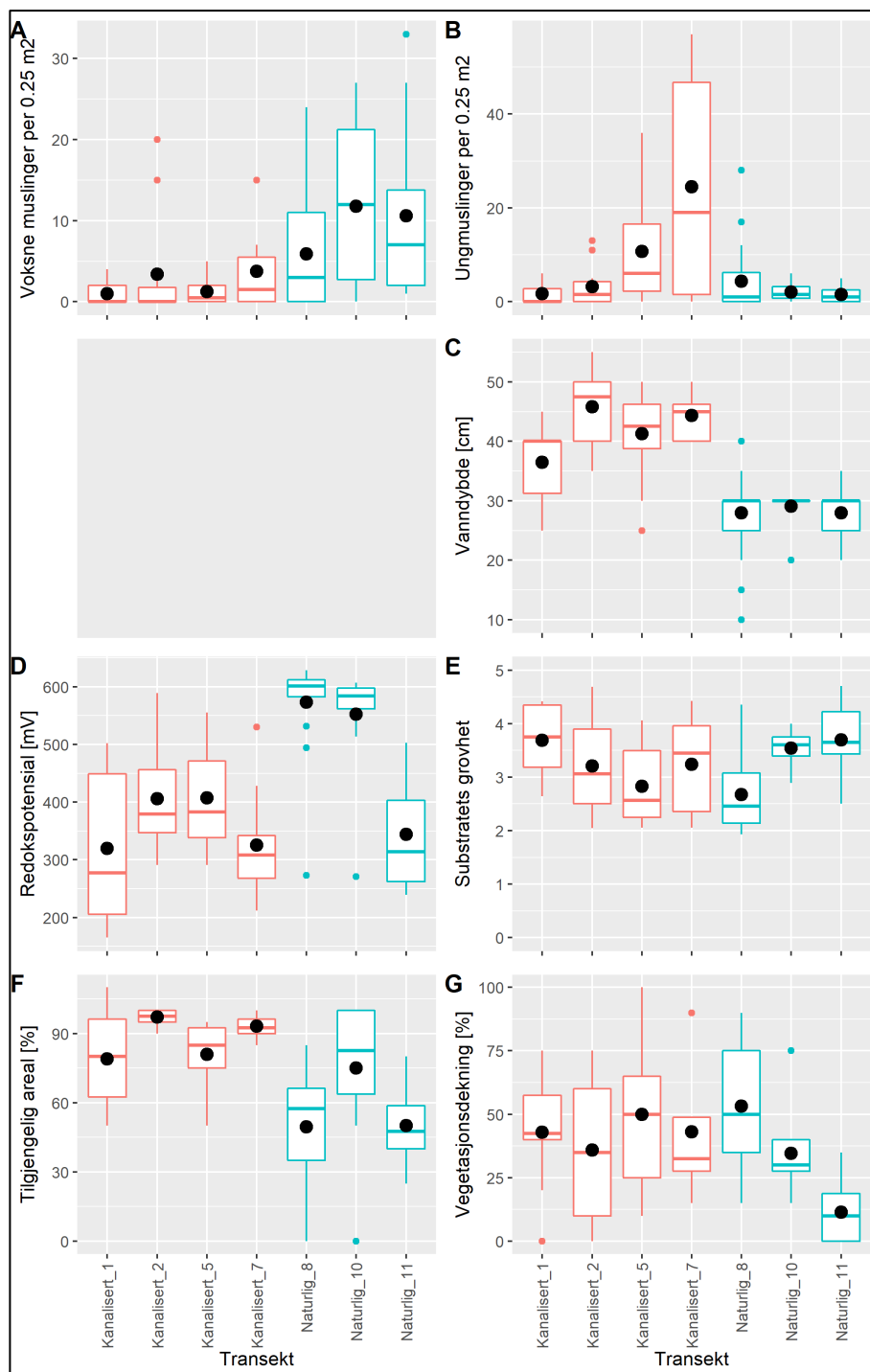
Figur 4.1. Sammenstilling av elvemuslingdata fra 2019 og 2020 i Brynjobekken. Figuren viser prosentandel musling 50 mm eller større ($\ge 50\text{ mm}$), 20 til 50 mm ($20 - <50\text{ mm}$) og mindre enn 20 mm ($<20\text{ mm}$) for de forskjellige stasjonene i 2019 og 2020. Stasjon 1-7 ligger i den nedre kanaliserte delen og stasjon 8-11 ligger i den øvre naturlige delen av bekken. Dataene fra 2019 er basert på bakgrunnsdata for Sandaas & Enerud (2020). Stasjon 8 er sammenlignet med data fra både graverute 8 og 9 i 2019.

Den gjennomsnittlige andelen musling større enn 50 mm, 20-50 mm og mindre enn 20 mm i den nedre kanaliserte delen av Brynjobekken var henholdsvis 47,5, 9,3 og 43,2 % i 2019 og 25,3, 49,2 og 25,5 % i 2020. I den øvre naturlige delen var andelen henholdsvis 74,2, 23,1 og 2,7 % i 2019 og 75,7, 22,2 og 2,1 % i 2020. For data fra de individuelle stasjonene, se **figur 4.1**. Den gjennomsnittlige tettheten i den kanaliserte delen var henholdsvis 59,0 og 36,6 individ per m^2 i 2019 og 2020. I den naturlige delen var tettheten henholdsvis 81,4 og 45,9 individ per m^2 i 2019 og 2020. For bestandsdata for lokaliteten i 2020, under ett, se **vedlegg 7.5**.

4.1.2 Sammenheng mellom rekruttering og habitatvariabler i transektene

Tetthet av elvemusling

Det var stor variasjon i tetthet av muslinger mellom de to undersøkte delene, men også mellom stasjonene innenfor de to delene av Brynjobekken (**figur 4.2**). Tettheten av voksne muslinger ($\ge 50\text{ mm}$) var signifikant lavere i den nedre kanaliserte delen av bekken (gj.snitt 2,3 individ per rute ($0,25\text{ m}^2$)) enn i den øvre naturlige delen (gj.snitt = 8,7 individ per $0,25\text{ m}^2$) (t-test, $t_{74} = -4.5$, $P < 0.001$, **figur 4.2A**), mens tettheten av ungmuslinger ($<50\text{ mm}$) var signifikant høyere i den kanaliserte delen (gj.snitt = 6,9 individ per $0,25\text{ m}^2$) enn i den naturlige delen (gj.snitt = 2,8 individ per $0,25\text{ m}^2$) (t-test, $t_{65} = 2.1$, $P = 0,037$) (**figur 4.2B**). Det var spesielt stor variasjon i tetthet av

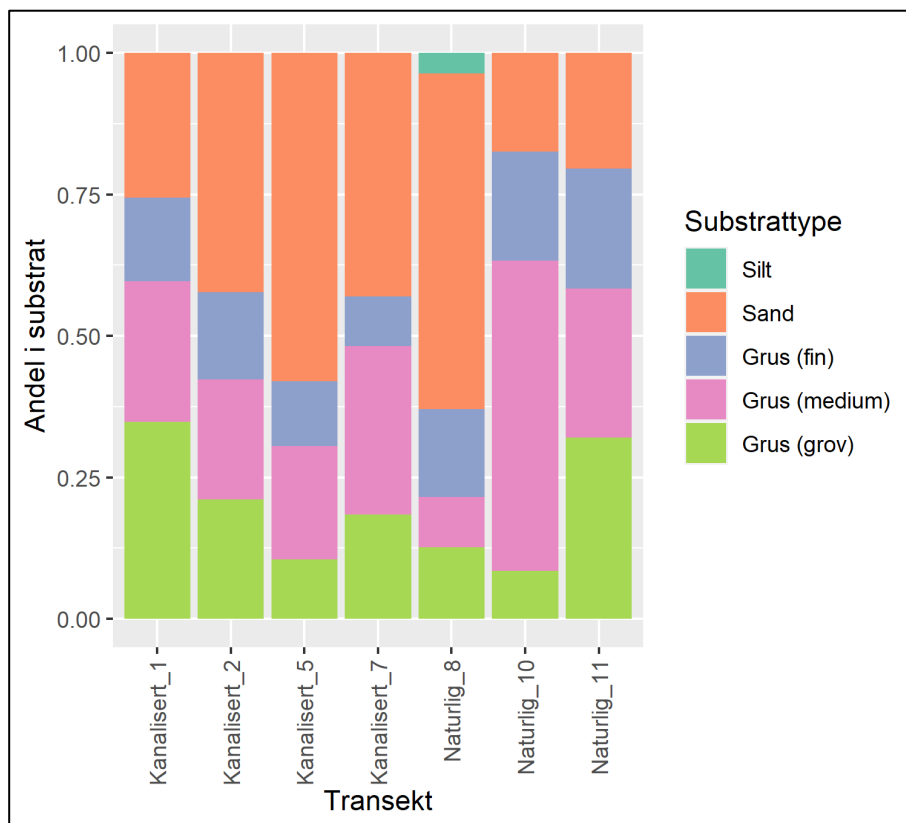


Figur 4.2. Variasjon i antall voksne muslinger (A), antall ungmuslinger (B), vanndybde (C), redokspotensial (D), substratets grovhet (E), andel areal tilgjengelig for elvemusling (F) og vegetasjonsdekning (G) ved syv stasjoner (transekter) i den nedre kanaliserte (rød) og den øvre naturlige (grønn) delen av Brynjobekken. Hvert boksdiaagram viser en undersøkt stasjon, hvor målingene ble gjort i ruter på 50 x 50 cm innenfor et transekt. Boksdiaagrammene viser median (horisontal linje), kvartiler (boks), og variasjonsbredde (vertikal linje). Prikker viser avvikende observasjoner og store svarte prikker viser gjennomsnitt. Figuren er generert i R (R Developmental Core Team 2017).

ungmuslinger mellom stasjonene i den kanaliserte delen av bekken, der gjennomsnittlig tetthet varierte fra 1,7 til 24,5 muslinger per 0,25 m² (figur 4.2B).

Vanndybde, substratkvalitet og vegetasjonsdekning

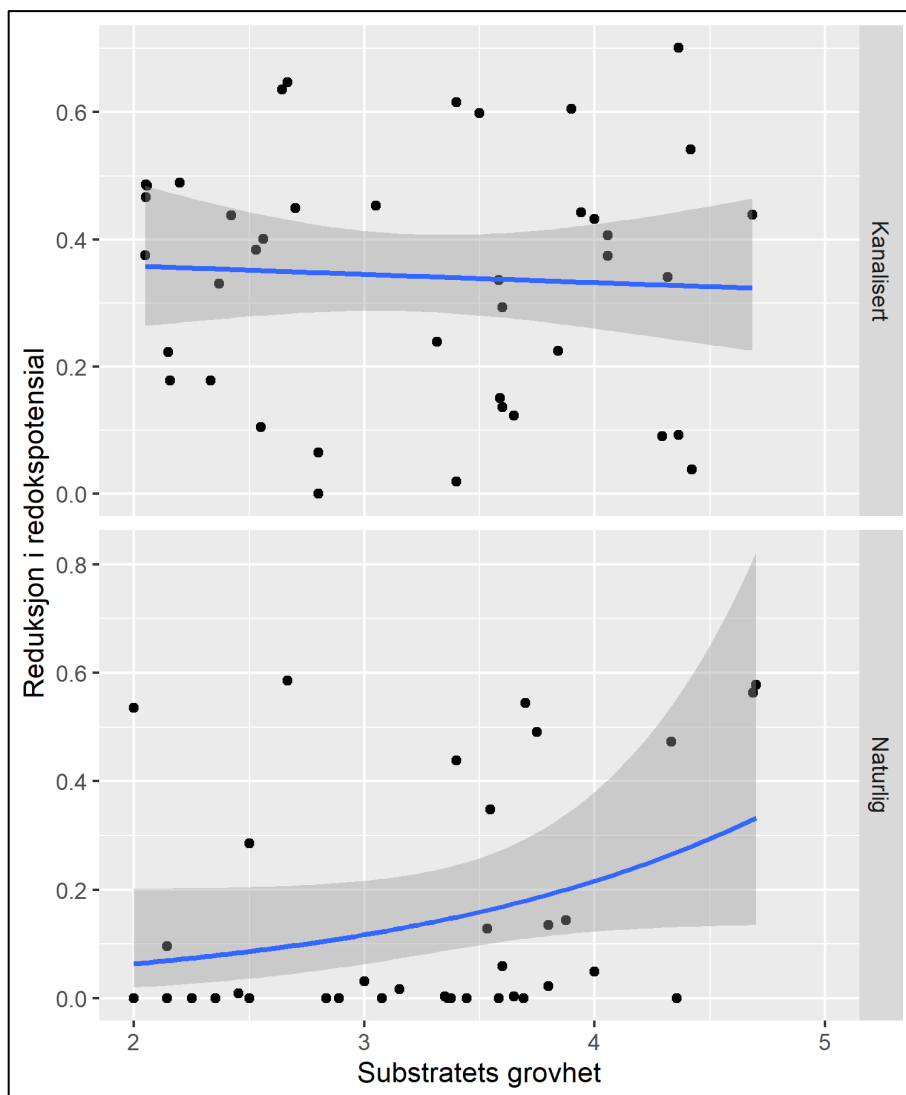
Det var stor variasjon i de undersøkte habitatvariable (vanndybde, substratkvalitet og vegetasjonsdekning) mellom de to undersøkte delstrekningene av, mellom stasjonene (transektene) innenfor de to delstrekningene av og mellom de enkelte rutene innenfor transektene i Brynjobekken (figur 4.2). Gjennomsnittlig vanndybde var signifikant større i den nedre kanaliserte delen



Figur 4.3. Variasjon i substratsammensetning ved syv stasjoner (transekter) i den nedre kanaliserte og øvre naturlige delen av Brynjobekken. Substratsammensetning er vist som andel av de forskjellige substrattypene som til sammen utgjør tilgjengelig areal for elvemusling. Det vil si substrattypene silt, sand, grus (fin), grus (medium) og grus (grov). Figuren er generert i R (R Developmental Core Team 2017).

(gj.snitt = 42 cm) enn i den øvre naturlige delen av bekken (gj.snitt = 28 cm) (t-test, $t_{77} = 9,5$, $P < 0.001$). I bekken var gjennomsnittet i alle transektene i den kanaliserte delen (37 – 46 cm) høyere enn i alle transektene i den naturlige delen (28 – 29 cm) (**figur 4.2C**). Mediant redokspotensial var signifikant lavere i den kanaliserte delen (median = 357 millivolt (mV)) enn i den naturlige delen (median = 582 mV) (Wilcoxon rank sum test, $W = 332$, $P < 0.001$). I den kanaliserte delen hadde to av transektene mediant redokspotensial rett under 400 mV, mens ett hadde redokspotensial rett over og ett rett under 300 mV. I den naturlige delen hadde to av transektene mediant redokspotensial på ca. 600 mV, mens ett hadde redokspotensial rett over 300 mV (**figur 4.2D**) (Se Geist & Auerswald 2007, Killeen 2006 og Larsen 2012, for bruk av median som standard ved redoksmålinger.). Gjennomsnittlig grovhet var 3,2 for begge delene av bekken (t-test, $t_{77} = 0,2$, $P = 0,85$). For transektene varierte den gjennomsnittlige grovheten fra 2,7 til 3,7 (**figur 4.2E**). Substratet inneholdt nesten ikke noe finsubstratet i form av silt, men gjennomsnittlig andel sand varierte fra 26 til 59 % av det tilgjengelige substratet mellom transektene (**figur 4.3**). To av transektene i den naturlige delen av bekken var i betydelig grad dekket av substrat som er ikke egnet for elvemusling (store steiner og blokker), noe som reduserte andel tilgjengelig areal til 50 % (**figur 4.2F**). Dermed var tilgjengelig areal signifikant større i den kanaliserte (gj.snitt = 88 %) enn i den naturlige delen (gj.snitt = 57 %) (t-test, $t_{63} = 6,3$, $P < 0.001$). Gjennomsnittlig vegetasjonsdekning var 43 % for den kanaliserte og 37 % for den naturlige delen, men denne forskjellen var ikke signifikant (t-test, $t_{77} = 1,0$, $P = 0,30$). For transektene varierte den gjennomsnittlige vegetasjonsdekningen fra 12 til 53% (**figur 4.2G**).

Redokspotensialet i substratet forventes å være redusert i forhold til vannmassene avhengig av substratsammensetning. Finsubstrat er forventet å redusere redokspotensialet mer enn grovt substrat (f.eks. Geist & Auerswald 2007, Killeen 2006, Wacker et al. 2020). Det var derimot ingen sammenheng mellom substratets grovhet og reduksjon i redokspotensialet i den kanaliserte delen av Brynjobekken, der redokspotensialet i gjennomsnitt var redusert med 34 % (**figur 4.4**). Det var heller ingen sammenheng mellom substratets grovhet og reduksjon i redokspotensialet i den naturlige delen av bekken, men heller en tendens til reduksjon i ruter med grovt substrat (**figur 4.4**). I denne delen var gjennomsnittlig reduksjon bare 15 %, og i mange ruter, inkludert

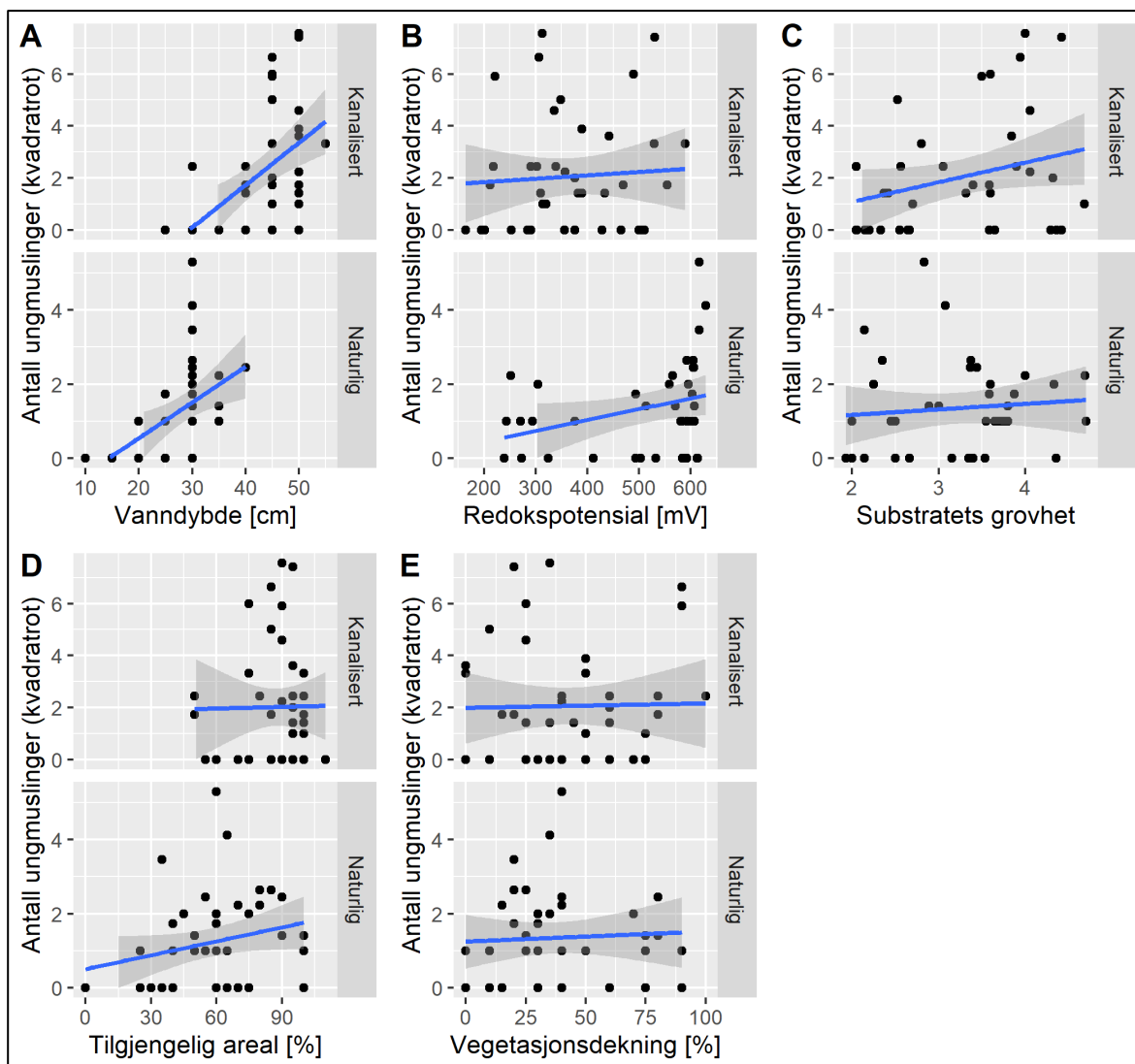


Figur 4.4. Effekten av substratets grovhet på relativ reduksjon i redokspotensial mellom de frie vannmasser og substratet (angitt som andel) i den nedre kanaliserte og øvre naturlige delen av Brynjobekken. Prikker viser målinger i 50 x 50 cm ruter og linjen viser sammenheng estimert av en GLM modell og de grå områdene 95% konfidensintervall. Figuren er generert i R (R Developmental Core Team 2017).

ruter med relativt fin substratsammensetning, var redokspotensialet ikke redusert i forhold til de frie vannmassene (**figur 4.4**).

Sammenheng mellom tetthet av ungmuslinger og habitatvariabler i transektene

Vi undersøkte om variasjon i vanddybde, substratkvalitet og vegetasjonsdekning påvirket tetthet av ungmuslinger i Brynjobekken (**figur 4.5, tabell 4.1**). Vanddybde påvirket tetthet av ungmuslinger signifikant positivt i både den kanaliserte og den naturlige delen av bekken (**figur 4.5A, tabell 4.1**). Høyest tetthet av ungmuslinger ble funnet i de dypeste rutene av den kanaliserte delen av Brynjobekken (**figur 4.5A**). Redokspotensialet påvirket ikke tetthet av ungmuslinger i den kanaliserte delen, men i den naturlige delen hadde redokspotensialet en signifikant positiv effekt på tetthet av ungmuslinger (**figur 4.5B, tabell 4.1**). I den naturlige delen av bekken ble høyest tetthet av ungmuslinger funnet i rutene der redokspotensialet var høyt (**figur 4.5B**). I begge delene av bekken ble ungmuslinger også funnet i ruter med lavt redokspotensial, mellom 200 og 300 mV (**figur 4.5B**). Substratsammensetning, målt som substratets grovhet, påvirket ikke tetthet av ungmuslinger signifikant (**figur 4.5C, tabell 4.1**). Høye tettheter av ungmuslinger ble funnet i ruter med fin substratsammensetning og i ruter med grovere substratsammensetning (**figur 4.5C**). Andel tilgjengelig areal påvirket ikke tettheten av ungmuslinger signifikant (**figur 4.5D, tabell 4.1**), inkludert at tettheten ikke var betydelig redusert i rutene i den naturlige delen



Figur 4.5. Effekt av vanndybde (A), redokspotensial (B), substratets grovhet (C), areal tilgjengelig for elvemusling (D) og vegetasjonsdekning (E) på (kvadraten av) antall ungmuslinger i 50 x 50 cm ruter i den nedre kanaliserte og den øvre naturlige delen av Brynjobekken. Sirklene indikerer målinger, linjene effekten estimert i lineære modeller og de grå områdene 95% konfidensintervall. Figuren er generert i R (R Developmental Core Team 2017).

som hadde mindre enn halvparten av arealet tilgjengelig for elvemusling (**figur 4.5D**). Vegetasjonsdekning varierte fra 0 til 95-100 % mellom rutene i begge deler av bekken, men påvirket ikke tetthet av ungmuslinger signifikant (**figur 4.5E, tabell 4.1**).

De to variablene som signifikant påvirket tetthet av ungmuslinger i Brynjobekken var vanndybde og (i den naturlige delen av bekken) redokspotensial (**tabell 4.1**). Vanndybde kan derfor ha bidratt til høyere tetthet av ungmuslinger i den kanaliserte delen av bekken, der vanndybden var størst (**figur 4.2C**). Samtidig var vanndybden større ved alle de fire stasjonene (transektene) i den kanaliserte delen av bekken enn ved noen av de tre stasjonene i den naturlige delen (**figur 4.2C**), men bare to av de fire stasjonene hadde likevel høy tetthet av ungmuslinger (**figur 4.2B**). Forskjeller i redokspotensial forklarer ikke høyere tetthet av ungmuslinger i den kanaliserte delen, fordi redokspotensialet var så høyt i den naturlige delen og høyere enn i den kanaliserte delen av bekken (**figur 4.2D**).

4.2 Fiskeundersøkelser

Det ble kun fanget ørret, fordelt på 23 ørretyngel og 18 eldre ørretunger, i Brynjobekken. Den beregnede gjennomsnittstettheten av ørretyngel og eldre ørretunger var henholdsvis 13,7 og 9,1 individ per 100 m² i den nedre kanaliserte delen av bekken. For ørretyngel var tettheten 14,8 og 12,6 individ per 100 m² ved henholdsvis stasjon 2 og 7. For eldre ørretunger var tettheten henholdsvis 10,9 og 7,3 per 100 m². Det ble ikke fanget ørret ved stasjon 8-10. Lengden på ørretyngelen og de eldre ørretungene varierte mellom henholdsvis 72-84 mm og 91-151 mm ved stasjon 2. Lengden på ørretyngelen og de eldre ørretungene varierte mellom henholdsvis 66-82 og 89-161 mm ved stasjon 7.

Totalt var 19 av 23 ørretyngel og 5 av 9 eldre ørretunger infestert i nedre del av Brynjobekken. Dette tilsvarer en prevalens (prosentandel infestert fisk) på henholdsvis 74 og 56 % (**tabell 4.2**). Den gjennomsnittlige intensiteten var 468 muslinglarver per infestert ørretyngel (SD = 292) og 2166 muslinglarver per infestert eldre ørretunge (SD = 2116) (**tabell 4.2**). For infeksjonsgrad ved stasjon 2 og 7, se **tabell 4.2**. Gjennomsnittlige lengde av muslinglarvene var 0,25 mm (SD = 0,05, N ørret = 6, N muslinglarver = 50) og 0,27 mm (SD = 0,04, N ørret = 5, N muslinglarver = 45) ved henholdsvis stasjon 2 og 7. Dette viser at larvene har vokst godt på fisken, da de bare er ca. 0,05 mm når de fester seg på fisken i august. Når de slipper seg fra gjellene om våren året etter er de ca. 0,45 mm (oppsummert i Larsen 1997).

4.3 Vannkvalitet

For de fleste av de undersøkte parameterne var den ikke vesentlige forskjeller mellom den nedre kanaliserte og den øvre naturlige delen av Brynjobekken (**tabell 4.3**). Den gjennomsnittlige turbiditeten var høyere i den kanaliserte enn i den naturlige delen av bekken (henholdsvis 0,97 og

Tabell 4.1. ANOVA tabeller for lineære modeller av effekten av vanddybde, substratkvalitet og vegetasjonsdekning på kvadratrot transformert antall ungmuslinger per 0,25 m² rute i den nedre kanaliserte og den øvre naturlige delen av Brynjobekken. Modellene inneholder effekten av transekt (stasjon) på gjennomsnittlig tetthet.

	d.f.	SS	F verdi	P
Kanalisert del				
Vanddybde	1	56,2	21,2	<0,001
Redokspotensial	1	0,7	0,3	0,60
Substratets grovhet	1	6,4	2,4	0,13
Tilgjengelig areal	1	1,3	0,5	0,48
Vegetasjonsdekning	1	1,7	0,6	0,43
Transekt	3	48,2	6,1	0,002
Residualer	33	84,8		
Naturlig del				
Vanddybde	1	8,6	8,6	0,011
Redokspotensial	1	5,7	4,9	0,034
Substratets grovhet	1	0,0	0,0	0,92
Tilgjengelig areal	1	0,5	0,4	0,54
Vegetasjonsdekning	1	2,4	2,1	0,16
Transekt	2	5,8	2,9	0,098
Residualer	30	34,8		

0,43 FNU). Forskjellen forklares ved veldig høy turbiditet (2,80 FNU) i den kanaliserte delen 14.09.2020. For de andre prøvetakingsdatoene var det ingen vesentlige forskjeller. Det gjennomsnittlige innholdet av jern var noe høyere i den kanaliserte enn i den naturlige delen (henholdsvis 47 og 35 µg/l). Det gjennomsnittlige nitratinnholdet var noe høyere i den kanaliserte enn i den naturlige delen (henholdsvis 795 og 700 µg/l). Forskjellen forklares ved veldig høyt nitratinnhold (1100 µg/l) i den kanaliserte delen 22.06.2020. For de andre prøvetakingsdatoene var det ingen vesentlige forskjeller. Gjennomsnittlig mengde totalt fosfor, både i den kanaliserte og

Tabell 4.2. Infeksjonsgrad av muslinglarver på ungfisk av ørret i Brynjobekken. Tabellen viser antall fisk undersøkt, antall fisk infestert, prevalens (prosentandel fisk infestert) og gjennomsnittlig intensitet (antall muslinglarver per infestert fisk) for stasjon 2, 7 og totalt for den kanaliserte delen av bekken (de to stasjonene). Det ble ikke fanget ørret ved stasjon 8-10 i den naturlige delen av bekken.

Stasjon	Ørretyngel (0+)				Eldre ørretunger (≥ 1+)			
	Antall unders.	Antall infest.	Prevalens (%)	Intensitet (larver/infest. fisk ± SD)	Antall unders.	Antall infest.	Prevalens (%)	Intensitet (larver/infest. fisk ± SD)
2	13	11	85	424 ± 338	5	3	60	3039 ± 2466
7	10	8	80	529 ± 221	4	2	50	857 ± 194
Totalt	23	19	83	468 ± 292	9	5	55	2166 ± 2116

Tabell 4.3. Vannkvalitetsdata fra Brynjobekken. Prøvene ble tatt 22.06.2020, 08.07.2020, 10.08.2020 og 14.09.2020. Det ble tatt prøver fra både den nedre kanaliserte og den øvre naturlige del av bekken. Se figur 3.1 og vedlegg 7.4, for lokalisering av prøvetakingsstasjonene. Parameterne som ble undersøkt er turbiditet (Turb), fargetall (Farge), ledningsevne (Kond-25), pH, kalsium (Ca), jern (Fe), sink (Zn), totalt organisk karbon (TOC), nitrat (NO₃) og totalt fosfor (Tot-P.).

Parameter	Stasjon	Turb FNU	Farge mgPt/l	Kond-25 mS/cm	pH	Ca mg/l	Fe µg/l	Zn µg/l	TOC mg/l	NO ₃ µg/l	Tot-P µg/l
22.06.2020	Øvre	0,37	8	5,9	6,8	2,6	15	2,0	2,1	690	11
	Nedre	0,38	9	4,9	6,8	2,7	34	2,1	2,1	1100*	15
08.07.2020	Øvre	0,34	10	5,8	6,8	2,4	27	2,6	2,2	760	11
	Nedre	0,31	11	5,9	6,7	2,8	40	2,4	2,2	740	12
10.08.2020	Øvre	0,44	15	5,4	6,8	2,7	44	3,1	2,7	680	94*
	Nedre	0,39	16	5,5	6,7	2,5	57	3,6	2,5	660	74*
14.09.2020	Øvre	0,55	17	5,6	6,6	2,7	53	3,3	2,6	670	6
	Nedre	2,80*	17	5,6	6,5	2,7	58	3,2	2,9	680	18
Gj.snitt	Øvre	0,43	13	5,7	6,8	2,6	35	2,8	2,4	700	31*
	Nedre	0,97*	13	5,5	6,7	2,7	47	2,8	2,4	795*	30*
	Totalt	0,69*	13	5,6	6,7	2,6	41	2,8	2,4	748*	30*

*Det høye gjennomsnittet er drevet i stor grad av en svært høy verdi ved én av prøvetakingsdatoene.

den naturlige delen (henholdsvis 30 og 31 $\mu\text{g/l}$), er ikke representativt for de typiske verdiene i bekken. Utenom 10.08.2020, var fosforinnholdet i den kanaliserte og den naturlige delen av bekken lik eller lavere enn henholdsvis 18 og 11 $\mu\text{g/l}$.

5 Oppsummering og diskusjon

5.1 Sammenstilling av elvemuslingdata fra 2019 og 2020

Elvemuslingundersøkelsene i Brynjobekken i 2019 (Sandaas & Enerud 2020) og 2020 viser stort sett det samme bildet, med best rekruttering i den nedre kanaliserte delen av bekken. I den kanaliserte delen ble det i 2019 og 2020 funnet henholdsvis 43,2 % og 25,5 % muslinger mindre enn 20 mm, mens det ble funnet henholdsvis 9,3 og 49,2 % muslinger fra 20 til 50 mm. Det vil si at det totale antallet muslinger mindre enn 50 mm (inkludert muslinger <20 mm) var 52,5 og 74,7 % i henholdsvis 2019 og 2020. I den naturlige delen var tallene nærmest identiske (henholdsvis 2,7 og 2,1 % <20 mm og 23,1 og 22,2 % 20-50 mm i 2019 og 2020). Forskjellene i rekruttering mellom de to delene skyldes i hovedsak stor rekruttering ved to av de fire stasjonene i den kanaliserte delen både i 2019 og 2020. Den største forskjellen mellom de to årene var knyttet til den totale tettheten i bekken. I den kanaliserte delen av bekken var den gjennomsnittlige tettheten 59,0 og 36,6 individ per m² i henholdsvis 2019 og 2020. I den naturlige delen var tettheten 81,4 og 45,9 individ per m² i henholdsvis 2019 og 2020.

Det er ikke overraskende at det ble funnet visse forskjeller mellom undersøkelsene i Brynjobekken de to årene. De fleste stasjonene i 2020 ble lagt i samme område som graverutene fra 2019 (Sandaas & Enerud 2020), men dekket ikke arealet som ble gravd ut i 2019. I de tilfellene der stasjonene dekket dette arealet, ble et større tilleggsareal undersøkt (Jon H. Magerøy pers. obs.). I 2019 ble det lagt ut graveruter på 1m² i bekken, på steder med større ansamlinger av muslinger. I 2020 ble det i stedet lagt ut transekter som dekket hele bredden på elven. Transektene inkluderer nok også soner med mindre egnet habitat, sammenlignet med graverutene. Tetthetene av de forskjellige størrelsesgruppene av ungmuslinger innad i transektene (data ikke vist) tyder på dette, spesielt i den naturlige delen av bekken. Dermed er det også sannsynlig at undersøkelsene i 2020 gir et mer representativt bilde av prosentandelen ungmuslinger og tetthetene av alle muslinger i bekken. Sandaas & Enerud (2020) påpeker at deres resultater nok overestimerer tettheten i bekken.

Basert på alle graverutene som ble undersøkt i Brynjobekken i 2019 (ikke det utvalget som ble brukt for å sammenligne dataene mellom 2019 og 2020), estimerte Sandaas & Enerud (2020) at bestanden var på 50.000-100.000 individ (basert på skjønn nedskalert fra et estimat på 300.000 individ), tettheten var på 59,2 individ per m², utbredelsesområdet var 800 m langt, minste musling funnet var 8 mm, og andel musling mindre enn 20 og mindre enn 50 mm (inkludert musling <20 mm) var henholdsvis 18,9 og 45,8 % (tallene er delvis hentet fra rapporten og delvis fra upubliserte bakgrunnsdata). Basert på disse dataene klassifiserte de bestanden til å tilhøre klasse III (28 poeng) som tilsvarer at bestanden er *levedyktig*, i henhold en evalueringmetode for verneverdi som har blitt brukt i Norge (poengmodellen; Larsen 2017). Undersøkelsene i 2020 tilsier at bestanden er på 170.000 individ, tettheten er på 42,5 individ per m² (ikke per 0,25 m², som brukt i habitatundersøkelsene), samme utbredelsesområdet som i 2019, minste musling funnet er 8,2 mm, og andel muslinger mindre enn 20 og mindre enn 50 mm er på henholdsvis 12,4 og 47,8 %. Basert på disse dataene hører bestanden fortsatt til klasse III (30 poeng). I henhold til klassifiseringsveilederen for miljøtilstand i vann (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018) betyr det at den økologiske tilstanden i Brynjobekken er *svært god* og at elvemuslingbestanden er *livskraftig*.

Elvemuslingbestanden i Brynjobekken har den høyeste verneverdien (30 poeng) av noen av lokalitetene i Rogaland. Nærmest ligger laksemuslingbestandene i Figgjo og Håelva, med henholdsvis 23 og 19 poeng (klasse III: *levedyktig*). Ørretmuslingen i Lerangsbekken (11 poeng, klasse II: *sårbar*) er den eneste andre ørretmuslinglokaliteten i fylket med over 10 poeng. Selv i hele Norge finnes det bare fem andre elvemuslinglokaliteter med like høy eller høyere poengsum enn Brynjobekken (Larsen & Magerøy 2019, med oppdaterte opplysninger fra NINAs upubliserte interne database). I tillegg er det svært uvanlig å finne god rekruttering i vassdrag som er sterkt påvirket av mennesker (Larsen 2005; 2017; 2018), som diskutert i innledningen til denne

rapporten. Dette viser hvor unik bestanden i Brynjobekken er og hvor viktig det er å ta vare på den. En av grunneierne ønsker å senke Brynjobekken på nytt, for å redusere problemer med vanninntrengning i jordbrukslandet omkring nedre del av bekken (Hallgeir Klungland pers. med.). Dette vil være svært skadelig for bestanden og ødelegge det beste habitatet for muslingene i bekken. Selv om man kunne prøve å flytte muslingene som finnes i det kanaliserte delen opp i den naturlige delen, vil man ikke finne mange av de minste nedgravde muslingene og disse vil dø når bekken blir senket. I tillegg er det en fare for at mange av muslingene som blir flyttet opp vil dø, da det ikke er sikkert at det finnes tilstrekkelig med tilfredsstillende habitat til enda flere muslinger i den naturlige delen av bekken. Dermed er det svært viktig å gå i dialog med grunneier for å finne løsninger som kan bevare denne unike bestanden, samtidig som man prøver å redusere vanninntrengningen i jordbrukslandet.

5.2 Sammenheng mellom rekruttering av elvemusling og miljøvariabler

Undersøkelsene av elvemuslingforekomst, vanndybde, substratkvalitet, vegetasjonsdekning, fisketetthet og vannkvalitet i Brynjobekken i 2020 tyder på at forskjellen i vanndybde er viktigst for å forklare hvorfor rekrutteringen er bedre i den kanaliserte delen, men det er også mulig at forskjeller i vertstilgang og substratstabilitet bidrar.

Den gjennomsnittlige vanndybden var signifikant større i den nedre kanaliserte delen (42 cm) enn i den øvre naturlige delen (28 cm) av Brynjobekken. Faktisk var gjennomsnittsdybden ved alle stasjonene i den nedre kanaliserte delen (37 – 46 cm) større enn gjennomsnittsdybden ved alle stasjonene i den øvre naturlige delen (28 – 29 cm). I tillegg påvirket vanndybde tettheten av ungmuslinger (musling <50 mm, inkludert musling <20 mm) signifikant positivt i både den kanaliserte og den naturlige delen. Ungmuslinger ble nesten uten unntak funnet der vanndybden var mer enn 40 og 30 cm i henholdsvis den kanaliserte og naturlige delen. Mange studier har vist at elvemusling som regel finnes på dyp mellom 20 cm og 100 cm (oppsummert i Degerman et al. 2009, Larsen 1997, Perkins 2011, Quinlan et al. 2015, Varandas et al. 2013). I tillegg har et studie av habitatkvalitet i norske ørretmuslingvassdrag vist at ungmuslinger ikke ble funnet der vanndybden var under 20 cm (Wacker et al. 2020). Grunnen til at muslingene ikke finnes i grunnområder har blitt foreslått å være fare for uttørking om sommeren og innfrysning om vinteren (oppsummert i Degerman et al. 2009, Larsen 1997, Perkins 2011, Quinlan et al. 2015, Varandas et al. 2013). Det er sannsynlig at dette har en større påvirkning på småmuslinger, siden de ikke vil ha samme evne til å flytte på seg som voksne muslinger. Gitt at Brynjobekken er et vassdrag med relativt liten vannføring (NEVINA 2020), er det svært sannsynlig at uttørking og innfrysning (i kalde vintere) kan være begrensende for rekrutteringen i bekken. På grunn av den lavere vanndybden i den naturlige delen av bekken, vil dette være et større problem der. Det er også mulig at vanndybde påvirker fordelingen av vertsfisk innad i bekken (se diskusjon i avsnittene nedenfor). Vanndybde kan likevel ikke være den eneste variabelen som forklarer forskjellen i rekruttering, da bare to av stasjonene i den kanaliserte delen av bekken hadde vesentlig høyere tetthet av ungmuslinger enn stasjonene i den naturlige delen.

Den gjennomsnittlige tetthetene av ungfisk av ørret i var 13,7 og 9,1 individ per 100 m² for henholdsvis ørret yngel og eldre ørretunger i den nedre kanaliserte delen av Brynjobekken i oktober 2020, mens det ikke ble fanget ørret i den øvre naturlige delen av bekken. I tillegg var prevalensen og intensiteten av muslinglarver på fisken høy, sammenlignet med mange vassdrag i det nasjonale overvåkingsprogrammet (Larsen 2017, Larsen & Magerøy 2019b; 2020). Det er foreslått at tettheter på 5 0+ eller 10-20 fisk av alle aldre per 100 m² er nødvendige for å opprettholde elvemuslingbestander (Arvidsson et al. 2006; 2012, Degerman et al. 2013, Söderberg et al. 2008, Ziuganov et al. 1994, Österling 2006). Dette tyder på at tetthetene i den kanaliserte delen av bekken er høyere enn det som er nødvendig for å opprettholde bestanden over tid, og dette samstemmer med at rekrutteringen som er observert i den kanaliserte delen av bekken er høyere enn det som er nødvendig for å opprettholde en bestand (Young et al. 2001). Det samstemmer derimot mindre med at rekrutteringen i den naturlige delen også er god nok til å

oppretholde en bestand (Young et al. 2001). Under feltarbeidet i august 2020 ble det heller ikke observert ungfisk i øvre del av bekken, men det ble observert gytefisk (Jon H. Magerøy pers. obs.). Data tyder på at eldre gytefisk også kan bidra til å opprettholde bestander av elvemusling (Geist et al. 2006). I tillegg observerte Sandaas & Enerud (2020) mer ungfisk i den naturlige enn i den kanaliserte delen av bekken i 2019, men det er nok lettere å observere ungfisk i den naturlige delen pga. manglende skjul for fisken (Jon H. Magerøy pers. obs.).

Tetthetene av ungfisk av ørret kan imidlertid variere mellom år (f.eks. Miljødirektoratet 2019), og ungfisken beveger seg innad i vassdrag i løpet av et år (f.eks. Erkinaro 1995, Huusko et al. 2007). Bevegelsesmønsteret vil være avhengig av vannføring, temperatur og diverse andre miljøvariabler. Det er mulig at fisken samler seg i dypere deler av Brynjobekken på forsommeren, på grunn av lav vannføring som følge av lav normalnedbør på denne tiden av året (Yr 2020), og at dette skjer i samme tidsrom som slippet av muslinglarver (oppsummert i Larsen 1997; 2005; 2018). Dette vil kunne bidra til å forklare forskjellene i rekruttering mellom de to delene av bekken. Manglende kunnskap om forskjeller i tetthet av ungfisk mellom og innad i år bidrar til usikkerhet om resultatene av ungfiskundersøkelsene i 2020 er representative for fordelingen av fisk når larvene slipper fra fisken. Derfor må ungfisktettheten i bekken undersøkes over flere år, for å fastslå dette med sikkerhet. At det ikke ble funnet noen ungfisk i den øvre delen av bekken er likevel en indikasjon på at dette kan bidra til å forklare forskjellen i rekruttering mellom den nedre kanaliserte og den øvre naturlige delen av bekken. I tillegg til forskjeller i vannndybde, kan en årsak til forskjellen i tetthet av ungfisk være at plantesamfunnet i den kanaliserte delen gir skjul til fisken (se avsnitt nedenfor), mens det er mangel på skjul i den naturlige delen (Jon H. Magerøy pers. obs.). Det er ingen andre åpenbare årsaker til forskjellen i tetthet mellom de to delene av bekken.

Mediant redokspotensial var signifikant lavere i den nedre kanaliserte (357 mV) enn i den øvre naturlige delen (582 mV) av Brynjobekken. I den kanaliserte delen hadde to av stasjonene mediant redokspotensial rett under 400 mV, mens én hadde redokspotensial rett over og én rett under 300 mV. I den naturlige delen hadde to av stasjonene mediant redokspotensial på ca. 600 mV, mens én hadde redokspotensial rett over 300 mV (Se Geist & Auerswald 2007, Killeen 2006 og Larsen 2012, for bruk av median som standard ved redoksmålinger.). 400 og 300 mV tilsvarer henholdsvis *god* og *moderat* habitatkvalitet for elvemusling, der *god* habitatkvalitet tilsier at oksygeninnholdet i substratet er høyt nok til at rekrutteringen er stor nok til å opprettholde bestanden og *moderat* habitatkvalitet tilsier at rekruttering foregår på et nivå som er for lavt til å opprettholde bestanden (Geist & Auerswald 2007). Dermed ville vi forvente at rekrutteringen ville være høy nok til å opprettholde bestanden i den naturlige, men ikke i den kanaliserte delen av bekken, basert på det målte redokspotensialet. Vi fant imidlertid at rekrutteringen var høy nok til å opprettholde bestanden i begge delene av bekken (Young et al. 2001) og at den var høyest i den kanaliserte delen.

Vi fant en positiv sammenheng mellom redokspotensial og tetthet av ungmuslinger (<50 mm) i den naturlige delen av Brynjobekken, men ingen slik sammenheng i den kanaliserte delen av bekken. Dette er overraskende, siden man skulle forvente at denne sammenhengningen var sterkst i den delen av bekken som hadde lavest redokspotensial. Redokspotensialet forventes jo å være mest begrensende på rekrutteringen der det generelle redokspotensialet er lavt. I studiet av habitatkvalitet fra norske ørretmuslingvassdrag ble det også funnet en positiv sammenheng mellom redokspotensial og tetthet av ungmuslinger. Rekruttering var helt klart vanligst i undersøkelsesruter der redokspotensialet var over 400 mV, og det ble svært sjelden funnet rekruttering der redokspotensialet var under 300 mV (Wacker et al. 2020). Funnene våre sammenfaller ikke helt med dette studiet. I tillegg til at vi ikke fant en sammenheng mellom redokspotensial og tetthet av ungmuslinger i den kanaliserte delen av bekken, fant vi ganske høye tettheter av ungmuslinger i ruter med redokspotensial mellom 200 og 300 mV. Dette var, først og fremst, tilfellet i den kanaliserte delen av bekken, men også i den naturlige.

En mulig forklaring på den manglende sammenhengningen mellom redokspotensial og tetthet av ungmuslinger i den kanaliserte delen av Brynjobekken er at gruslaget, som dekker bunnen, er

tynt og ligger oppå avsetninger av leire i deler av bekkeløpet. I enkelte tilfeller var det åpenbart at målinger på standarddybden for redoksmålinger (5-8 cm) førte til målinger nede i leiren (Jon H. Magerøy pers. obs.). Man kunne valgt å gjennomføre målingene nærmere overflaten av substratet, men metoden er ikke utviklet for målinger på mindre enn 5 cm dybde (Geist & Auerswald 2007, Killeen 2006, Larsen 2012), og dermed ville man ikke ha noe referansemateriale til å sammenligne funnene med. I tillegg ville målinger i øvre substratlag sannsynligvis tilsvare redokspotensialet i de frie vannmassene. For muslingene i disse leirområdene er nok redokspotensialet i de frie vannmassene mer representativt enn redokspotensialet i substratet, da det ble observert at muslingene stod i det tynne gruslaget med foten nede i leiren (Jon H. Magerøy pers. obs.).

Substratets grovhet var i gjennomsnitt 3,2 både for den nedre kanaliserte og den øvre naturlige delen av Brynjobekken. I tillegg fant vi ingen signifikant effekt på tettheten av ungmuslinger innad i de to delene. Flere internasjonale studier har vist at finsedimenter er negative for rekruttering av elvemusling (oppsummert i Degerman et al. 2009, Quinlan et al. 2015). Studiet i norske ørretmuslingvassdrag fant også en positiv sammenheng mellom substratets grovhet og rekruttering. Det var også svært sjeldent at det ble funnet rekruttering i undersøkelsesruter der substratets grovhet var under 3 (Wacker et al. 2020). I Brynjobekken fant vi ganske høye tettheter av ungmuslinger i ruter der substratets grovhet var ned mot 2. En forskjell mellom vårt og de andre studiene er at det nesten ikke ble funnet silt i substratet i bekken (bare ved én stasjon i den naturlige delen), mens det ble funnet mer silt i de internasjonale studiene (oppsummert i Degerman et al. 2009, Quinlan et al. 2015) og de norske ørretmuslingvassdragene (upubliseret bakgrunnsmateriale for Wacker et al. 2020). I tillegg fant vi ingen sammenheng mellom substratets grovhet og reduksjon i redokspotensialet i Brynjobekken. Dette er mulig å forklare med at lite silt i substratet gjør at høye verdier av andre finsubstrater (sand og grus) ikke påvirker redokspotensialet nevneverdig. I den kanaliserte delen av bekken kan dette nok også delvis forklares med at leirbunnen påvirket målingene, som diskutert. Uansett er det mulig at et lavt siltinnhold forklarer en manglende effekt av substratets grovhet på rekrutteringen i bekken.

Gjennomsnittlig andel tilgjengelig habitat var signifikant høyere i den nedre kanaliserte delen (88 %) enn i den øvre naturlige delen (57 %) av Brynjobekken. Med en høyere andel habitat som var tilgjengelig for elvemusling, kunne man forvente at dette ville bidra til å forklare forskjellen i rekruttering mellom de to delene av bekken. Likevel fant vi ingen signifikant sammenheng mellom andel tilgjengelig areal og tetthet av ungmuslinger. I studiet fra norske ørretmuslingvassdrag ble det funnet en svak negativ effekt av andel tilgjengelig substrat på rekruttering (Wacker et al. 2020). Det vil si at andelen undersøkelsesruter med ungmusling(er) var noe høyere når andelen tilgjengelig areal var lavere. Årsaken til en slik sammenheng er sannsynligvis at andel tilgjengelig areal var signifikant negativt korrelert med substratets grovhet og redokspotensial. Basert på deres funn vil man forvente bedre rekruttering når substratet er grovere, med høyere redokspotensial og oksygeninnhold, mens man vil forvente at andel tilgjengelig habitat er lavere i områder med grovt substrat. På den annen side vil man også forvente at tettheten av ungmuslinger går ned hvis det er svært lite tilgjengelig habitat (0 % i noen av våre ruter i den naturlige delen, der store steinblokker dekket hele arealet). Dermed kan mangelen på sammenheng i våre undersøkelser være et resultat av disse to motstridende effektene av andel tilgjengelig habitat.

Vegetasjonsdekningen var i gjennomsnitt 43 % for den kanaliserte og 33 % for den naturlige delen av Brynjobekken. I flere studier har det blitt påpekt at akvatisk vegetasjon bidrar til å stabilisere substratet og dermed kan være positivt for elvemusling (Hegeman et al. 2014, Howard & Cuffey 2003, May & Pryor 2016), men de fleste studiene har funnet at akvatisk vegetasjon påvirker muslingen negativt fordi den øker andelen finsedimenter i substratet (Beasley & Roberts 1999, Gittings et al. 1998, Hastie et al. 2003; 2004, Laughton et al. 2008). Dermed kunne vi forvente å finne en positiv eller en negativ effekt av vegetasjonsdekning på tettheten av ungmuslinger, men forskjellen i vegetasjonsdekning mellom de to delene av bekken var ikke signifikant og vi fant ingen signifikant effekt på tettheten av ungmuslinger innad i de to delene. Dette stemmer med resultatene av studiet i norske ørretmuslingvassdrag (Wacker et al. 2020). En årsak til at man ikke finner en sammenheng mellom vegetasjonsdekning og tettheten av ungmuslinger kan være at vegetasjonsdekningen kan ha en negativ effekt på rekruttering i den ruten

det blir målt i, gjennom å øke finsedimentene i denne, samtidig som den kan ha positiv effekt i rutene nedstrøms, ved å stabilisere substratet (som foreslått av Sandaas & Enerud 2020).

Vannkvalitetsdataene viste ingen større forskjeller mellom den nedre kanaliserte og den øvre naturlige delen av Brynjobekken, for de fleste variablene. Gjennomsnittsverdiene for turbiditet og nitrat var noe høyere i den kanaliserte enn i den naturlige delen, men dette var et resultat av høye verdier ved én av prøvetakingsdatoene i den kanaliserte delen. Verdiene for totalt fosfor lå litt høyere i den kanaliserte enn i den naturlige delen ved tre av prøvetakingsdatoene, men gjennomsnittet var omtrent likt fordi verdien ved den siste datoen var vesentlig høyere i den naturlige delen. Gjennomsnittsverdiene for hele bekken for nitrat (748 µg/l) var svært mye høyere enn det som har blitt målt i elvemuslingvassdrag med god rekruttering i Norge (<95 µg/l) (Larsen 2017) og resten av Skandinavia (<125 µg/l) (Degerman et al. 2009). Gjennomsnittsverdiene for hele bekken for totalt fosfor (12 µg/l), utenom den ene prøvetakingsdatoen med ekstremverdier, var en del høyere enn vassdragene med god rekruttering i Norge (<5,5 µg/l) og litt høyere enn vassdragene i resten av Skandinavia (<10 µg/l). De andre vannkvalitetsparametrene lå innenfor de verdiene som er observert i vassdragene med god rekruttering. Dermed bidrar ikke vannkvalitetsdataene til å forklare forskjellen i rekruttering mellom den kanaliserte og den naturlige delen av Brynjobekken, men de viser at rekrutteringen er overraskende høy i begge delene.

Sandaas & Enerud (2020) foreslår at årsaken til forskjellen i rekruttering av elvemusling mellom den nedre kanaliserte og den øvre naturlige delen av Brynjobekken er at det tette plantesamfunnet i nedre del av bekken binder substratet, tar opp næringsstoffer og øker bunnfelling av partikler fra vannmassene. Dette fører til «lommer med rent substrat, gunstig vannhastighet og skjerm[ing] mot varmeinnstråling», som er fordelaktig for rekruttering av muslingen. Likevel fant vi, som nevnt, ingen signifikant effekt av vegetasjonsdekning på rekrutteringen. Som diskutert i avsnittet om vegetasjonsdekning, er det mulig at den positive effekten av plantesamfunnet ikke fanges opp av våre undersøkelser. Plantene danner lengre matter i den kanaliserte enn i den naturlige delen (Sandaas & Enerud 2020, Jon H. Magerøy pers. obs.), og dette ble ikke fanget opp med metodikken vår. Siden Sandaas & Enerud (2020) sin forklaringsmodell tilsier at den akvatiske vegetasjonen har en negativ effekt der den etablerer seg, men en positiv effekt i områdene nedstrøms, kan man kanskje forvente en positiv effekt av større vegetasjonsdekning i den kanaliserte delen av bekken, sammenlignet med den naturlige delen av bekken, uten at dette vil kunne identifiseres i rutene innad i transektene ved stasjonene.

Resultatene våre gir ikke grunnlag for å vurdere effekten plantesamfunnet har på opptak av næringsstoffer, bunnfelling av partikler, vannhastighet og effekt på varmeinnstråling i den nedre kanaliserte delen av Brynjobekken, men kan likevel gi en indikasjon på hvordan plantesamfunnet muligens kan ha en positiv effekt på rekrutteringen i denne delen av bekken. Redokspotensialet var vesentlig lavere i den kanaliserte enn i den naturlige delen. Dette kan være en indikasjon på at substratet er mer stabilt i nedre del, da man forventer høyere redokspotensial i ustabile masser, der bevegelse av massene også vil føre til tilførsel av oksygenrikt vann til substratet. Dette gjelder spesielt hvis finsedimentene består av grus og sand, men ikke silt, som er tilfellet i bekken. En slik vurdering støttes også av at det var en tendens til at redokspotensialet var høyere i finsubstrater, som er forventet å være mer ustabile, enn i grovere substrater, som er forventet å være mer stabile, i den naturlige delen av bekken. At substratet var mer stabilt i den kanaliserte enn i den naturlige delen av bekken var inntrykket både i 2019 (Sandaas & Enerud 2020) og 2020 (Jon H. Magerøy pers. obs.). I ustabile masser vil ungmuslingene vaskes ut, mens større og eldre muslinger vil ha en større sjanse til å holde seg fast (se oppsummering og diskusjon av nåværende litteratur i Magerøy 2020a, men se også Hastie et al. 2000 for et studie som viser viktigheten av stabilt substrat for ungmuslinger). I tillegg er det, som nevnt, mulig at den høyere tettheten av ungfisk av ørret i den kanaliserte delen av bekken kan forklares med bedre skjul i denne delen, pga. plantesamfunnet. Dermed kan plantesamfunnet muligens bidra til den høye rekrutteringen i den kanaliserte delen gjennom to forskjellige mekanismer.

Det er flere mulige årsaker til at vi ikke fant klarere svar på hvorfor rekrutteringen av elvemusling er høyere i den nedre kanaliserte enn i den øvre naturlige delen av Brynjobekken. En av disse

årsakene er at vi, som nevnt, bare fant svært høy rekruttering ved to av de fire undersøkte stasjonene i den kanaliserte delen. En annen årsak er at variasjonen innad i de to delene av bekken var like stor som variasjonen mellom de to delene, for flere av habitatvariablene (spesielt substratets grovhet og plantedekke). En tredje årsak kan være at rekrutteringen i bekken er for høy. At rekrutteringen i bekken er god visste vi, basert på undersøkelsene til Sandaas & Enerud (2020). De undersøkte rekrutteringen i graveruter og vi forventet at transektundersøkelser, med mer marginale habitater, ville gi en større variasjon i rekrutteringen enn de gjorde. I begge delene av bekken ble det funnet ungmuslinger i 27 av 42 (64 %) undersøkte ruter (data ikke vist). Dette er en vesentlig høyere andel enn det som ble funnet i de andre ørretmuslingvassdragene i Norge (Wacker et al. 2020) og vil si at det foregår rekruttering i store deler av bekken. Når antallet stasjoner som legger grunnlaget for forskjellen i rekruttering mellom de to delene av bekken er få, variasjonen i habitatvariablene er stor innad i de to delene og det er relativt få undersøkelsesruter uten rekruttering, gir dette et dårligere datagrunnlag for å identifisere miljøvariablene som kan forklare forskjellen i rekruttering mellom den kanaliserte og den naturlige delen av bekken.

At den høye gjennomsnittlige rekrutteringen i den kanaliserte delen av Brynjobekken er et resultat av spesielt høy rekruttering ved to av stasjonene, tyder på at rekrutteringen bare er høy innenfor visse områder i denne delen av bekken. Dette var tilfellet selv om gjennomsnittsvanndybden, som nevnt, var høyere ved alle disse stasjonene enn ved stasjonene i den naturlige delen av bekken og undersøkelsene av fisketetthet tyder på at tettheten av ørret var ganske lik innad i den kanaliserte delen. Selv om vanndybde bidrar til å forklare forskjellene i rekruttering innad i den kanaliserte (og den naturlige) delen av bekken, tyder dette på at miljøvariabler som vi ikke undersøkte også bidrar til å forklare forskjellene i rekruttering innad i den kanaliserte delen. Dermed bidrar disse miljøvariablene nok også til å forklare forskjellene i rekruttering mellom de to delene av bekken. Substratets stabilitet kan være en av disse miljøvariablene, men dataene våre gir ikke et grunnlag for å evaluere dette nærmere. Til sammen tilsier undersøkelsene at høy nok vanndybde, vertstilgang og substratstabilitet er nødvendige for høy rekruttering i Brynjobekken, men at disse miljøvariablene ikke kan forklare forskjellene i rekruttering alene.

5.3 Konklusjon

Brynjobekken har svært god økologisk status og svært høy verneverdi blant elvemuslinglokaltetene i Rogaland. Dette bekreftes både av undersøkelsene i 2019 (Sandaas & Enerud 2020) og i 2020. Som nevnt, er det svært uvanlig å finne god rekruttering i vassdrag som er sterkt påvirket av mennesker (Larsen 2005; 2017; 2018). Dermed er det svært viktig at denne bestanden tas vare på og at bekken ikke senkes på nytt. Det må opprettes et samarbeid med grunneier(ne) for å bevare bestanden, samtidig som man løser problemene knyttet til vanninntrengning i jordene langs bekken (Hallgeir Klungland pers. med.).

Undersøkelsene i 2020 tyder på at større vanndybde i den kanaliserte nedre delen av Brynjobekken, sammenlignet med den øvre naturlige delen, er en viktig årsak til hvorfor det er høyere rekruttering i den kanaliserte enn i den naturlige delen. Årsaken til dette er sannsynligvis at større vanndybde beskytter mot uttørking om sommeren og innfrysning om vinteren, i kalde vintre. Undersøkelsene tyder også på at forskjeller i vertstilgang kan være en viktig årsak til forskjellen i rekruttering mellom de to delene av bekken. Forskjellen i tetthet av ungfisk av ørret kan kanskje forklares med at plantesamfunnet i den kanaliserte delen av bekken gir bedre skjul for fisken, men det er også mulig at større vanndybde i denne delen av bekken gjør at fisken trekker dit når vannføringen er lav. Likevel må det undersøkes om funnene våre er representative for normaltetthetene av ungfisk i de to delene av bekken, spesielt når muslinglarvene slipper fra fisken. Undersøkelsene av substratkvalitet (redokspotensial, substratets grovhet og andel tilgjengelig substrat), vegetasjonsdekning og vannkvalitet bidro ikke direkte til å forklare forskjellen i rekruttering mellom den kanaliserte og den naturlige delen. Likevel tyder redokspotensialet på at substratet er mer stabilt i den kanaliserte delen av bekken, noe som vil være positivt for ungmuslinger (oppsummert i Magerøy 2020a). Det er mulig at plantesamfunnet bidrar til å stabilisere

substratet i den kanaliserte delen av bekken og, på den måten, også bidrar til at rekrutteringen er høyere i denne delen av bekken.

Resultatene våre gir ikke like klare svar på hvorfor det er så stor forskjell i rekrutteringen av elvemusling, mellom den nedre kanaliserte og den øvre naturlige delen av Brynjobekken, som vi hadde håpet. Dette kan delvis forklares med at bare to av de fire stasjonene i bekken hadde spesielt stor rekruttering, at variasjonen i de undersøkte habitatvariablene var stor innad i de to delene av bekken og at rekrutteringen var så høy som den var. Dette gjør det vanskeligere å identifisere årsakene til forskjellene i rekruttering, men det er også sannsynlig at andre miljøvariabler, som vi ikke undersøkte, bidrar til disse forskjellene. Likevel tyder resultatene våre på at vanddybde og, muligens, vertstilgang og substratets stabilitet er faktorer som bidrar til å forklare forskjellen i rekruttering mellom de to delene av bekken. Dette er faktorer som er viktige for å forklare utbredelse og tetthet av elvemusling, mens færre studier har greid å forklare forskjeller i habitatkvalitet mellom unge og voksne muslinger (oppsummert i Magerøy 2020a). Blant studiene som har bidratt til å forklare forskjeller i rekruttering er det vist at vanddybde (Wacker et al. 2020), vertstilgang (Arvidsson et al. 2006; 2012, Degerman et al. 2013, Söderberg et al. 2008, Ziuganov et al. 1994, Österling 2006) og substratstabilitet (Hastie et al. 2000) er viktige faktorer.

Det som er mest overraskende med resultatene våre er at rekrutteringen i Brynjobekken er så god som den er, både i den nedre kanaliserte delen og i den øvre naturlige delen. Nitratverdiene var svært mye høyere enn det som er observert i vassdrag med god rekruttering i Norge (Larsen 2017) og resten av Skandinavia (Degerman et al. 2009), mens mengden totalt fosfor var også noe høyere enn det som er observert i slike vassdrag. I den øvre naturlige delen var vertstettheten for lav til å opprettholde bestanden (Arvidsson et al. 2006; 2012, Degerman et al. 2013, Söderberg et al. 2008, Ziuganov et al. 1994, Österling 2006), selv om det er usikkert om dette er representativt for alle deler av året og i alle år. I den nedre kanaliserte delen var redokspotensialet for lavt til å opprettholde bestanden (Geist & Auerswald 2007), selv om dette delvis kan forklares med at leirbunn påvirket målingene. Dermed skulle man ikke forvente at rekrutteringen var god nok til å opprettholde bestanden i noen av delene av bekken, men rekrutteringen er langt høyere enn det som er nødvendig (Young et al. 2001). Hvorfor det er slik, er vanskelig å si. Siltinnholdet i bekken er svært lavt, selv om vannkjemidataene viser at næringstilførselen til bekken er høy. Lavt siltinnhold gir forventninger om høyt oksygeninnhold og god rekruttering av elvemusling (oppsummert i Degerman et al. 2009, Quinlan et al. 2015). En mulig årsak til at siltinnholdet er lavt kan være grunnvannsoppkommer i bekken, da det er blitt vist at slike oppkommer kan bidra til bedre habitatkvalitet enn forventet i enkelte områder av vassdrag (Thomas 2015).

6 Referanser

- 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.
- 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.
- Berggrunn. 2020. Nasjonal berggrunnsdatabase. Norges Geologiske Undersøkelse, Trondheim, Norge. <http://geo.ngu.no/kart/berggrunn/>
- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T.G., Rasmussen, G. & Saltveit, S.J. 1989. Electrofishing. Theory and practice with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologia* 173: 9-43.
- Degerman, E., Alexanderson, S., Bergengren, J., Henrikson, L., Johansson, B.-E., Larsen, B.M. & Söderberg, H. 2009. Restaurering av flodpärlmusselvatten. WWF Sverige, Solna, Sverige.
- 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. 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 3-2006.
- Direktoratsgruppen vanddirektivet. 2018. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Veileder 2:2018.
- Elnan, S.D. 2008. Kartlegging av elvemusling i Rogaland 2007-2008. *Ambio Rapport* 10027.
- Erkinaro, J. 1995. The age structure and distribution of Atlantic salmon parr, *Salmo salar* L., in small tributaries and main stems of the subarctic River Teno, northern Finland. *Ecology of Freshwater Fish* 4: 53-61.
- 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.
- GeoNorge. 2020. 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.
- 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., Cooksley, S.L., Scougall, F., Young, M.R., Boon, P.J. & Gaywood, M.J. 2003. 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., 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.

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

Huusko, A., Greenberg, L., Stickler, M., Linnasaari, T., Nykänen, M., Vehanen, T., Koljonen, S., Louhi, P. & Alfresen, K. 2007. Life in the ice lane. The winter ecology of stream Salmonids. *River Research and Applications* 23: 469-491.

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. 2011. Monitoring substrate and interstitial quality of the River Our, Luxembourg. EU-Project LIFE05Nat/L/000116 "Restauration des populations des moules perlières en Ardennes". Unpublished Report.

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 institutt 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. 2012. 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.

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

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

Larsen, B.M. & Magerøy, J.H. 2018. Elvemusling og fisk i Elstadelva, Nord-Trøndelag. Kartlegging i forbindelse med Knutfoss kraftverk. NINA Rapport 1451. 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. & Magerøy, J.H. 2020. Overvåking av elvemusling i Norge. Årsrapport for 2019. NINA Rapport 1837. 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.

Magerøy, J.H. 2017. Evaluering av habitatkvalitet for juvenil elvemusling (*Margaritifera margaritifera*) i Agder. Redoksmålinger i Hammerbekken, Lilleelv, Storelva, Straibekken og Vassbotnbekken. NINA Rapport 1419. Norsk institutt for naturforskning.

Magerøy, J.H. 2020a. 2. Litteraturoppsummering. Elvemuslingens miljøkrav. S. 13-32 i: 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.

Magerøy, J.H. 2020b. Evaluering av habitatkvalitet for juvenil elvemusling (*Margaritifera margaritifera*) i Oslo og Akershus fra 2017 til 2019. Redoksmålinger i Askerelva, Movassbekken, Nitelva, Raudsjøbekken, Sognsvannsbekken og Tunnsjøbekken. NINA Rapport 1697. Norsk institutt for naturforskning.

Magerøy, J.H. & Larsen, B.M. 2019. Evaluering av habitatkvalitet for juvenil elvemusling (*Margaritifera margaritifera*) i Trøndelag i 2018. Redoksmålinger i Fossingelva, Gråelvvassdraget, Sagelva, Slørdalselva og Terningselva. NINA Rapport 1623. Norsk institutt for naturforskning.

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.

Miljødirektoratet. 2019. Kalking i laksevassdrag skadet av sur nedbør. Tiltaksovervåking i 2018. Miljødirektoratet Rapport M-1566.

NEVINA. 2020. Nedbørfelt-vannføring-indeks-analyse. Norges Vassdrags- og Energidirektorat, Oslo, Norge. <http://nevina.nve.no/>

Norge i bilder. 2020. Kartutsnitt. Statens vegvesen, Norsk institutt for bioøkonomi og Statens kartverk.

Norsk Standard. 2017a. Vannundersøkelse. Veiledning for overvåking av elvemuslingpopulasjoner (*Margaritifera margaritifera*) og deres livsmiljø. Norsk Standard NS-EN 16859:2017.

Norsk Standard. 2017b. Geotekniske felt- og laboratorieundersøkelser. Identifisering og klassifisering av jord. Del 1. Identifisering og beskrivelse (ISO 14688-1:2017). Norsk Standard NS-EN ISO 14688-1:2018.

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

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 Developmental Core Team. 2017. R. A language and environment for statistical computing. Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Sandaas, K. & Enerud, J. 2020. Overvåking av elvemusling *Margaritifera margaritifera* i Brynjobekken 2019. Eigersund kommune, Rogaland fylke. Naturfaglige Konsulenttenester & Fisk- og Miljøundersøkelser, Rapport.

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.

Tengs, K. 2013. Elvemusling. Epost.

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, England.

Vannmiljø. 2020. Vannmiljø. Registrering og analyse av tilstand i vann. Miljødirektoratet, Trondheim, Norge. <https://vannmiljo.miljodirektoratet.no/>

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.

Wacker, S., Larsen, B.M. & Magerøy, J.H. 2020. 4. Undersøkelse av habitatvariabler i fire lokaliteter med elvemusling. S. 51-79 i: 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.

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 (ROAME No. F01AC609d).

Young, M.R., Hastie, L.C. & al-Mousawi, B. 2001. What represents an "ideal" population profile for *Margaritifera margaritifera*? S. 35-44 i: Bauer, G. (Ed.). Die Flussperlmuschel in Europa. Bestandssituation und Schutzmassnahmen. Ergebnisse des Kongresses vom 16.-18.10.2000 in Hof. Wasserwirtschaftsamt Hof und Albert Ludwigs Universität, Freiburg, Deutschland.

Yr. 2020. Målestasjon: Eik, Lund (Rogaland). Meteorologisk institutt, Oslo, og NRK, Oslo. <https://www.yr.no/nb/historikk>

Ziuganov, V., Zotin, A., Nezhlin, L. & Tretiakov, V. 1994. The Freshwater Pearl Mussels and Their Relationships with Salmonid Fish. VNIRO Publishing House, Moscow, Russia.

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

7 Vedlegg

7.1 Undersøkelser av elvemusling og habitatvariabler i transektene

Tabell 1. Stasjonsoversikt ved undersøkelser av elvemuslingforekomst, vanndybde, substratkvalitet og vegetasjonsdekning i Brynjobekken. Tabellen viser hvilken del av bekken stasjonene ligger i, lokaliseringen av stasjonene og undersøkt areal ved stasjonene. Se **figur 3.1**, for stasjonenes beliggenhet i kart, og **vedlegg 7.2** for fotografi av stasjonene.

Del	Stasjon	UTM	Areal (m ²)
Naturlig	11	32 V 0330891 6490992	2,5
	10	32 V 0330885 6490977	3,0
	8	32 V 0330883 6490952	5,0
	Totalt		10,5
Kanalisert	7	32 V 0330772 6490739	2
	5	32 V 0330733 6490725	3
	2	32 V 0330693 6490684	3
	1	32 V 0330693 6490653	2,5
	Totalt		10,5
Totalt for bekken			21

7.2 Stasjonsfoto



Figur 1. Stasjonsfoto fra Brynjobekken. Stasjon 1-7 ligger i den nedre kanaliserte delen av bekken. Stasjon 8-11 ligger i den øvre naturlige delen av bekken. Forekomst av elvemusling, vanddybde, substratkvalitet og vegetasjonsdekning ble undersøkt ved stasjon 1-11. Fisketetthet ble undersøkt ved stasjon 2, 7 og 8-10. Stasjonenes lokalisering er vist i figur 3.1, vedlegg 7.1, vedlegg 7.3 og vedlegg 7.4. Foto: Jon H. Magerøy.

7.3 Undersøkelser av fisketetthet

Tabell 1. Tetthet av ungfisk av ørret i Brynjobekken. Tabellen viser den delen av bekken stasjonene ligger i, undersøkt areal ved stasjonene, lokaliseringen av stasjonene, og tetthet av ørretyngel (0+) og eldre ørretunger ($\geq 1+$) ved stasjonene. Stasjon 2 og 7 ble avfisket tre ganger i henhold til standard metodikk (utfiskingsmetoden, Bohlin et al. 1989), mens stasjon 8-10 bare ble avfisket én gang. Gjennomsnittlig estimert fangbarhet for stasjon 2 og 7 for ørretyngel (0+, fangbarhet = 0,51) og eldre ørretunger ($\geq 1+$, fangbarhet = 0,57) ble benyttet for å estimere tetthet av ungfisk. Alle tettheter oppgis som antall individer per 100 m². Se **figur 3.1**, for stasjonenes beliggenhet, og **vedlegg 7.2**, for fotografi av stasjonene.

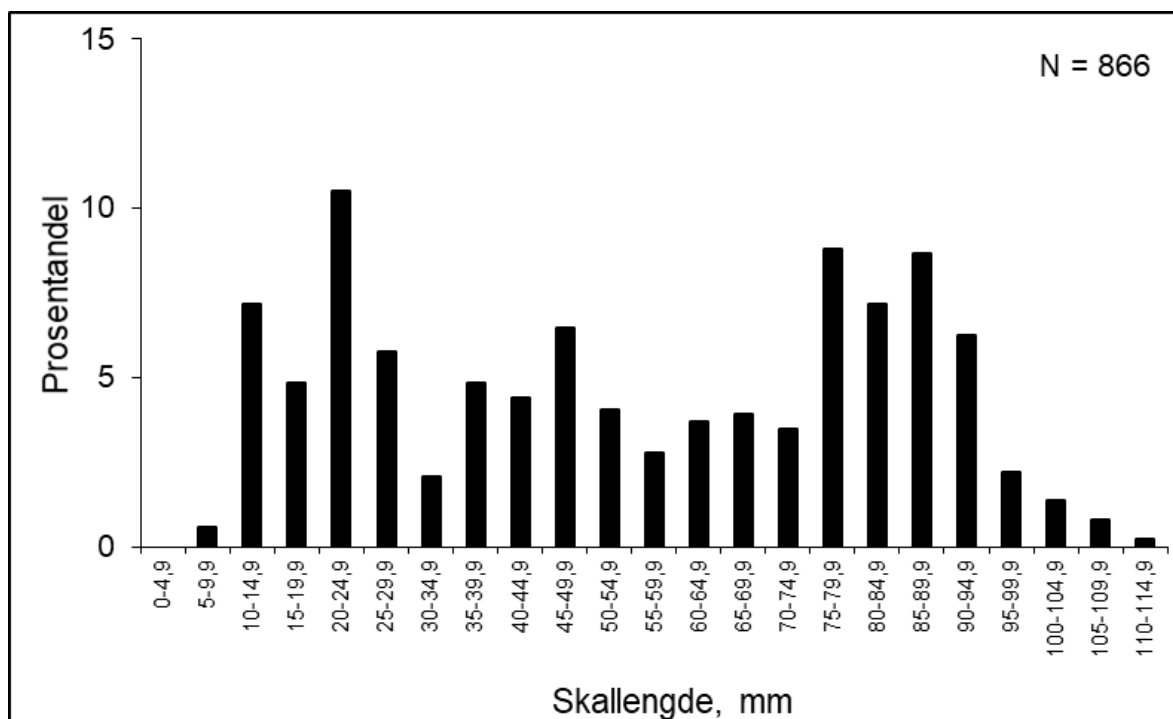
Del	Stasjon	Areal (m ²)	Start UTM	Tetthet (ind. per 100 m ²)	
				0+	($\geq 1+$)
Naturlig	8-10	300	32 V 0330883 6490952	0	0
Kanalisert	7	90	32 V 0330772 6490739	12,6	7,3
	2	100	32 V 0330664 6490689	14,8	10,9
	Gj.snitt	95		13,7	9,1

7.4 Undersøkelser av vannkvalitet

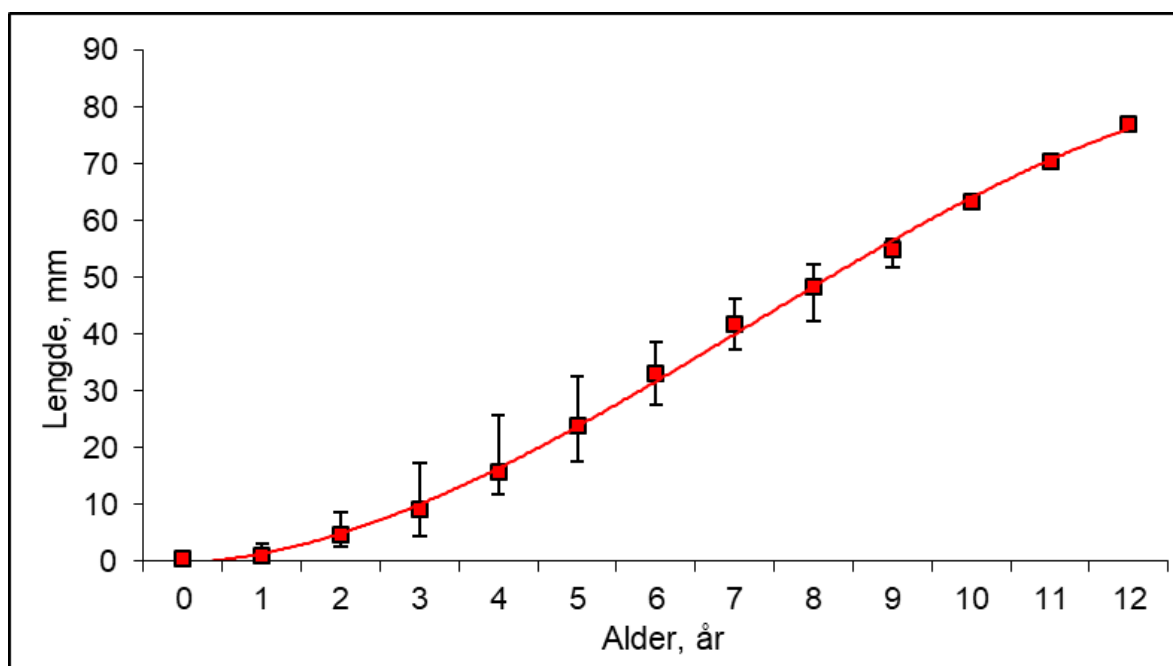
Tabell 1. Oversikt over prøvetakingslokalitetene for vannkvalitet i Brynjobekken. Tabellen viser hvilken del av bekken lokalitetene ligger i, beskrivelse av lokalitetenes beliggenhet og UTM for lokalitetene. Se **figur 3.1**, for lokalitetenes beliggenhet i kart.

Del	Beliggenhet	UTM
Naturlig	Rett nedstrøms utløpet av Bryneslandsvatnet	32 V 0330923 6491266
Kanalisert	Ved gammel bro oppstrøms utløpet av Brynjobekken i Hellelandselva (mellom stasjon 1 og 2)	32 V 0330691 6490666

7.5 Bestandsdata for Brynjebekken



Figur 1. Lengdefordeling av levende elvemusling fra Brynjebekken i 2020. Figuren viser lengdefordelingen for hele bekken.



Figur 2. Vekstkurve basert på lengde av gjennomsnittlig årringsdiameter hos aldersbestemt elvemusling i Brynjebekken i 2019. Figuren viser gjennomsnittlig, maksimum og minimum lengde for hver alder, i tillegg til estimert vekstkurve. Vekstkurven er basert på målinger av 48 muslinger fra bekken. Figuren er basert på grunnlagsdata for figur 9 i Sandaas & Enerud (2020).

Utbredelsen av elvemusling i Brynjobekken ble ikke undersøkt i 2020, men det ble funnet levende elvemusling på alle de undersøkte stasjonene. Det ble ikke funnet tomme skall på noen av stasjonene (Se **figur 3.1** og **vedlegg 7.1**, for lokalisering av stasjonene.). Ifølge Sandaas & Enerud (2020) er muslingen utbredt fra Hellelandselva til strykpartiet nedenfor E39 (ca. 800 m) (se **figur 3.1**). Den totale tettheten i bekken var 42,5 individ per m² (ikke per 0,25 m², som brukt i habitatundersøkelsene). Bestanden i bekken er estimert til 170.000 individ, basert på den totale tettheten i bekken i 2020 og arealet innenfor utbredelsesområdet (utregnet av Sandaas & Enerud 2020). Lengden på de levende muslingene varierte fra 8,2 til 114,6 mm. Andelen musling mindre enn 20 mm og mindre enn 50 mm (inkludert musling <20 mm) var henholdsvis 12,4 og 46,8 % (**vedlegg 7.5 figur 1**). Vekst hos muslingene ble ikke undersøkt i 2020, men Sandaas & Enerud (2020) opparbeidet en vekstkurve for bestanden basert på undersøkelsene i 2019 (**vedlegg 7.5 figur 2**). Muslingene var 23,9 og 63,3 mm lange ved henholdsvis 5 og 10 års alder. Det tilsier at i 2020 var 20,6 % av muslingene 5 år eller yngre og 56,4 % 10 år eller yngre (inkludert muslingene ≤5 år). 45,7 % av muslingene var nedgravd.

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 lms 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: 978-82-426-4669-9

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>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger