



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2024 60 stp

Fakultetet for miljøvitenskap og naturforvaltning (MINA)

Populasjonsstruktur hos fire vårgytende fiskearter i Lågendeltaet: effekt av vannføring og temperatur på initiering av gytevandring

Population structure of four spring-spawning fish species in Lågendeltaet: effect of water discharge and temperature on initiation of spawning migration

Gabriel Mattingsdal Eggebø

Biologi

Forord

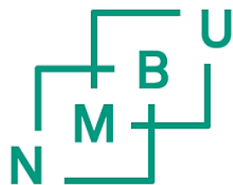
Denne masteroppgaven er skrevet ved fakultetet for miljøvitenskap og naturforvaltning (MINA), ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU) i samarbeid med norsk institutt for naturforskning (NINA) avdeling Lillehammer. Dette arbeidet markerer slutten på mastergraden min i biologi.

Jeg vil rette en stor takk til min hovedveileder Thrond Haugen ved NMBU (prof.) for god statistikk- hjelp og nyttige drøftinger rundt oppgaven. Engasjementet ditt for faget inspirerer! Videre rettes en stor takk til biveileder Kim Magnus Bærum (ph.d.) ved NINA for å ha gitt meg muligheten til å samarbeide med NINA, og for god veiledning. Takk til andre biveileder Knut Marius Myrvold (ph.d.) for gjennomlesing av oppgaven, for lån av utstyr og for nyttige samtaler. Jon Museth (Seniorforsker NINA) tok ansvaret for å søke om tillatelse for prøvefiske, og det rettes en stor takk for bidraget hans.

En essensiell bidragsyter til oppgaven, Carl-Fredrik Strømberg Brude, rettes det en stor takk til. Etter nesten 6 uker sammenhengende i felt, hadde ikke dette prosjektet vært mulig uten ditt bidrag. De mange lange dagene i felt, gav oss begge en unik innsikt i Lågendeltaet.

Ås, mai 2024

Gabriel Mattingsdal Eggebø



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Abstract

River delta areas are highly dynamic, and the use of such areas during the spawning period vary among spring-spawning fish species. Photoperiod and water temperature are key environmental drivers that prepare the fishes for the spawning, but how do these and other environmental factors act complementary in shaping the spawning, as well as the spawning migration for the fishes? This is a key question that needs to be addressed to understand and best manage the multi-stressed delta ecosystems in a changing world. This study looked at effects of environmental cues on initiating spawning migration in four spring-spawning species: the Eurasian perch (*Perca fluviatilis*), common bream (*Abramis brama*), the Nordic pike (*Esox lucius*) and roach (*Rutilus rutilus*) in the temperate river-delta ecosystem Lågendeltaet in Norway. The delta area empty into the regulated lake Mjøsa. It was anticipated that the predatory fishes pike and perch arrive earlier than the cyprinids, to enhance their chances of getting an advantage in size prior to the hatching of their prey (cyprinids). The study used daily catch data sampled during May- June using fyke nets in six potential spawning areas with differential temperature regimes. The catch data was analysed in the light of assumed key environmental variables: water discharge, water level in Mjøsa and water temperature. An additional objective was to study the growth for pike, perch and roach. The results showed that the pike and perch arrived prior to the cyprinid- species. The pike immigration probability increased by rising water levels in lake Mjøsa. For common bream, perch and roach, the results suggested that decreasing water-level in Mjøsa increased immigration probability to the spawning grounds. The highest catches of these three species were post-spring flood with decreasing water levels, indicating that a flood is required to initiate the spawning migration. For roach the decreasing water discharge in river Gudbrandsdalslågen was also an initiating predictor. Temperature initiated migration for pike, perch and common bream in the models. For pike, the results suggested that the lowest temperatures observed increased immigration probability, meaning in biological terms, that the pike arrived as soon as there was water in the area. For bream, a water temperature around 11 °C after flood, increased immigration probability. Perch showed an optimum immigration probability at 10.3 °C. The growth curves showed a stable growth for the pike and a high asymptotic length. 34 % of pike individuals was older than 10 years indicating a low harvest in the area.

Sammendrag

Elvedeltaområder er svært dynamiske, og bruken av slike områder under gyteperioden varierer blant vårgytende fiskearter. Fotoperioden og vanntemperaturen er sentrale miljøfaktorer som forbereder fisk til gytingen, men hvordan virker disse og andre miljøfaktorer sammen for å forme gytingen, samt gytevandringene for fiskene? Dette er et viktig spørsmål som bør adresseres for å forstå og best mulig forvalte de belastede deltaøkosystemene i en verden i endring. Dette studiet undersøkte effekten av miljøfaktorer på initieringen av gytevandring hos fire vårgytende arter: abbor (*Perca fluviatilis*), brasme (*Abramis brama*), gjedde (*Esox lucius*) og mort (*Rutilus rutilus*) i det tempererte elvedeltaøkosystemet Lågendeltaet i Norge. Deltaområdet munner ut i Norges største innsjø Mjøsa, som er regulert. Det var forventet at rovfiskene gjedde og abbor, ankom tidligere enn karpefiskene for å øke sjansene sine for å oppnå en størrelsesmessig fordel før byttedyrene deres (karpefiskene) klekkes. Studien brukte daglige fangstdata samlet inn i mai-juni ved hjelp av ruser i seks potensielle gyteområder med differensierte temperaturregimer. Fangstdataene ble analysert i lys av antatte viktige miljøvariabler: vannføring i Gudbrandsdalslågen, vannstand i Mjøsa og vanntemperatur. Et ytterligere mål var å studere veksten hos gjedde, abbor og mort. Resultatene viste at gjedde og abbor ankom før karpefiskene som forventet, men stimer med abbor vandret inn overlappende med mort. Sannsynligheten for gjeddeinnvandring økte med økende vannstand i Mjøsa. For abbor, brasme og mort antydte resultatene at fallende vannstand i Mjøsa økte sannsynligheten for innvandring til gyteplassene. De høyeste fangstene av disse tre artene kom etter vårfloppen med synkende vannstand, noe som indikerte at en flom var nødvendig for å initiere gytevandringen. For mort var også fallende vannføring i elven Gudbrandsdalslågen en initierende faktor. Temperatur initierte migrasjonen for gjedde, abbor og brasme i modellene. For gjedde antydte resultatene at laveste observerte temperatur økte sannsynligheten for innvandring, noe som betyr i biologiske termer at gjedda ankom så snart det var vann i området. For brasme økte en vanntemperatur på rundt 11 °C, etter floppen, sannsynligheten for innvandring. Abbor viste en optimal sannsynlighet for innvandring ved 10,3 °C. Vekstkurvene viste stabil vekst for gjedde og en høy asymptotisk lengde. 34 % av gjeddeindividene var eldre enn 10 år, noe som indikerer lav høsting i området.

Innhold

1. Innledning	1
1.1 Forberedelser til gyting og initiering av gytevandringer.....	1
1.2 Deltaområdets funksjoner	2
1.3 Forskningsmål.....	6
2. Materiale og metode	7
2.1 Områdebeskrivelse.....	7
2.2 Fiskesamfunn og studiearter	9
2.3 Vær og vannstand i innvandringsperioden.....	10
2.4. Temperaturloggere	13
2.5 Rusefangst.....	14
2.6 Registrering av fangster	15
2.7 Aldersbestemmelse	16
2.7.1 Abbor og mort.....	17
2.7.2 Gjeddeskjell	18
2.8 Datahåndtering.....	19
2.8.1 Miljødata	19
2.8.2 Fiskedata	21
2.9 Statistiske analyser.....	21
2.9.1 Modellering og modellseleksjon.....	21
2.9.2 Aldersbestemmelse og vekstkurve	23
4. Resultater	24
4.1 Fangstdata	24
4.2 Innvandringsinitiering.....	25
4.2.1 Gjedde.....	25
4.2.2 Abbor.....	27
4.2.3 Brasme	28
4.2.4 Mort.....	30
4.3 Alder og vekst	31
4.3.1 Aldersfordeling og vekst gjedde	31
4.3.2 Tilbakeberegnet vekst, gjedde.....	34
4.3.3 Førsteårsvekstmodell for tilbakeregnet vekst, gjedde	35
4.3.4 Alder og vekst hos mort og abbor	37
5. Diskusjon	38
5.1 Innvandringsforløp.....	38
5.2 Initiering av innvandring.....	39

5.2.1 Gjedde.....	39
5.2.2 Abbor.....	40
5.2.3 Brasme	41
5.2.4 Mort.....	42
5.2.5 Faktorer som initierer gytevandring.....	42
5.3 Vekstbeskrivelse.....	45
5.2.1 Aldersfordeling gjedde.....	45
5.2.2 Vekstkurve gjedde	45
5.2.3 Lengdefordelinger gjedde	46
5.2.4 Modellering av førsteårsvekst.....	48
5.2.5 Vekst hos mort og abbor.....	48
6 Konklusjon.....	49
7. Referanser	50

1. Innledning

Deltaområder og flommarker tilbyr en rekke habitat som danner grunnlaget for høy artsdiversitet av fisk (Kaemingk et al., 2007; Sullivan & Watzin, 2009).

Habitattilgjengeligheten vil variere gjennom året som følge av varierte hydrologiske forhold (Spurgeon et al., 2019) og sesongbaserte flommer danner grunnlaget for funksjonene til slike områder (Bayley, 1995). Ved flom øker habitattilgjengeligheten og gir grunnlag for en rekke habitat; fra permanente stryk til sesongbaserte flommarker og oversvømt kantvegetasjon med lav vannutskiftning (Ramberg et al., 2006). Deltaområder gir grunnlaget for gunstige gytehabitat for flere arter. Majoriteten av artene i nordiske komplekse samfunn oppholder seg ikke i deltaområdene gjennom vinteren, men er avhengige av stabile ledetråder i miljøet som initierer vandringen til deltaområder og gytingen der. Miljøfaktorene som styrer innvandringene til gyteområdene for de ulike artene, og funksjonene til gyteområdene er viktige å forstå for å kunne forvalte komplekse fiskesamfunn. I Norge er de fleste systemene med komplekse fiskesamfunn regulerte, blant annet i Mjøsa og Øyren. En større forståelse for fiskers respons relatert til gytevandring er derfor viktig for å kunne forvalte slike systemer. Lågendeltaet, i utløpet til Gudbrandsdalslågen, nord i Mjøsa utgjør den nordligste utbredelsen for Mjøsa-Storsjø artene brasme (*Abramis brama*) og vederbuk (*Leuciscus idus*) (Huitfeldt-Kaas, 1918). Mjøsa er i utgangspunktet oligotrof og derfor mindre egnet innsjø for karpefisker. Lågendeltaet danner derfor et interessant studieområde for å belyse deltaområders funksjoner og initierende faktorer for gytevandring.

1.1 Forberedelser til gyting og initiering av gytevandring

For fisk som fysiologisk forbereder seg til gyting er faktorer som fotoperiode (Akhoundian et al., 2020; Molls, 1999) og temperatur (Sandström et al., 1995) viktige for utvikling og modning av gonadene. Fotoperiode fungerer som en sikker ledetråd, hos både ferskvanns- og saltvannsarter, og sikrer gyting til rett tid på året. Denne mekanismen er med på å sikre optimal reprodutiv suksess i forhold til de miljøforholdene artene er tilpasset. Vårgytende fisk er avhengig av retningen fotoperioden og temperatur utvikler seg i, der en økning av begge faktorer gjør fisken klar til gyting utover våren (Hansen et al., 2001; Huber & Bengtson, 1999; Wang et al., 2010).

Temperatur har en tosidig rolle i gyteperioden og kan i tillegg til fysiologiske forberedelser, hos arter og populasjoner som gyter i andre habitat enn der de ellers oppholder seg, også

initiere gytevandringen hos disse, samt intensivere gyteatferd. Temperaturen som initierer gytevandringer varierer mellom arter, men også mellom bestander innenfor en art (Gillet & Dubois, 1995; Sunde et al., 2019). Studier av gjedde (*Esox lucius*) har også vist at fiskene søker aktivt opp områder med varmere vann under gytingen (Mingelbier et al., 2008), som er med på å optimalisere den reproduktive suksessen.

Initieringen av gytevandringer avhenger av flere faktorer foruten temperatur, som vannstand og turbiditet og fungerer komplementært til de fysiologiske forberedelsene (Benitez & Ovidio, 2018; Vøllestad & L'Abée-Lund, 1987). Økende vannstand initierer gyting for noen arter, for eksempel gjedde (Craig, 1996), mens for karpefisken mort (*Rutilus rutilus*) har synkende vannstand vært dokumentert som en initierende faktor for gytevandring (Vøllestad & L'Abée-Lund, 1987). Predatorer som gjedde har tidsnød i å nå gyteområdene tidlig for å få et vekstfortrinn fremfor byttedefiskene. Gjeddene er fiskespisende allerede første vekstsesong, og er avhengig av en tidlig start for god vekst og høy overlevelseshastighet for yngelen. Gjeddene har stor plastisitet i gyteatferd og kan gyte ved forskjellig dyp, men sterke årsklasser er knyttet til tidlig gyting i områder som varmes tidligere opp (Farrell et al., 2006). Den tidlige gytingen er også en respons på predasjon av stingsild på gjeddeyngel i noen systemer (Bergström et al., 2015; Nilsson et al., 2019). Tidlig gyting fremmer rask vekst som lar yngelen bli store nok for å kunne spise yngel av andre byttedefisk som gyter senere (Craig, 2008; Nilsson & Brönmark, 2000). Dette viser at gytetidspunkt er en tilpasning for å synkronisere byttedyrtilgjengeligheten til yngelen av gytende gjedde.

1.2 Deltaområdets funksjoner

Deltaområder og flommarker benyttes av mange vårgytende fiskearter som gyte- og oppvekstområder for ungfisk. Deltaer er svært heterogene områder, med høy variasjon i strømforhold, vegetasjon, temperaturregimer og næringstilgang. Flomepisoder, tørkeperioder og høy sedimenttransport gjør deltaområder svært dynamiske i både lengre og kortere perspektiv (Van Pelt et al., 2006). «Flom-puls konseptet» framsetter forutsigbare flommer med høy sedimenttransport og avsetning av finpartikler som en viktig funksjon for deltaområder og resulterer i høy primærproduksjon og høy artsdiversitet (Junk et al., 1989; Tockner et al., 2000). Større flomepisoder øker artsdiversitet og habitatbruk på tvers av årsklasser innad artene (Carlson et al., 2016). Deltaområdenes flommarker og sideløp utgjør

en rekke midlertidige habitat, og er gunstige gyteområder og oppvekstområder for yngel og ungfisk (Baber et al., 2002; Starrett, 1951). Vårgytende fiskearter er avhengige av flomområder for reproduksjon og oppvekstområder for ungfisk. Nedsenket vegetasjon på grunt vann gir godt skjul for fiskelarver og ungfisk og egner seg som gytesubstrat (Casselmann, 1996).

Forholdet mellom vanntemperatur og flom korrelerer der økt vannføring fører til reduksjon i vanntemperatur i deltaområder som følge av økt turbulens og blanding av vann (Vyshnevskiy & Shevchuk, 2023). På tross av redusert vanntemperatur i flomepisoder vil det være en kraftig økning i temperatur i deltaområder i etterkant av flomepisoder. Dette er en effekt av økt absorpsjon og redusert vanddybde på flomsletter og stilleflytende områder (Christensen et al., 2020). Økt temperatur kan være en av mekanismene mort har tilpasset seg til ved å gyte etter flomepisoder, som nevnt innledningsvis av Vøllestad og L'Abée-Lund (1987). Økning i tilgjengelig gytehabitat er en sekundær effekt av økt vannstand som følge av flom (Foubert et al., 2018). Gytehabitat er i noen systemer avhengig av oppstuvningseffekter der oppstuvning tilgjengiggjør større areal for gyting (Vasileva et al., 2016). Oppstuvning er sterkt påvirket av vannstand i innsjøer nedstrøms, og påvirker strømregimet i et deltaområde (Hidayat et al., 2011). Effektene av oppstuvningseffekter vil variere mye mellom ulike systemer som følge av variert morfologi og elvegradient. Deltaområder er svært dynamiske, men oppstuvningseffekter vil gi større forutsigbarhet i næringstilgang for yngel til vårgytende fisk, (Willby & Eaton, 1996) samt økt temperatur.

Inne på deltaområdets flommarker er det mange faktorer som påvirker suksessen til ulike fiskearters tidlige livsstadier. I den første tiden for egg er vannkjemiske forhold avgjørende for overlevelse og normal embryonal utvikling. Temperatur avgjør inkubasjonstid for egg der høyere temperaturer gir raskere utvikling av embryoene, men for høye temperaturer kan føre til høy mortalitetsrate for eggene. Studiet gjennomført av Kucharczyk et al. (1997) viste optimal klekkesuksess på 93,4% for brasme ved 21.1 °C, men ved 23 °C økte dødeligheten til 75%. Dette viser at høy temperatur ikke alltid er fordelaktig og at utvikling av egg er koblet til et optimumspunkt for temperatur. Yngel håndterer høyere temperatur bedre, og for brasmeyngel, ble optimal vekst observert ved 27.9 °C (Kucharczyk et al., 1997). For artene mort og gjørs er utviklingen raskest for yngel ved temperaturer mellom 20 og 28 °C (Krause

et al., 1998). Nordlige økosystem har kortere vekstsesong og kaldere vanntemperaturer sammenlignet med land lenger sør i Europa. I norske innsjøer og elver vil derfor habitat med høye vanntemperaturer kunne gi yngel et fortrinn sammenlignet med kaldere miljøer. I et forsøk i kjølevannet til et atomkraftverk, ble det vist at abbor (*Perca fluviatilis*) gytte en måned tidligere, grunnet høyere vanntemperatur sammenlignet med referanseområdet (Sandström et al., 1997). Dette viser at lokale temperaturforhold er viktig for vårgytende fisk og kan være gjenstand for lokale tilpasninger med tanke på timing av gytetidspunkt. Av den grunn vil homingatferd være fordelaktig, der fiskene returner til habitatet de er tilpasset til. I flere studier har man vist at gjedde har homingatferd i både innlandssystemer og brakkvannssystemer (Diaz-Suarez et al., 2022; Frost & Kipling, 1967; Karaas & Lehtonen, 1993; Larsson et al., 2015). Studier har også vist homingatferd for abbor (Christensen et al., 2021; Hall et al., 2022) og mort (L'Abée-Lund & Vøllestad, 1985; L'Abée-Lund & Vøllestad, 1987). Det har ikke blitt dokumentert liknende distinktiv homingatferd relatert til gyting hos brasme. Det er likevel observert et mønster av rutinemessige vandringsmønster gjennom sommermånedene for arten (Gardner et al., 2013). Dette viser at forholdet mellom gytefisk og temperatur er sammensatt og at noen av de vårgytende artene i norske systemer viser homingatferd.

For alle fiskearter i komplekse fiskesamfunn, er timingen av gytingen for hver enkelt art viktig og temperatur og vannstand er miljøtegn som gir forutsigbar gyting til rett tid. Cushing (1990); Shepherd og Cushing (1980) løfter frem hypotesen om match/mismatch mellom fiskelarvene og deres mat som viktig faktor for en vellykket rekruttering. Larvene er sårbare fra de klekker mot predasjon, og en rask vekst ut av predasjonsvinduet vil kunne fremme yngelens overlevelse (Cushing & Horwood, 1994; Gorsky & Zydlewski, 2013). Johnsen et al. (2014b) observert en variasjon i innvandringshistorikk mellom vårgytende arter i Åkersvika. En av årsakene skyldes trolig matchingen av yngelens matkilder. Noen av de tidligste artene gyter så fort isen har smeltet på gyteområdene, og gjeddene starter gytingen ved temperaturer mellom 4 - 10 °C (Sunde et al., 2019). For abbor forekommer gytingen først mellom 10- 14 °C (Gillet & Dubois, 2007), mens for brasme skjer gytingen først mellom 12- 20 °C (Nöges & Järvet, 2005; Targońska et al., 2014). Som en følge av dette er vårgytende fiskers bruk av deltaområder variert i tid og rom, der deltaområder benyttes som et midlertidig og sesongbasert habitat.

De komplekse funksjonene i deltaområdene gjør det utfordrende å overvåke og forvalte slike system og kunnskap om hvordan de ulike artene bruker slike habitater er derfor viktig.

Deltaområder er blant områdene i verden under størst press for utbygging. I Europa og Nord-Amerika er opptil 90 % av flommarker endret, med ødelagt funksjonalitet som følge (Tockner & Stanford, 2002). Til tross for ekstensive utbygginger er forskningen på norske fiskearter i slike systemer begrenset. En artikkel av Vøllestad (2023) omhandlende forskning på ferskvannsfisk i Norge mellom 1980 og 2020, viser at den største forskningsinnsatsen er rettet mot laksefiskene, hvorav majoriteten omfatter laks (*Salmo salar*) og ørret (*Salmo trutta*). Dette er til tross for at laksefisk kun utgjør 7 av totalt 42 registrerte ferskvannsararter i Norge. Med det høye presset mot arealendring av deltaområder (Tockner & Stanford, 2002) og begrenset forskningsinnsats på ferskvannsfisk foruten laksefisk, er det på høy tide å øke kunnskapsgrunnlaget rundt deltaområder og dets fiskearter i Norge.

1.3 Forskningsmål

Hensikten med dette studiet er å studere effekten av miljøfaktorene vannstand, vannføring og vanntemperatur på innvandringsforløpet til gyte plassene hos fire vårgytende fiskearter: abbor, brasme, gjedde og mort. Studieområdet er i Lågendeltaet ved Lillehammer og bygger blant annet videre på undersøkelser gjennomført i Åkersvika ved Hamar (Johnsen et al., 2014a). I tillegg til å studere effektene av miljøfaktorer er det et mål å belyse funksjoner til evjer og flommarker i deltaområder sett opp mot miljøvariablene. Ved hjelp av daglige fangstdata fra seks ulike fangstområder blir disse dataene koblet til loggerdata av miljøvariablene i kvantitative analyser som reflekterer hypoteser som testes ut. Med bakgrunn i forkunnskap om artene ble følgende hypotese laget for miljøfaktorers påvirkning på innvandringsforløp til gyte plassene for de fire artene:

H1: Innvandring av gyteklar gjedde forekommer ved temperaturer over 4 °C og stigende vannstand

H2: Innvandring av gytende abbor er avhengig av stigende vannstand og temperatur over 10 °C

H3: Brasme vandrer opp ved synkende vannstand, ved temperaturer over 12 °C

H4: Mort vandrer opp ved synkende vannstand, uavhengig av temperatur

Et tilleggsformål er å beskrive individuelle vekstforløp gjennom tilbakeberegninger fra skjell/gjellelokk hos et utvalg av gjedder, abbor og mort i Lågendeltaet. Gjedde blir brukt for å identifisere variasjoner i vekst mellom gjedder som gyter i gyteområder med ulike temperaturregimer. Under antagelse om stor grad av homing, det vil si at gjeddene vandrer tilbake til området de vokste opp som yngel, gir dette grunnlag for følgende hypotese:

H5: Variasjon i vekst samt alders- og lengdefordeling mellom områder med ulike temperaturregimer

2. Materiale og metode

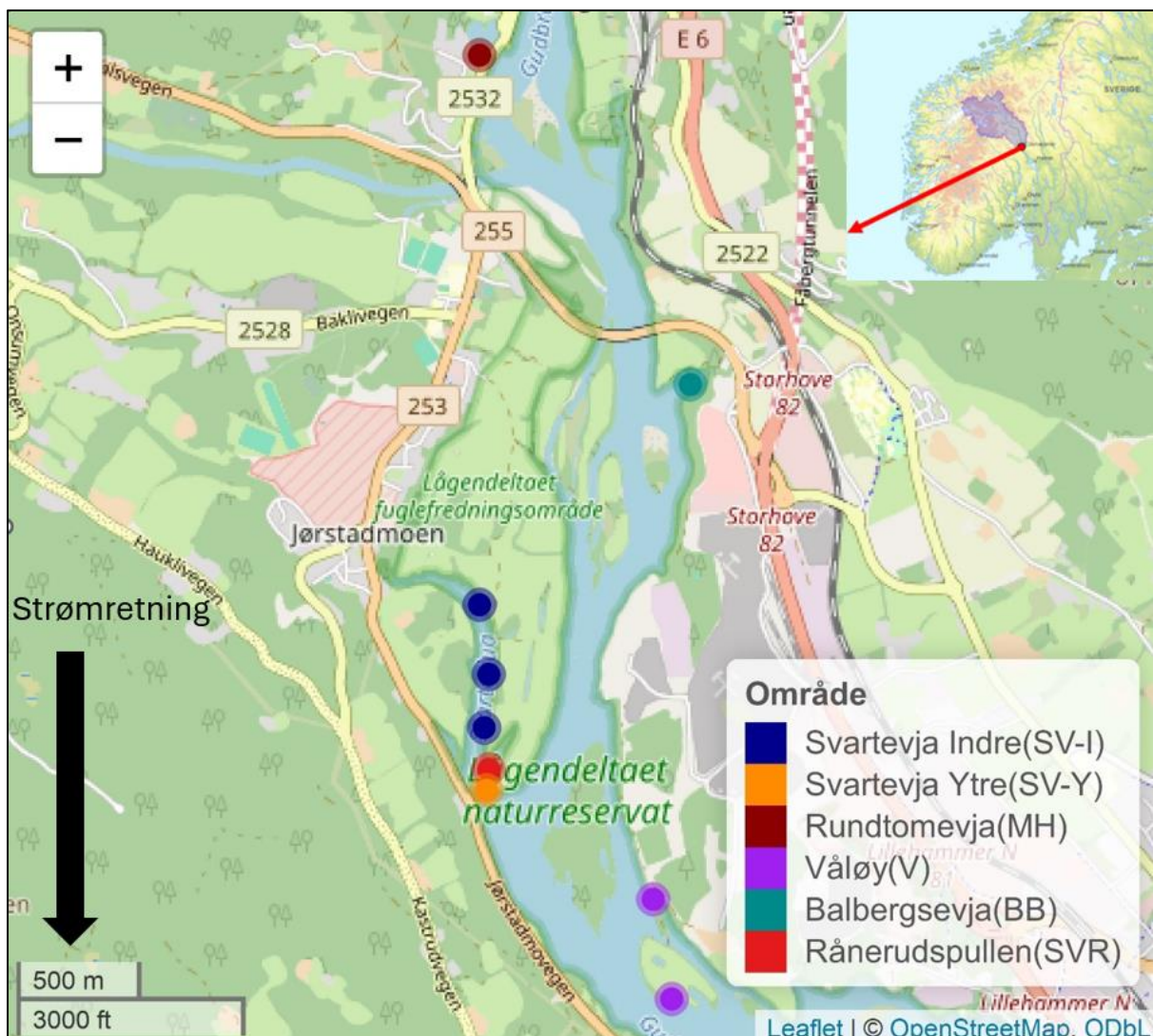
2.1 Områdebeskrivelse

Lågendeltaet ligger i nord-enden av Mjøsa i Lillehammer kommune, Innlandet fylke (Nord: 6787130.92. Øst: 252437.83, EU89, UTM-sone 33) hvor Gudbrandsdalslågen munner ut i Mjøsa. Lågendeltaet er et naturreservat på 7080 dekar etter nye beslutninger i juni 2023 og ligger 119.33- 122.94 moh. Gudbrandsdalslågen, som renner gjennom reservatet, er variert med smalere elvepartier, hurtig vannføring og stryk i øvre del av reservatet og sakteflytende elv i et bredt deltaområde i nedre del mot munningen til Mjøsa. I øvre del av reservatet renner sideelva Gausa inn i Gudbrandsdalslågen fra vest. Forsøksområdet i dette studiet er gjennomført mellom Rundtomevja, rett nord for Gausadeltaet og nedre del av Våløy. Denne delen av elva er svært variert med sideløp og evjer samt strykpartier og sakteflytende elv.

Gudbrandsdalslågen er preget av mye smeltevann og lave vanntemperaturer om våren og ut i juni. 90 % av Gudbrandsdalslågens nedbørsfelt ligger over 646 moh. og 25 % av nedbørsfeltet ligger over 1382 moh. I tillegg utgjør 50 % av nedbørsfeltet snaufjell (Nevina, Vedlegg 1). Gausa er varmere enn Gudbrandsdalslågen, men har mindre vannføring og dermed lavere påvirkning på temperaturregimet i Lågendeltaet sammenlignet med Gudbrandsdalslågen. Nedbørsfeltet for hele Lågendeltaet er 12 527 km². Lågendeltaet er i stor grad Gausas delta. Sediment transport i Gudbrandsdalslågen stopper i all hovedsak opp i Losna. Gausas delta inn i Gudbrandsdalslågen er kraftig endret for å tilrettelegge for tømmerfløting på 1950- tallet. Gausas tidligere delta var preget av en rekke sideløp og små voller som førte til et heterogent deltaområde. Etter modifiseringen i 1959, var nedre del av Gausa kanalisert og store masser tatt ut i nedre del (Finn Audun Grøndahl, 2022). Mjøsa har vært regulert siden midten av 1850, da i forbindelse med skipstrafikk, og utover 1900-tallet med fokus på kraftproduksjon. Reguleringen har ført til høyere vannstand i perioden august til januar samt lavere vannstand i fra februar til juli, sammenlignet med historiske forhold (Pettersson, 1997).

Med utgangspunkt i varierte bakevjer og habitat i deltaområdet ble det valgt ut 9 lokasjoner delt inn i seks overordnede områder som forsøksområdet for dette studiet. Områdene som ble undersøkt, illustrert på figur 1 er varierte, med antatt forskjellig vannutskiftning og

temperaturregimer. Områdene er også ulikt påvirket av oppstuvningseffekter fra Mjøsa. Dette er en faktor som er vanskelig å kvantifisere, men en antakelse om at lokasjonene nærmest Mjøsa påvirkes i størst grad, ble lagt til grunn i forkant av studiet. Rundtomevja (MH) og Balbergsevja, (BB) er antatt å være tilnærmet upåvirket av oppstuvningseffekter ved vanlige vårflommer. Svartevja Indre (SV-I), Svartevja ytre (SV-Y), Rånerudspullen (SVR) og Våløy (V) er påvirket i større grad av oppstuvning når Mjøsa når sommervannstand. Våløy er det sørligste området og blir først påvirket av oppstuvning. Felles for alle områdene er at de er bakevjer med stilleflytende vann og vegetasjon i vannkanten. Foruten dette varierer områdene og det er gitt en mer detaljert oversikt over områdene i vedlegg 2.



Figur 1. Oversikt over forsøksområder, med fangstlokasjoner. Forsøksområdene er markert i like farger og hvert enkelt punkt er en fangstlokasjon. Figur er laget i R-studio ved hjelp av leaflet-pakken.

2.2 Fiskesamfunn og studiearter

Fiskesamfunnet i Mjøsa er komplekst og artsrikt med 20 ulike fiskearter, fra pelagiske arter som lagesild (*Coregonus albula*) til bunnlevende Lake, (*Lota lota*) og mer ukjente arter som elvenløye (*Lampetra fluviatilis*) (Gjelland et al., 2020; Sandlund et al., 2021). Lågendeltaet er kjent for oppvandringen av den spesielt storvokste Hunderørreten og det er gjennomført en rekke studier i det aktuelle området på denne arten. Lågendeltaet danner også grunnlaget for en enda større vandring ut ifra antall for arter som abbor (*Perca fluviatilis*), brasme (*Abramis brama*), gjedde (*Esox lucius*) og mort (*Rutilus rutilus*).

Abbor er en piggfinnefisk i abborfamilien. Abbores diett varierer fra plankton, bentiske invertebrater og fisk, avhengig av fiskens størrelse (Ceccuzzi et al., 2011). Abboeren gyter når vanntemperaturen overstiger 10 grader, men foretrekker vanntemperaturer over 12 grader ved gyting (Gillet & Dubois, 2007). Det finnes mindre kunnskap om hvorvidt vannstand påvirker artens gytevandring, men studier har vist at antallet av 0+ yngel påvirkes i mindre grad av flom for abbor, sammenlignet med fiskearter i karpefiskfamilien. Abbor bruker dypere lokasjoner ved lav vannstand, og er i større grad tilpasningsdyktige, da artene er mindre avhengig av flomområder (Janáč et al., 2010).

Brasme er en karpefisk i karpefamilien med variert habitatbruk og diett. Brasme starter livet som planktivore og skifter til invertebrater og bentiske invertebrater ved økt størrelse. Diettskifte foretas avhengig av innsjø og konkurranseforhold (Persson & Brönmark, 2002). Vanligvis gyter brasmen først når vanntemperaturen overstiger 20 grader i nedsenket vegetasjon (Targońska et al., 2014). Flom kan initiere gyting for arten, men er ikke nødvendigvis avgjørende (Górski et al., 2010).

Gjedde er en tilpasningsdyktig predator som kan ha ulik habitatbruk avhengig av lokale forhold. Noen bestander jakter pelagisk, for eksempel ved turbid vann (Andersen et al., 2008). Kobler et al. (2009) peker på 3 forskjellige habitatseleksjoner for gjedde ved matsøk, der arten benytter seg av siv, nedsenkede makrofyter og pelagiske habitat. Funnene i studiet viser at det er lik vekst mellom individer fra de tre habitatene. En forklaring på variasjonen er opportunistisk og passiv atferd, og pelagisk jakt som er mer kostbart utlignes gjennom økt

matinntak. Krav til temperatur ved gyting varierer mellom bestander, men generelt sett er gyting vanlig ved vanntemperaturer mellom 4 og 10 grader (Gillet & Dubois, 1995; Sunde et al., 2019). Gjedda gyter i oversvømt vegetasjon, ofte på svært grunne områder.

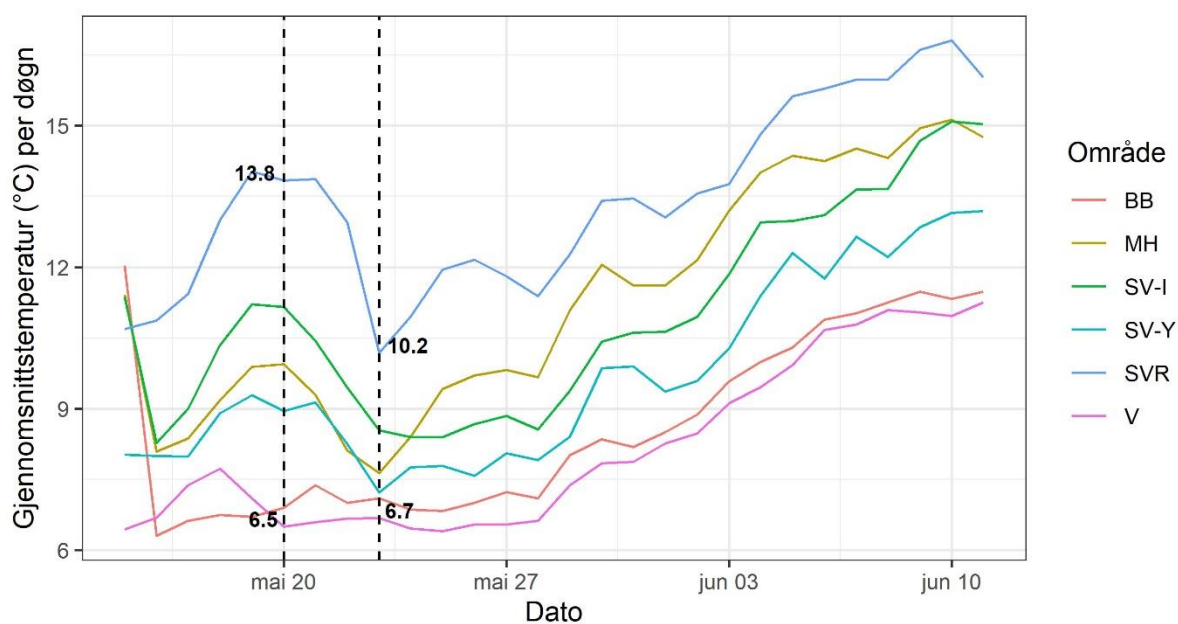
Mort foretrekker temperaturer rundt 27 °C ved matsøk(van Dijk et al., 2002) og grunne områder der fiskene spiser små invertebrater og plankton. Gyting foregår vanligvis i mai og starten av juni og kan foregå uavhengig av temperatur, så fremt vanntemperaturer overstiger 6 grader (Vøllestad & L'Abée-Lund, 1987). Morten benytter varierte substrater til å feste eggene til, og kan gyte i rennende vann (Vøllestad & L'Abée-Lund, 1987).

2.3 Vær og vannstand i innvandringsperioden

I perioden april til juni- 2023 var været preget av lave temperaturer i starten av perioden og varmere forhold utover i juni (figur 2). Midten av perioden var tørrere enn gjennomsnittet siste 30 år i Lillehammer. Vanntemperaturene gjennom perioden viste store forskjeller mellom områdene. Vanntemperatursnitt per døgn viste at Rånerudspullen klart var varmest og Våløy var kaldeste område. Den største differansen i vanntemperatur per døgn var 7,3 °C og den minste var 3,5 °C, illustrert i figur 3. Den største og minste differansen oppstod i løpet av 3 dager mot slutten av mai. I figur 3 kan man se at temperaturregimene varierer mer eller mindre i takt, men med varierte temperaturer.

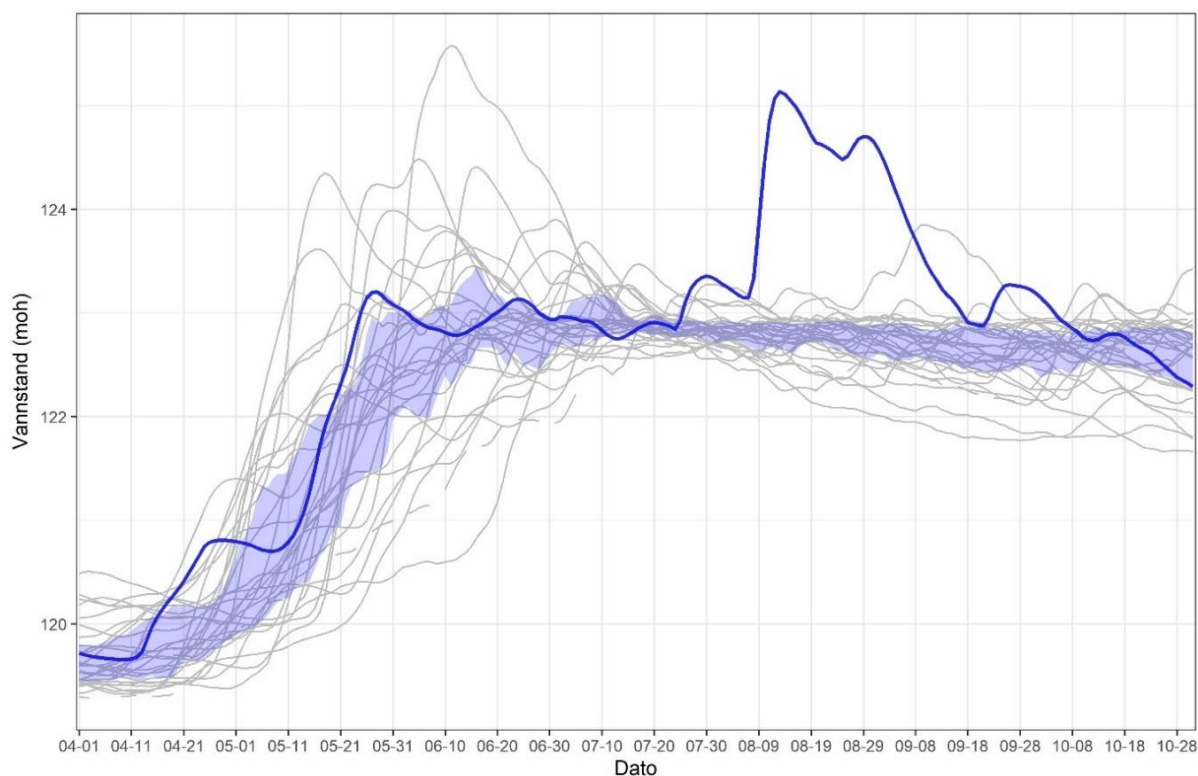


Figur 2. Ukessnitt av lufttemperatur og nedbør i Lillehammer, perioden 1993.- 2022 sammenlignet med 2023. Data er hentet fra [seklima.met.no/stasjonsnummer: SN12680](https://seklima.met.no/stasjonsnummer:SN12680).

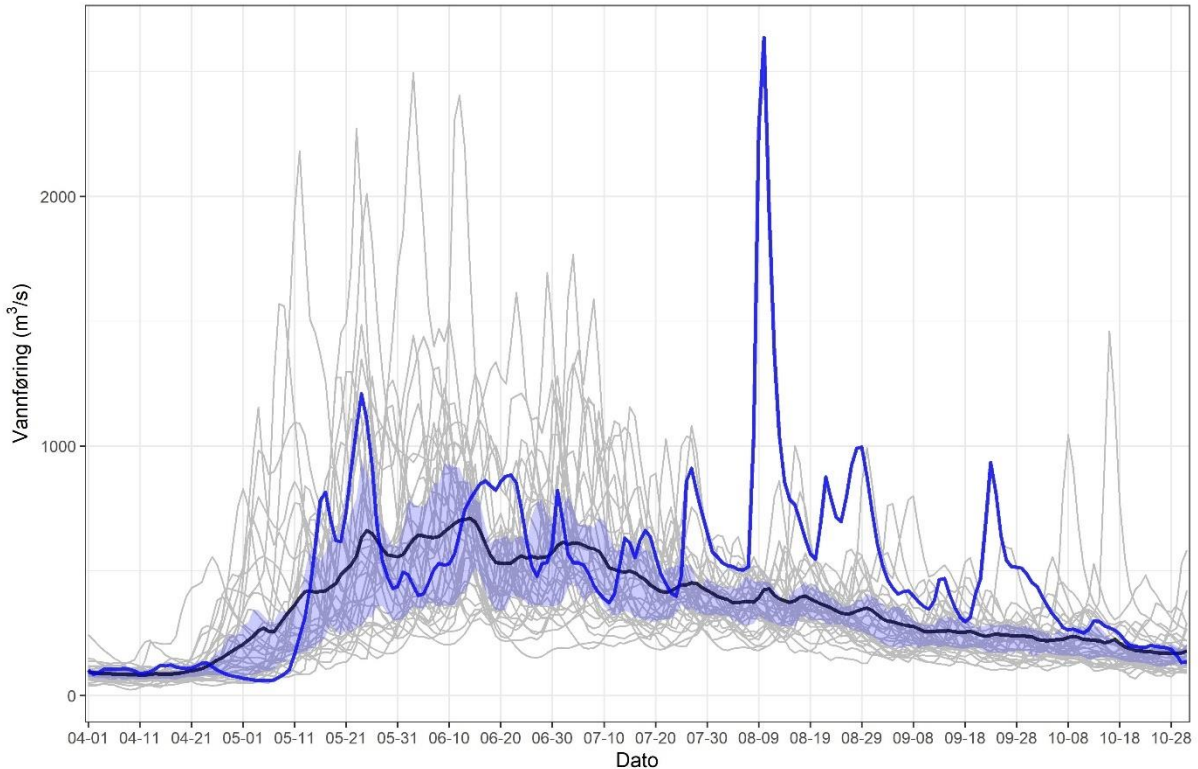


Figur 3. Plott over gjennomsnittlig vanntemperatur per døgn i Lågendeltaet for de ulike områdene. Temperaturdifferansen er 7,3 og 3,5 °C på dagene med høyest og lavest differanse. Hvert område har regnet ut temperatur fra et ulikt antall loggere. Områdeforkortelsene står for Balbergsevja- BB, Rundtomevja – MH, Svartevja ytre- SV-Y, Svartevja indre – SV-I, Rånerudspullen- SVR og Våløy – V.

Vannstanden i Mjøsa på vår og forsommeren var nær normalen sammenlignet med perioden mellom 1990- 2022, foruten noe høyere vannstand i slutten av april (figur 4). Sensommeren i 2023 var unntaket da «Hans» inntraff. Dette kan tydelig observeres i figur 4 for vannstand i Mjøsa og i figur 5 for vannføring i Losna. Siden 1990 har det ikke forekommet en flom av et slikt omfang på denne tiden av året, i en tid som vanligvis er preget av stabil vannstand.



Figur 4. Oversikt over vannstand gjennom sommerperioden i 2023 sammenlignet med siste 32 år. Hver linje representerer ett år; heltrukket blå linje er 2023 og skravert blått felt er utregnet 95% konfidensintervall. Data er hentet fra NVEs målestasjon på Hamar (2.101.0), lastet ned fra sildre.nve.no.



Figur 5. Vannføring i Losna (2.145.0) i perioden 1990- 2023. Hver linje representerer ett år, blå linje viser vannføring for 2023, svart linje er gjennomsnittlig vannstand og blått skravert felt er 95% konfidensintervall. Data er hentet fra sildre.nve.no.

2.4. Temperaturloggere

For å dokumentere differensiering av temperaturregimer mellom fangstområder, samt innhente data til modellering av innvandringsforløp, ble temperaturloggere (HOBO pendant) plassert ut med forskjellig oppløsning i de ulike evjene og flommarkene. Det største området Svartevja indre hadde til sammen 8 loggere, mens området Balbergsevja hadde 3 loggere. I de dypeste evjene, Svartevja indre og ytre, Balbergsevja, Våløy og Rundtomevja ble det plassert temperaturloggere på bunnen og flytende i overflata rundt midten av bassenget. De mindre og grunnere lokasjonene hadde loggere plassert langs skillet mellom mudder og vegetasjon. Som tilsvarer ca. 50 cm dyp ved normalvannstand (sommer). Valget om å bruke varierende oppløsninger av temperaturloggere ble gjort for å danne et mest mulig helhetlig bilde av temperaturregimene i de ulike områdene. Temperaturloggerne ved overflate og bunn i Svartevja ytre gikk tapt under flomepisoden «Hans». I vedlegg 3 er det oppgitt nøyaktig plassering av hver enkelt logger. Temperaturloggerne målte temperatur på timesbasis foruten bunnmålingen i Balbergsevja, der temperatur ble logget hver andre time.

2.5 Rusefangst

I perioden 13.05.2023 til 16.06.2023 ble det fisket med ruser (figur 6) ved valgte lokasjoner, med unntak av perioden 9. til 12. juni. En nøyaktig beskrivelse av lokasjonene, antall fiskedøgn samt dimensjon og plassering av ruser er gitt i vedlegg 2. Rusenes åpning pekte mot hovedelven for å primært fiske etter innvandrende fisk. Tre ulike typer ruser ble benyttet, derav gjedderuser med fangstkammer på 2.5 x 0.65m og 3.5 x 0,9 m samt åluser med midtstilt 40cm høyt 5m ledegarn med 2 fangstkammer i hver ende med 5 ledd på høyde fra 40 til 32cm. Rusene ble festet med armeringsjern for å sikre utstyret mot flom. Fangst i redskapene ble registrert hver dag og fangsten ble satt ut på baksiden av rusen for å redusere sannsynligheten for gjenfangst. Lokasjoner for rusene vises i figur 1. Rusene ble flyttet mot land ved økt vannføring for å sikre utstyr samt unngå at fangst ikke kunne forsere over ledegarn. Rusene ble i likhet flyttet utover ved synkende vannstand for å unngå at rusene ikke ble tørrlagt.



Figur 6. Ruse i Rånerudspullen (SVR), lokasjonen det ble fanget flest fisk og arter i. Inngangen til området er svært smal og rusa har derfor en smal åpning. Foto: Carl-Fredrik S. Brude

Tillatelse for rusefangst ble gitt av statsforvalteren i Innlandet etter søknad av seniorforsker Jon Museth ved NINA- Lillehammer. Oversikt over dimensjoner av ruser er gitt i tabell 1, og hvilke ruser som er brukt ved hver enkelt lokalitet er gitt en oversikt i lokasjonsbeskrivelsen i vedlegg 2.

Tabell 1, oversikt over ruser benyttet og deres dimensjoner.

Ruse	Ruseåpning høyde (cm)	Ledegarn antall	Ledegarn lengde x høyde (m)
Gjedde liten	65	2	5 x 0,65
Gjedde stor	90	2	5x 0,90
Ålerruse	40	1, Midtstilt	5x0,40

2.6 Registrering av fangster

Alle individer i fangsten ble registrert med lengde, vekt, gytestatus og en skjellprøve (figur 7). Unntaket var mort og abbor, som ved store fangster ble talt og veid samlet, av praktiske hensyn til gjennomførelse. Alle arter foruten brasme ble målt ved totallengde. Brasme ble målt ved gaffel-lengde, da fiskene har svært høy rygg og ikke kunne måles i samme redskap som illustrert i figur 7. Istedenfor ble det benyttet en murerbalje med målebånd i bunnen. Småfisk ble veid med en finvekt av typen Soenhle - modell «Page» og større fisk ble veid med en fiskevekt fra Mustad inni et oppbevaringsnett for å beskytte fisken. Med unntak av selvdød fisk i ledegarn ble all fisk satt tilbake etter fangst. Fisk som var døde (abbor og mort), ble registrert på lik måte som øvrige fangster, og ble i tillegg dissekert for å verifisere kjønn samt uttak av aldersstrukturene gjellelokk og otolitter.



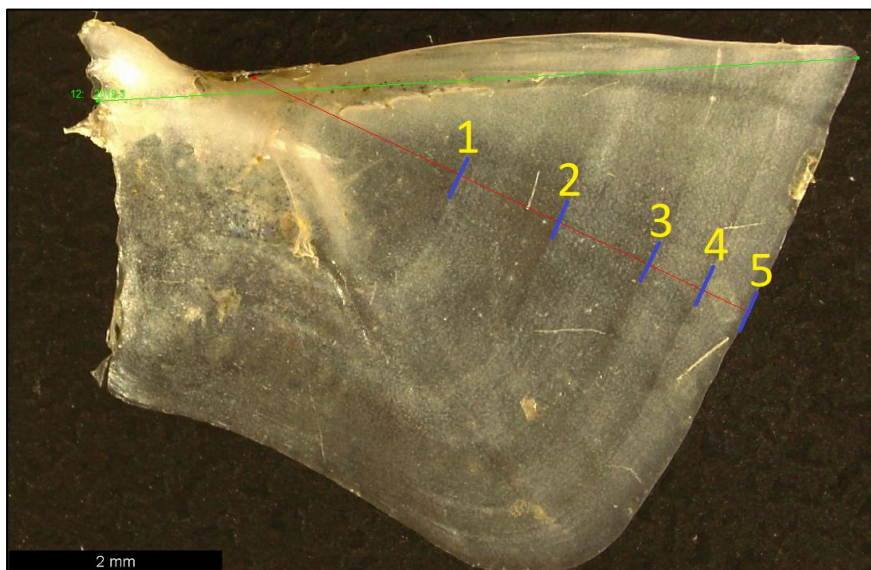
Figur 7. Lengdemåling av gjedde fanget ved lokasjon SV1- tilhørende område Svartevja ytre (SV-Y). Gjeddene ble gjennutsatt på baksida av ledegarn for å unngå gjenfangst. Foto Gabriel M. Eggebø.

2.7 Aldersbestemmelse

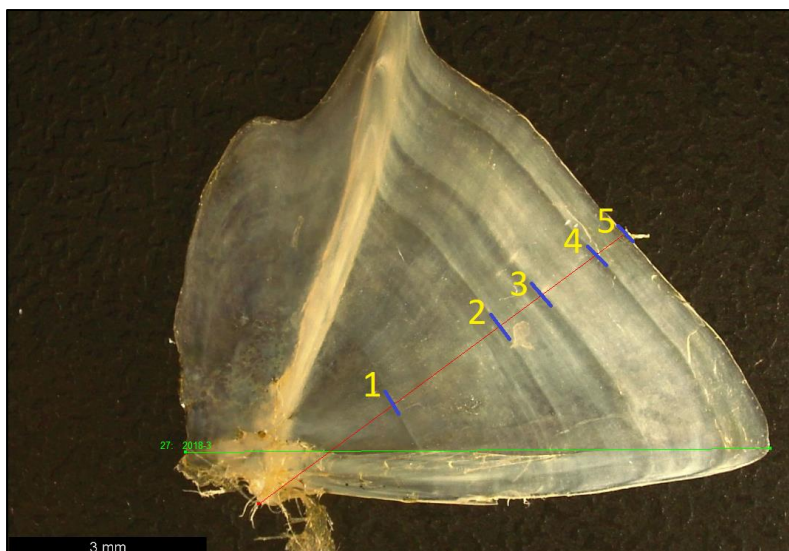
For å kunne beskrive vekstforløp og alderssammensetning til artene, ble et utvalg av fiskene aldersbestemt. For abbor og mort bestod utvalget til aldersbestemmelsen utelukkende av fisk som døde i ledegarnene til rusene. For gjeddene ble et randomisert utvalg på 67 skjell i første omgang valgt for å brukes i aldersanalyser. Det randomiserte utvalget ble bestemt ved å bruke en random-funksjon i Excel på et dataark med oversikt over ID for hver gjedde. Noen skjell var uleselige, og ble da erstattet av neste fisk på den randomiserte lista. For å få et bedre statistisk grunnlag, ble det supplert med flere individer uten randomisering. Hunnfisk og ungfisk ble i denne seleksjonen favorisert for å kunne ha flest mulig fisk av hvert kjønn per lokasjon, i tillegg til at unge fisk gir en mer presis aldersbestemmelse. Til sammen ble 100 skjell analysert. Alle bilder av skjell og tilbakeberegning av vekst analysert i ImageJ og Excel.

2.7.1 Abbor og mort

Abbor og mort ble aldersbestemt ved hjelp av gjellelokk. Gjellelokkene ble fotografert i en lupe av typen Leica S9i, og bildene ble analysert i programmet ImageJ. I aldersbestemmelsen ble det målt opp en vektor fra kanten av gjellelokket over til kanten av skillet mellom gjellelokkets lille og store del (figur 8). På denne vektoren ble vintersonene markert, og videre brukt til å tilbakeberegne veksten. Mer gjennomskiktige områder av gjellelokket indikerer hyalinsoner (vintersoner) og hvitere områder er opaksoner (sommer soner) som vist på figur 8 og 9. Hvert år tegnes opp etter en vintersone, da fiskene er vårgytere og klekket på våren (Le Cren, 1947).



Figur 8. Aldersbestemmelse av mort. Rød vektor måles mellom nedsenket struktur i gjellokket til kanten av gjellelokket på dets største del. Blå prikker markerer vekstsonene, og dermed hvor gammel fisken er. En ekstra blå prikk er lagt til i ytterkant av gjellelokket da fisken er fanget på vårparten.



Figur 9. Gjellelokk fra abbor brukt til aldersbestemmelse. Vektor er trukket fra ytterste punkt av kulelignende utvekst i gjellelokkets festepunkt.

2.7.2 Gjeddeskjell

Skjellene ble vasket i vann, tørket for så å bli fiksert mellom to objektglass. Objektglassene ble limt sammen slik at skjellene ble flate for bedre bildekvaliteten. Skjellene ble fotografert i en Olympus SZX16 mikroskoplupe ved hjelp av Olympus EP50 kamera. Bildene ble behandlet og eksportert fra EPview- maskinprogram. Skjellene ble så brukt for aldersbestemmelse og tilbakeberegning av vekst ved å markere vintersonene i programmet ImageJ som ved analysene av gjellelokk. På skjellene ble den innerste sonen målt igjennom sentrum av skjellet i vertikal retning. Vekstsonene ble analysert på en vektor mellom skjelllets midterste punkt og enden av skjelllets i motsatt retning av fiskens svømmeretning (figur 10).



Figur 10. Vekst og aldersanalyse av gjeddeskjell. Blå linjer viser slutten av hyalinsoner. Et ekstra år er lagt til på kanten av skjellet, da fiskene er fanget på våren.

2.8 Datahåndtering

Rådata ble registrert i Excel, og bearbeidet i R-studio versjon 2023.12.1 (R Core Team, 2023). Rådataene for temperatur, ble lagt i en datafil for å lette databearbeidingen. Fangstdata var på døgnnivå og vanntemperatur på timesbasis og det ble laget et gjennomsnitt per døgn for vanntemperatur, vannføring og vannstand. Gjennomsnittsdataene ble brukt videre i analysene for å identifisere hvilke av faktorene som forklarte innsiget av innvandrende gytefisk i områdene.

2.8.1 Miljødata

For å få en bedre forståelse for hver miljøvariabel og hvilke implikasjoner deres endringer kan ha på prediksjon av fangst, ble det regnet ut et mål på døgnvariasjon (delta – Δ) og relativ døgnvariasjon (relativ Δ) for hver variabel. Variablene beskriver forandringene i miljøet i forhold til observasjoner forrige dag og beskriver graden av endringer i miljøet. Et godt eksempel på dette er temperatur, der delta og relativ deltaverdi av temperatur vil gi et høyere

tall, ved lave verdier forrige dag. En økning på 4 °C til 5 °C vil vær mer betydelig sammenlignet med en stigning fra 14 °C til 15 °C. Deltaverdier for hver miljøvariabel (ΔX) ble regnet ut ved å ta verdien for det aktuelle døgnet (X_1) og trekke fra verdiene fra forrige døgn (X_2). Utrekningen ble gjort for alle 3 variablene og X byttes ut med verdiene for den aktuelle miljøvariabel.

$$\Delta X = X_1 - X_2$$

Videre ble relativ delta ($R\Delta X$) regnet ut for temperatur og vannstandendring i Mjøsa ved å ta deltaverdien for miljøvariabelen (ΔX) for det aktuelle døgnet og dele det på den faktiske observasjonen fra det aktuelle døgnet (X_1)

$$R\Delta X = \Delta X / X_1$$

For alle lokasjonene ble det benyttet samme verdier av vannstand i Mjøsa og vannføring i Losna, da dette påvirker hele systemet. For temperatur ble det benyttet områdespesifikke verdier, fra temperaturloggere som var utplassert og det er gitt en oversikt over variablene i tabell 2.

*Tabell 2. Oversikt over miljøvariabler benyttet inn i analysene. *områdespesifikke verdier.*

Parameter	Forklaring	Formel
Temp*	Vanntemperatur	
DeltaTemp*	Temperaturendring	$\Delta T = T_1 - T_2$
RelativeDeltaTemp*	Relativ temperaturendring	$R\Delta T = \Delta T / T_1$
WaterLevel	Vannstand Balbergsevja	
DeltaVannS	Vannstandsforandring Balbergsevja	$\Delta VS = VS_1 - VS_2$
VannfLosna	Vannføring i Losna	
DeltaVannFL	Vannføringsendring i Losna	$\Delta VF = VF_1 - VF_2$
VannstMjosa	Vannstand Mjøsa	
DeltaVannSM	Vannstandsforandring Mjøsa	$\Delta VSM = VSM_1 - VSM_2$
RelativeDeltaSM	Relativ vannstandsforandring Mjøsa	$R\Delta VSM = \Delta VSM / VSM_1$
Lok	Fangstområdet	

For alle lokasjoner, foruten Rånerudspullen, SVR, ble det registrert temperaturdata i flere dager i forkant av første fangst. I SVR ble det fanget fisk samme dag som logger ble plassert ut den 16. mai. Logger i SVR ble plassert ut 16. mai 16:00 og timene mellom 15. mai 15:00 og 16. mai 16:00 var uten temperaturdata. Temperaturdata fra denne perioden ble erstattet med et gjennomsnitt fra perioden 16. mai 16:00- 19:00. For å kunne ha deltatemperatur og relativ deltatemperatur for den 15. mai, ble denne verdien regnet ut ved å bruke nærmeste logger, med ID nummer 9 som ligger nærmest den aktuelle lokasjonen. Den aktuelle loggeren og avstand til SVR vises i oversiktskart i vedlegg 3.

2.8.2 Fiskedata

Rådataene fra fangst ble samlet i et enkelt dataark i R. Antall individer fanget per art per dag ble summert opp for hvert enkelt område. Det ble gjort for å kunne koble fangstdata opp mot miljødata på døgnnivå. Fiskeartene abbor, brasme, gjedde og mort fikk sin egen datafil som ble brukt inn i modelleringen. I dette dataarket ble lagt inn nullverdier for dagene uten fangst. I dataarket for hver enkelt art, ble miljødata lagt til etter område og dato.

2.9 Statistiske analyser

2.9.1 Modellering og modellseleksjon

For å kvantifisere hvilke effekter miljøvariablene hadde i initiering av innvandring for de ulike artene, ble det laget kandidatmodeller for hver enkelt art. Før modelleringen ble fangstdataene utforsket ved hjelp av «goodfit» funksjonen i R. Dette gav en indikasjon på hvilke fordelinger de aktuelle dataene hadde. I modelleringen ble pakken glmmTMB (Brooks et al., 2017) benyttet i Rstudio. Modellene ble testet opp mot fordelingene binominal, negativ binominal (nbinom1 og nbinom2) og poisson.

Kandidatmodellene estimerer antall fisk fanget ut ifra ulike additive og interaksjonskombinasjoner av prediktorene lokasjon, miljødata og miljødataenes delta-verdier. Interaksjon og additive effekter ble testet mellom alle leddene i modellen, men ikke alle miljøvariablene ble testet for alle artene. For artene med hypotese om temperaturinnflytelse, ble også relativ temperaturdata benyttet i kandidatmodellene. De

aktuelle kandidatmodellene ble optimalisert etter hvert som det ble tydelig hvilke miljøvariabler som var viktige for hver respektiv art. Spesielt ble det lagt inn en annengrads polynomfunksjon for temperatur for å teste ut om det var støtte i dataene for et temperaturoptimum for innvandring til gyteplassene. Modellene ble også testet med og uten en zeroinflasjonsparameter (ziformula), med fikserte effekter ved miljøvariabler og randomeffekter for å teste om det var et nulloverskudd i dataene. Brasme og mort ble modellert kun for lokasjon «SVR» grunnet lave fangsttall i resterende områder.

For å finne fram til den eller de kandidatmodellene som hadde mest støtte i dataene ble det brukt en korrigert versjon av Akaike's Information Criterion (AICc) (Akaike, 1974). Kandidatmodeller ble lagt inn i en liste og rangert ved hjelp av AICmodavg-pakka i R (Mazerolle, 2023). Modeller med deltaAICc verdi lavere enn 2 ble omtalt i etterkant av modellseleksjonen. Modeller med lavest AICc verdi ble selektert forutsatt at modellene ble validert av modelltester. Oversikt over AICc-tabellene er gitt i vedlegg 4.

For å få fram hvilken effekt miljøvariablene hadde på estimert fangst, det vil si modellens parameterestimater, ble de hentet ut ved hjelp av funksjonen «summary» og modelleffektens statistiske signifikans ble analysert ved hjelp av Anova i «car» (Fox & Weisberg, 2018) pakken. De utvalgte kandidatmodellene ble validert ved hjelp av «DHARMA» (Hartig, 2022) pakken og funksjonene simulateresiduals, testZeroInflasjon og simres funksjonen. Simulateresiduals simulerer residualene til modellen som ble selektert. testZeroinflasjon tester modellens evne til å håndtere zeroinflasjon og simres plotter residualene opp mot alle avhengige variabler i de originale observerte dataene. testZeroinflasjon ble benyttet for å verifisere at modellen håndterte et eventuelt overskudd av nuller i dataene opp mot de fordelingene som modellen benyttet. Valideringen sikret at antakelsene som ligger til grunn for å kunne benytte modellene til statistiske analyser var oppfylt. Resultatene fra valideringen er lagt ved i vedlegg 4. Modellene predikerer antall fisk fanget ut ifra miljøvariablene som inngår. For gjedde, abbor og mort ble predikert antall fanget omregnet til en fangstsannsynlighet ved at predikert antall ble delt på totalantall i fangsten per art og lokalitet.

2.9.2 Aldersbestemmelse og vekstkurve

I beskrivelsen av vekstforløp for fiskene ble det gjennomført en aldersbestemmelse i programmet ImageJ (Schneider et al., 2012) ved hjelp av plugin ObjectJ. Bildeanalysene ved hjelp av ObjectJ tilbakeberegnet årlig vekst ved å bruke de relative avstandene mellom årsveksten sett opp mot totallengde til fisken, Lea-Dahls formel. Dette ble regnet ut ved å legge inn funksjonen i Excel. Lea-Dahls formel regner ut lengde ved en gitt alder (L_n), ved å regne ut skjellradius ved alder n , (S_n), delt på total skjellradius (S) og multiplisere med fiskelengde ved sampling (L).

$$L_n = \frac{S_n}{S} \cdot L$$

For å beskrive fiskenes vekst ble det modellert vekstkurver utregnet ved Von Bertalanffy modell, ved hjelp av pakken «nls2» (Grothendieck, 2022) i R. Von Bertalanffy ligningen regnet ut lengden (L) til fiskene ved alder (t), $L(t)$. L_∞ er den asymptotiske lengden som fisken i snitt kan oppnå. k er en vekstrateparameter og t_0 er den teoretiske alderen der organismen har null lengde.

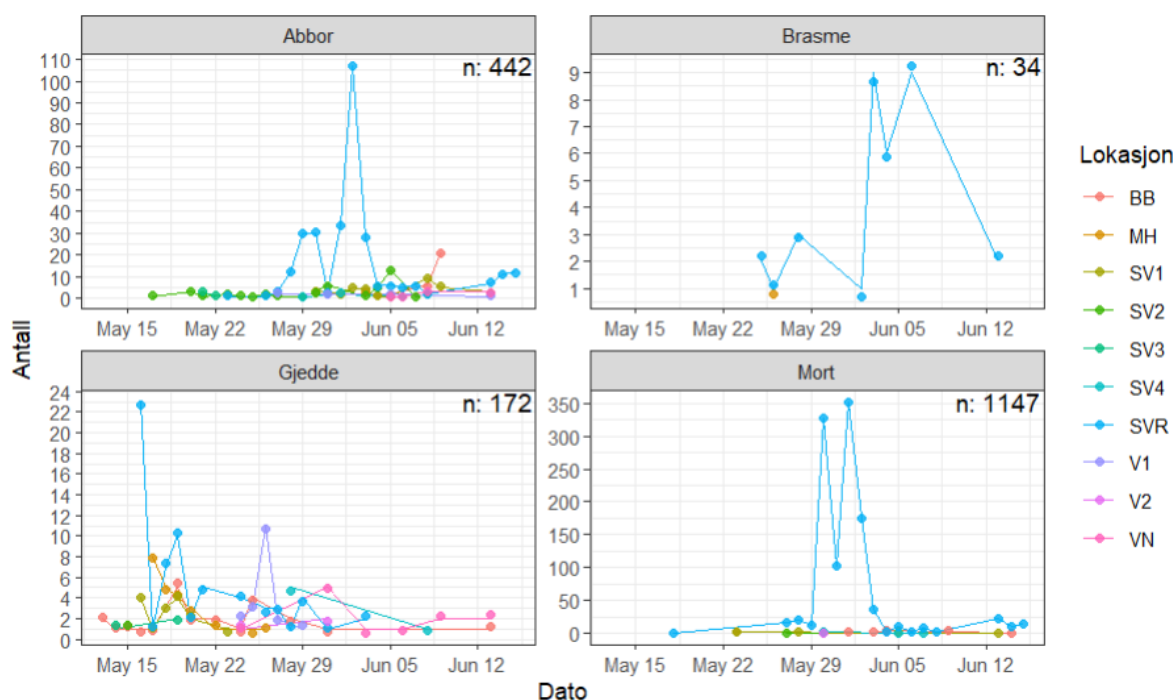
$$L(t) = L_\infty (1 - e^{-k(t-t_0)})$$

Etter tilbakeberegning av vekst og aldersbestemmelse, ble dataene brukt til å predikere forventet førsteårsvekst basert på alder, lokasjon og kjønn for å sjekke om fangstene hadde Lee-effekt og om det var forskjeller mellom lokasjoner i førsteårsvekst. Lee-effekten beskriver hvordan størrelsesselektivt fiske tar ut rasktvoksende individer ved en høyere rater sammenlignet med saktevoksende individer. Dette fører til at eldre, og lengre fisker ofte har en kortere førsteårsvekst sammenlignet med yngre individer (Kraak et al., 2019). For å modellere dette, ble det brukt en enkel generell lineær-modell fra pakken «lme4» (Douglas et al., 2015). Seleksjonen av modell ble det gjennomført som beskrevet for innvandringsforløp, ved hjelp av AICc-tabell. Modellenes førsteårsvekst ble predikert av faktorene lokasjon, alder og kjønn med additive og interaksjonseffekter.

4. Resultater

4.1 Fangstdata

Totalt ble det fanget 442 abbor, 34 brasmer, 172 gjedder, 8 gullbust, 2 hork, 1147 mort og 1 vederbuk gjennom forsøksperioden. Figur 11 viser fangst i tid og rom gjennom perioden for de fire fokusartene. Gjedde er den arten som ble fanget med størst utbredelse i både tid og rom. Alle artene ble fanget i mindre stimer, men abbor og mort skiller seg ut med store stimer og høye daglige fangsttall. I figur 11 ser man at gjedde ble fanget først på lokasjonene, etterfulgt av abbor, mort og brasme.



Figur 11. Samlet fangst gjennom perioden for artene abbor, brasme, gjedde og mort. Mort og abbor skiller seg ut ved dager med svært høye fangsttall. Nullfangst er ikke plottet. Y skalaen varierer i plottet mellom de ulike artene. Plottet viser hver enkelt fangstlokasjon, og ikke områdeinndelingene som blir benyttet i modellseleksjonen. Områdeforkortelsene står for Balbergsevja- BB, Rundtomevja – MH, Svartevja ytre- (SV1), Svartevja indre – SV-I (SV2, SV3, SV4), Rånerudspullen- SVR og Våløy – V (V1, V2, VN).

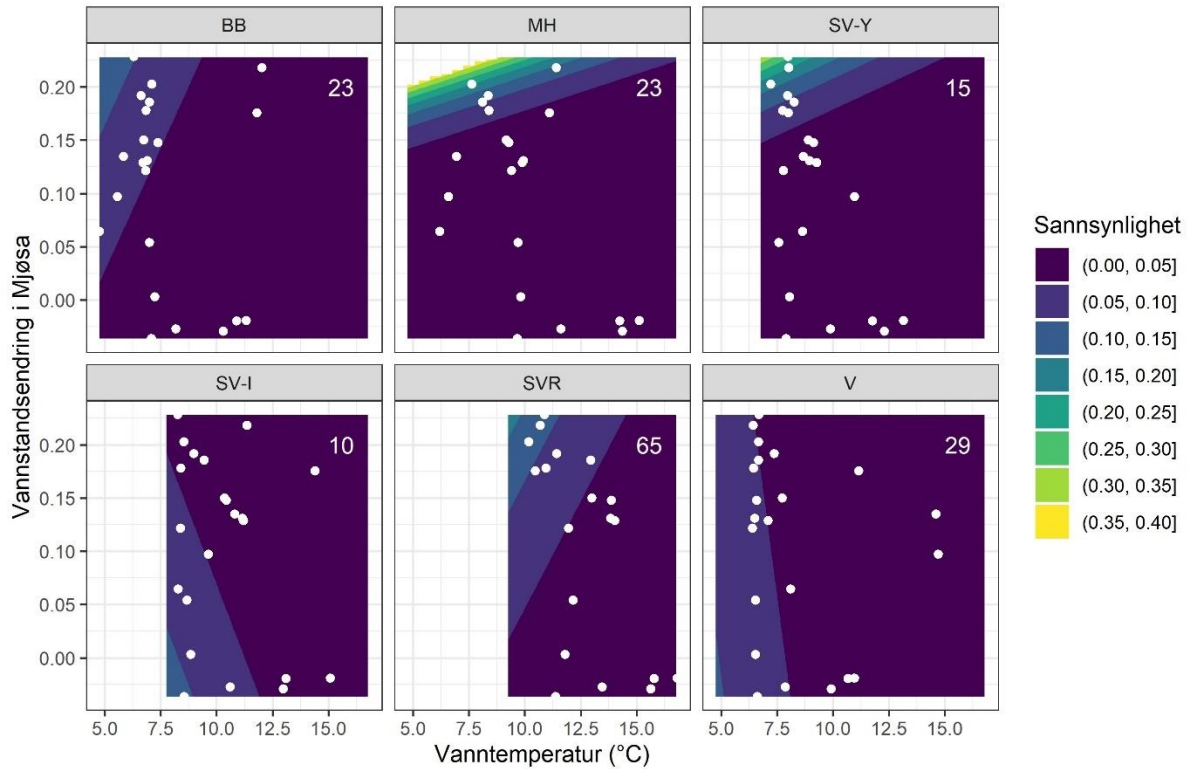
4.2 Innvandringsinitiering

4.2.1 Gjedde

Modellen som ble selektert for modellering av initiering av innvandringsforløp til gjedde (tabell 3) fikk 53 % av AICc-støtten i dataene blant kandidatmodellene (DeltaVannSM*Lok+Temp). I modellseleksjonen var det en konkurrerende modell med $\Delta AICc < 2$, denne modellen hadde en polynomfunksjon for temperatur (DeltaVannSM*Lok+Temp+Temp²). Denne ble ikke valgt ut, da Anova-analyse viste at temperaturleddene i denne modellen ikke var signifikante. Den selekterte modellen viste at prediktorene vannstandsending i Mjøsa, fangstområdet og temperatur predikerte forløpet av innvandring på den mest effektive måten blant kandidatmodellene (Vedlegg 4). Ved økende vannstand i Mjøsa, predikerte modellen en sterk økning i sannsynlighet for gjeddefangst i MH og SV-Y. Effekten er ikke like klar for SVR og BB. SV-I og V har økt sannsynlighet for fangst ved redusert vannstand, til forskjell fra resterende områder (figur 12). Temperatur har additiv effekt i modellen, og for alle områdene, gir lave temperaturer økt sannsynlighet for fangst (innenfor de observerte verdiene av temperatur, >5 °C). Prediksjonsplottet i figur 12 er justert til de observerte verdiene i hvert enkelt område.

Tabell 3. Parameterestimat og ANOVA for den utvalgte gjeddemodellen som estimerer antall innvandra individer, DeltaVannSM*Lok+Temp. VannstandSM er vannstandsending i Mjøsa, Lok er fangstområder og temp er vanntemperatur som er områdespesifikk. Intercept for dette estimatet er område BB- Balbergsevja.

Term	Parameterestimat		ANOVA			
	Estimat	SE	Effekt	χ^2	DF	p
Intercept	1,17	0,93	DeltaVannSM	3,29	1	0,07
DeltaVannSM	5,06	4,17	Lok	19,40	5	0,00
LokMH	-4,72	2,12	Temp	6,23	1	0,01
LokSV-Y	-3,39	2,09	DeltaVannSM:Lok	15,56	5	0,01
LokSV-I	0,77	0,92				
LokSVR	2,07	0,97				
LokV	1,04	0,78				
Temp	-0,23	0,09				
DeltaVannSM:LokMH	28,81	11,92				
DeltaVannSM:LokSV-Y	18,78	12,03				
DeltaVannSM:LokSV-I	-9,30	6,60				
DeltaVannSM:LokSVR	0,74	5,51				
DeltaVannSM:LokV	-6,52	5,36				



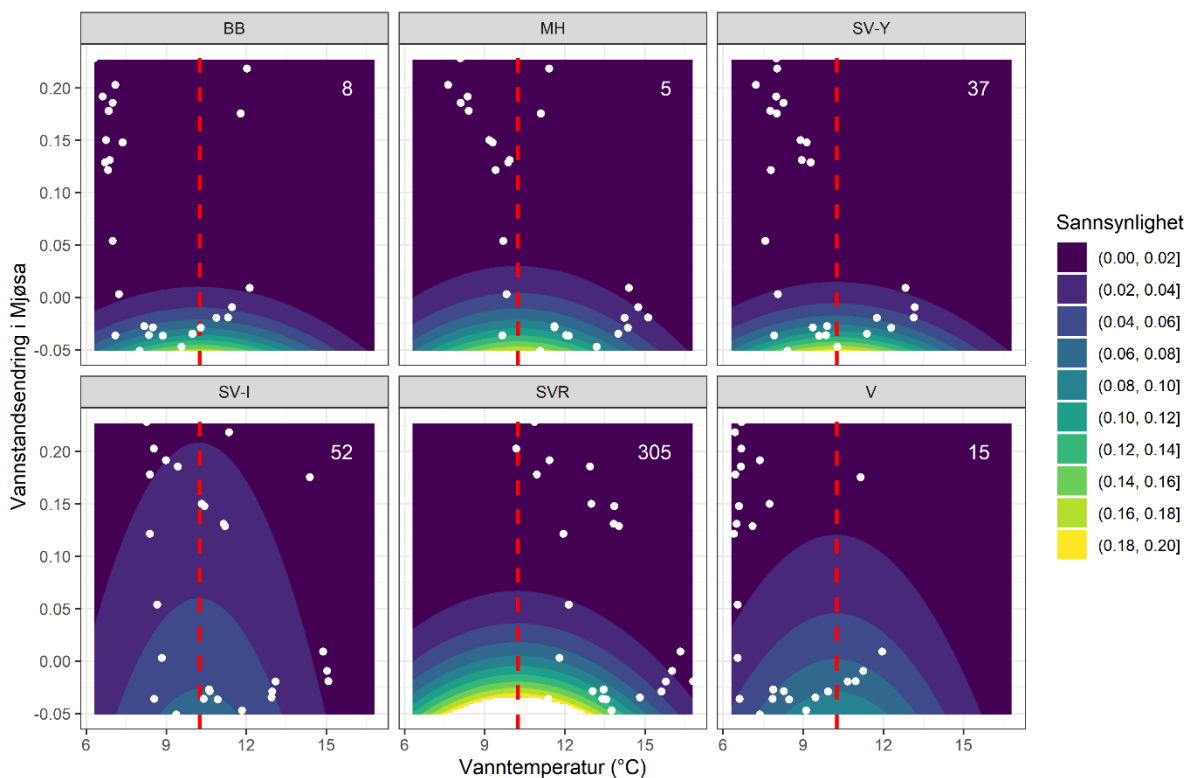
Figur 12. Predikerte sannsynligheter for fangst på gyteplassen ved ulike områder ved gitte verdier for vannstandsending i Mjøsa og temperatur i vann ved områdene. Prediksjonene er estimert fra utvalgte modell (Tabell 3). Prediksjonsplottet er justert for å stå nærmere til de faktisk observerte dataene. Hvite prikker er observasjoner fra forsøket og hvite tall i høyre hjørne er antall fisk fanget ved området gjennom perioden. Områdeforkortelsene står for Balbergsevja- BB, Rundtomevja – MH, Svartevja ytre- SV-Y, Svartevja indre – SV-I, Rånerudspullen- SVR og Våløy – V.

4.2.2 Abbor

Modellseleksjonen favoriserte modellen $\Delta\text{VannSM} * \text{Lok} + \text{Temp} + \text{Temp}^2$. Denne modellen fikk 51% av AICc støtten, og for resterende modeller, med et unntak, var $\Delta\text{AICc} > 2$. Modellen med $\Delta\text{AICc} < 2$, var samme modell, men med $\text{Relative}\Delta\text{VannSM}$ istedenfor ΔVannSM . Den konkurrerende modellen baserer seg på de samme parametere som den selekterte modellen. Modellen som ble valgt, predikerer at innvandringsforløpet til abbor blir initiert av vannstandsending i Mjøsa der effekten varierer med fangstområde (interaksjonseffekt) i tillegg til temperatur som har en lik effekt på tvers av fangstområdene, der 10,25 °C er optimal innvandringstemperatur (additiv effekt i modellen). For alle områdene er negativ vannstandsending i Mjøsa forbundet med økt predikert fangstsannsynlighet, men estimatet varierer mellom områdene. Våløy (V) og Svartevja indre (SV-I) er mindre påvirket av vannstandsending i Mjøsa og har sannsynlighet for fangst over en større variasjon av verdier, figur 13. Alle parameter er signifikante i modellen (tabell 4). Temperatur er den prediktoren med lavest innflytelse på modellenes prediksjoner (tabell 4).

Tabell 4. Parameterestimat og ANOVA for utvalgte modell for abborinnvandring: $\Delta\text{VannSM} * \text{Lok} + \text{Temp} + \text{Temp}^2$. ΔVannSM er vannstandsending i Mjøsa, Lok er området og Temp er gjennomsnittlig vanntemperatur per døgn (områdespesifikk). Intercept er BB- Balbergsevja.

Term	Parameterestimat		ANOVA			
	Estimat	SE	Effekt	χ^2	DF	p
Intercept	-7,10	2,92	ΔVannSM	31,91	1	0,00
ΔVannSM	-35,28	33,17	Lok	53,34	5	0,00
LokMH	-0,02	1,37	Temp	5,53	1	0,02
LokSV-Y	1,68	1,20	Temp^2	7,31	1	0,01
LokSV-I	2,49	1,12	$\Delta\text{VannSM}:\text{Lok}$	20,03	5	0,00
LokSVR	4,77	1,16				
LokV	1,40	1,15				
Temp	1,09	0,47				
Temp^2	-0,05	0,02				
$\Delta\text{VannSM}:\text{LokMH}$	8,21	40,44				
$\Delta\text{VannSM}:\text{LokSV-Y}$	1,04	37,00				
$\Delta\text{VannSM}:\text{LokSV-I}$	30,62	33,30				
$\Delta\text{VannSM}:\text{LokSVR}$	11,87	33,39				
$\Delta\text{VannSM}:\text{LokV}$	26,04	33,66				



Figur 13. Prediksjonsplott for fangst av abbor. Optimumstemperatur for innvandring er 10.25 °C. Hvite prikker er faktiske observerte data av miljøvariablene og tall i høyre hjørnet er antall fisk fanget ved fangstområdet. Områdeforkortelsene står for Balbergsevja- BB, Rundtomevja – MH, Svartevja ytre- SV-Y, Svartevja indre – SV-I, Rånerudspullen- SVR og Våløy – V.

4.2.3 Brasme

I modellseleksjonen for innvandringsforløp av mort, ble modellen i tabell 5 favorisert.

Modellen hadde 43 % av støtten i dataen og var en av to modeller med $\Delta AICc < 2$. Den konkurrerende modellen beskriver innvandringsforløp ved hjelp av vannføring i Losna i additiv effekt til temperatur med en zeroinflasjon ved vannstand i Mjøsa. Denne modellen ble ikke selektert som følge av at den ikke innfridde kravene i validering av modellen.

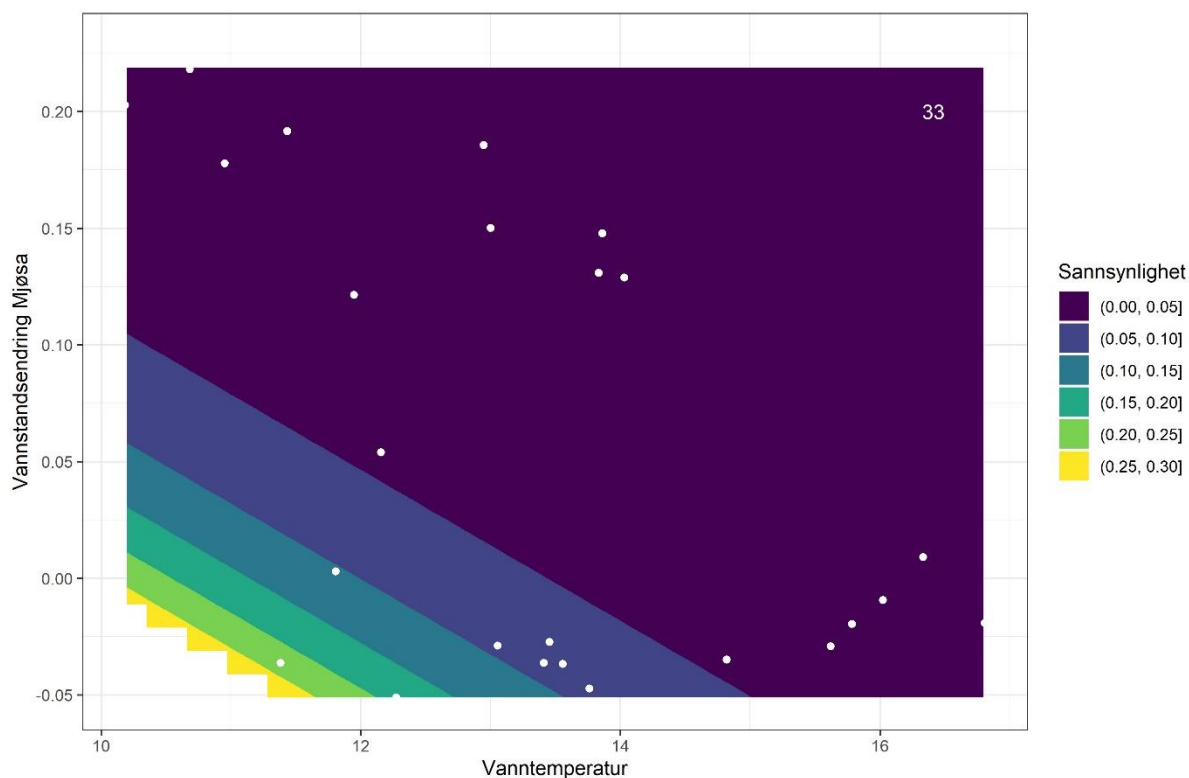
For brasme, ble det bare predikert innvandringsforløp for lokasjon SVR- Rånerudspullen.

Modellen som ble selektert viste at det var større sannsynlighet for fangst ved redusert vannstandsending i Mjøsa og vanntemperatur over 10 °C (figur 14). Modellen viser at vannstandsending i Mjøsa har en additiv effekt på temperatur og en nullinflasjon (ziformula) med randomeffekt ($\Delta VannSM + Temp$, ziformula= ~ 1). Nullinflasjonen viser at det er en random-effekt som variablene i modellen ikke forklarer som videre fører til et overskudd av nuller i fangstadataene.

Tabell 5. Parameterestimat og ANOVA for prediktorene i modell $\Delta VannSM + Temp$, $zifor\text{formula} = \sim 1$. $\Delta VannSM$ er vannstandsending i Mjøsa og $Temp$ er vanntemperatur ved fangstområdet. Effektene er additive og negativ vannstandsending og lav temperatur øker sannsynligheten for fangst. $Zifor\text{formula} = \sim 1$ betyr at zeroinflasjonen er en random-effekt. Intercept er ikke koblet til en variabel for parameterestimatene i denne modellen.

Term	Parameterestimat		ANOVA			
	Estimat	SE	Effekt	χ^2	DF	p
Intercept	7,73	3,68	DeltaVannSM	10,77	1	0,00
DeltaVannSM	-14,81	4,51	Temp	2,89	1	0,09
Temp	-0,48	0,28				

Zeroinflasjonsmodell		
Intercept	0,20	0,58



Figur 14. Prediksjonsplott for fangst av brasme ved lokasjon SVR- Rånerudspullen. Hvide prikker er observasjoner fra forsøket, og antall fisk fanget ved lokasjon står i høyre hjørne. Områdeforkortelsene står for Balbergsevja- BB, Rundtomevja – MH, Svartevja ytre- SV-Y, Svartevja indre – SV-I, Rånerudspullen- SVR og Våløy – V.

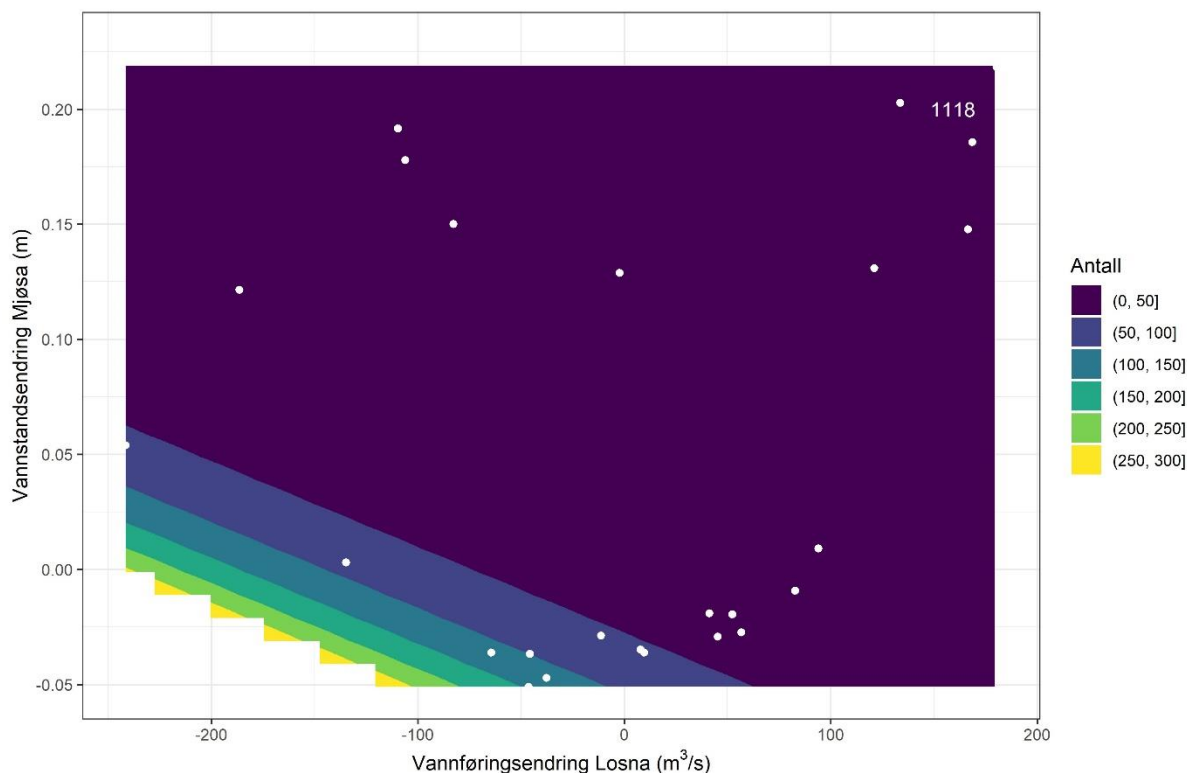
4.2.4 Mort

I modellseleksjonen for mort var det 2 konkurrerende kandidatmodeller med $\Delta AICc < 2$. Modellen $\Delta VannSM + \Delta VannS$ (Vannstandsending i Mjøsa + Vannstandsending i Losna) hadde $\Delta AICc = 0$, men hadde signifikante avvik i modellvalideringen. Av den grunn ble modellen $\Delta VannSM + \Delta VannFL$ selektert, som også ble validert i modelltesten (Vedlegg 4). Denne modellen (tabell 6) hadde $\Delta AICc$ på 0,02 og 31% støtte i dataene.

Innvandringsforløpet til mort i SVR- Rånerudspullen blir estimert av vannstandsending i Mjøsa som en additiv effekt på vannføringsending i Losna. Begge effektene var signifikante, men vannstandsending i Mjøsa hadde høyest innflytelse på prediksjonene til modellen. Ved negative vannstands- og vannføringsendringer økte antallet fisk fanget (figur 15). Figur 15 er justert til å kun vise fangster med 300 fisk eller mindre for å passe de observerte dataene.

Tabell 6. Parameterestimat for prediktorer i modell for innvandringsforløp av mort. $\Delta VannSM$ - Vannstandsendingen i Mjøsa og $VannLosna$ – vannføring i Losna, additive effekter inn i modellen. Begge effektene er signifikante, og reduserte verdier av begge prediktorer øker fangsten. Intercept er ikke koblet til en variabel for parameterestimatene i denne modellen.

Term	Parameterestimat		Effekt	ANOVA		
	Estimat	SE		χ^2	DF	p
Intercept	3,19	0,34	$\Delta VannSM$	30,15	1	0,00
$\Delta VannSM$	-26,12	4,76	$\Delta VannFL$	6,41	1	0,01
$\Delta VannFL$	-0,01	0,00				

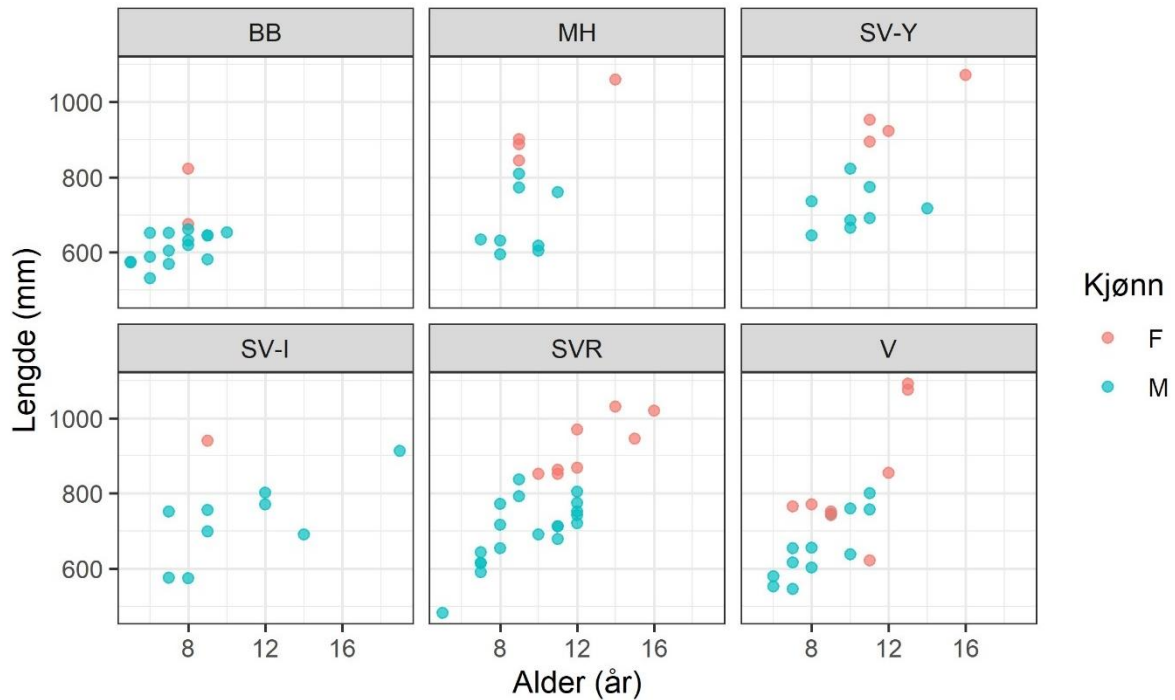


Figur 15. Prediksjonsplott for mort ved lokasjon SVR- Rånerudspullen. Hvite prikker er observasjoner fra forsøket og antall fisk fanget i området er plottet i høyre hjørne. Prediksjonsplottet er justert for å stå nærmere til de faktisk observerte dataene.

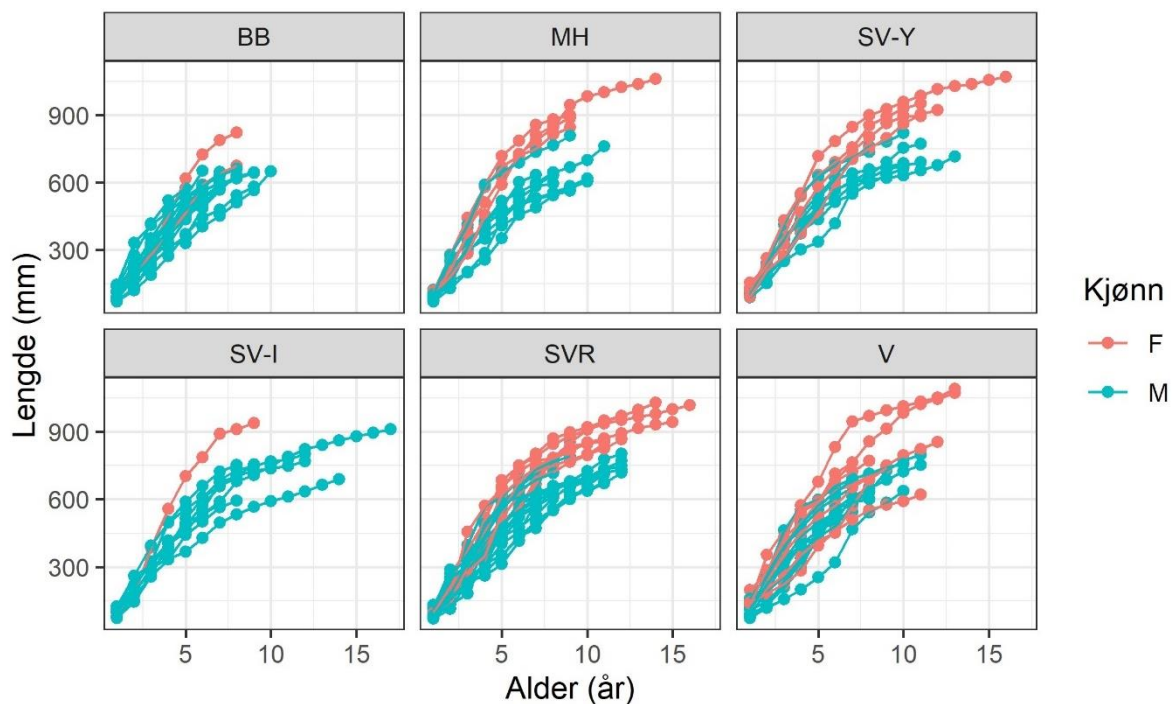
4.3 Alder og vekst

4.3.1 Aldersfordeling og vekst gjedde

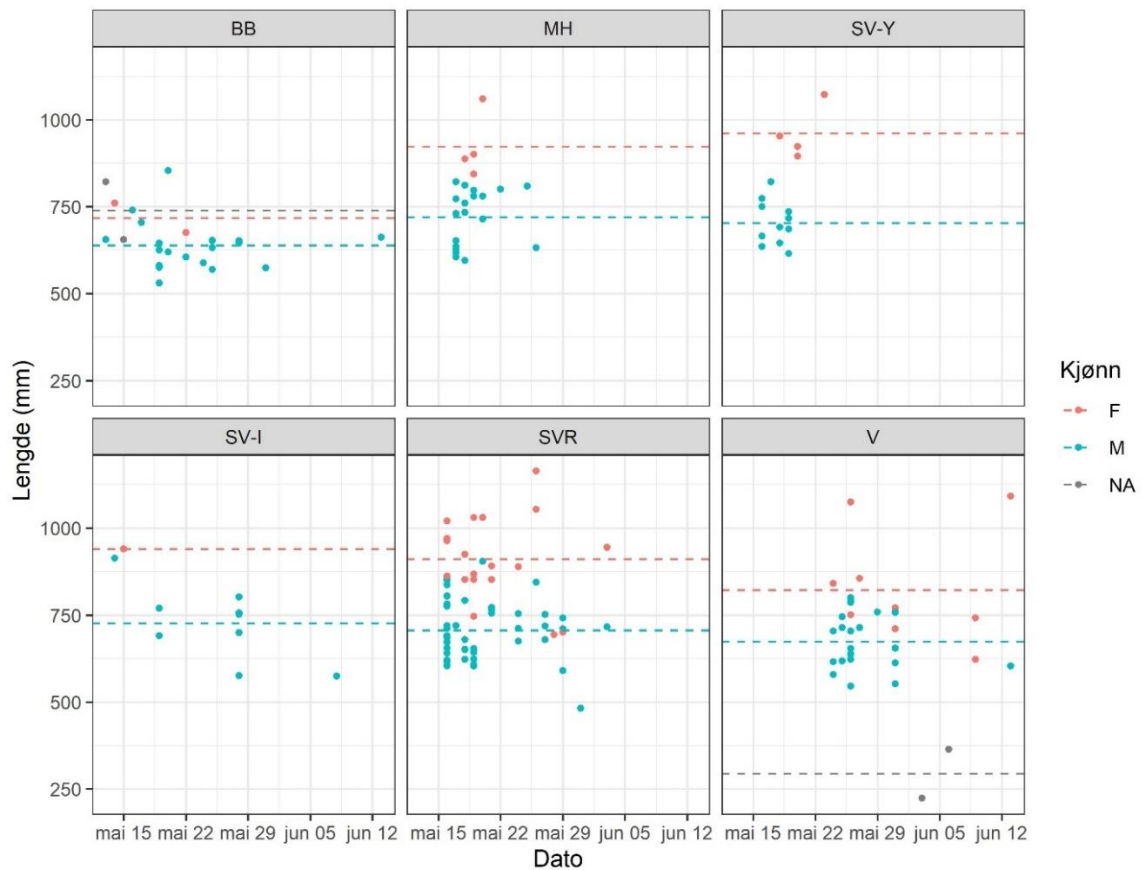
Aldersbestemmelse av gjeddene viste at 34 av 100 individer (34%) var eldre enn 10 år gamle (Figur 16). Hunnene var eldst og lengst i alle områder foruten SV-I. BB Skilte seg ut som området med yngst og korteste individer (Figur 16, 17 og 18). Figur 18 viste at det er stor variasjon i størrelses- sammensetning, kjønnsammensetning og fangsttidspunkt mellom områder. Våløy og Balbergsevja hadde kortere gjennomsnittslengde sammenlignet med resterende fangstområder (figur 18). Våløy hadde fangster langt senere enn resterende områder, og dette skyldes at området var tørrlagt frem til siste del av mai. SVR var også tørrlagt i starten av fangstperioden, og første fangstdag ga fangst.



Figur 16. Lengde og alder for gjedder ved fangsttidspunkt i Lågendelta etter område og kjønn (F- hunn, M- hann). Utvalget er ikke tilfeldig. Områdeforkortelsene står for Balbergsevja- BB, Rundtomevja – MH, Svartevja ytre- SV-Y, Svartevja indre – SV-I, Rånerudspullen- SVR og Våløy – V.



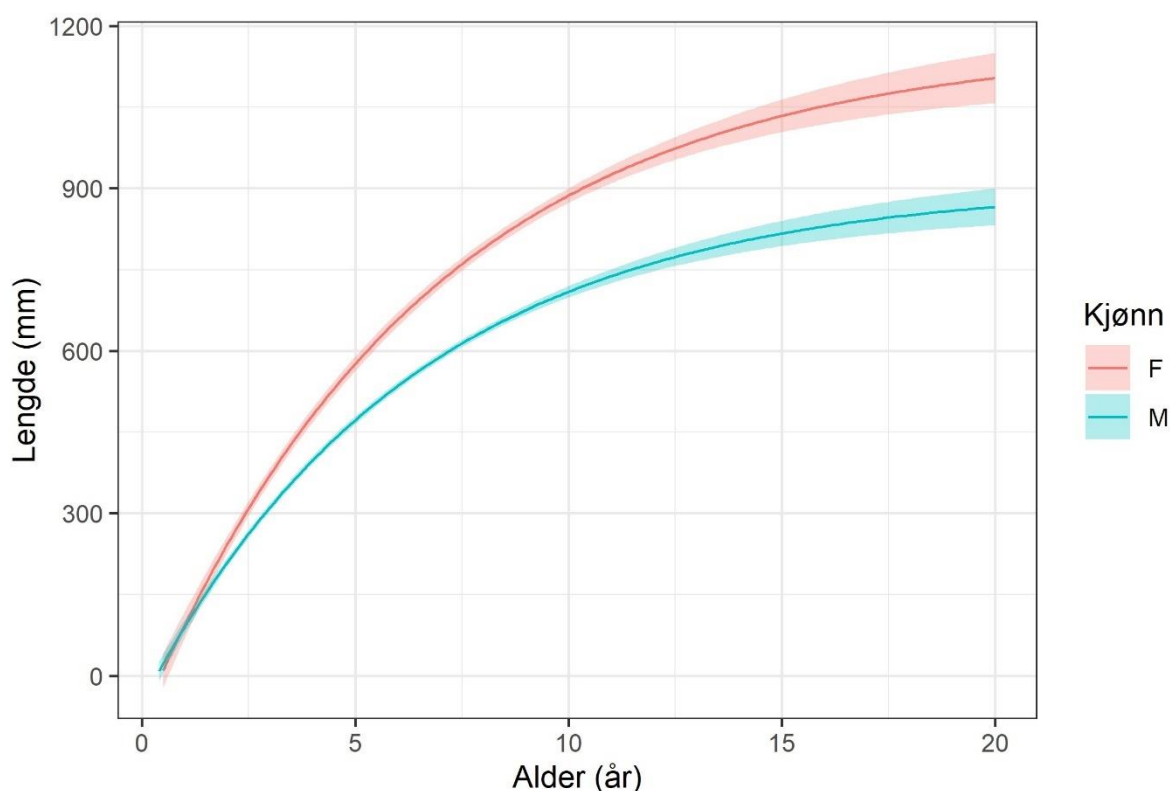
Figur 17. Individuelle tilbakeberegnet vekstforløp for gjedder ved hvert område der hunner (F) og hanner (M) har ulik farge Hver linje med tilhørende punkter er data fra samme individ. Områdeforkortelsene står for Balbergsevja- BB, Rundtomevja – MH, Svartevja ytre- SV-Y, Svartevja indre – SV-I, Rånerudspullen- SVR og Våløy – V.



Figur 18. Lengdefordeling av gjedder ved hvert område og kjønn (F = hunn, M = hann, NA = ukjent/ikke identifisert). Stiplet linje indikerer gjennomsnittslengde for området, og fargen viser for hvilket kjønn gjennomsnittet er regnet ut for. Områdeforkortelsene står for Balbergsevja- BB, Rundtomevja – MH, Svartevja ytre- SV-Y, Svartevja indre – SV-I, Rånerudspullen- SVR og Våløy – V.

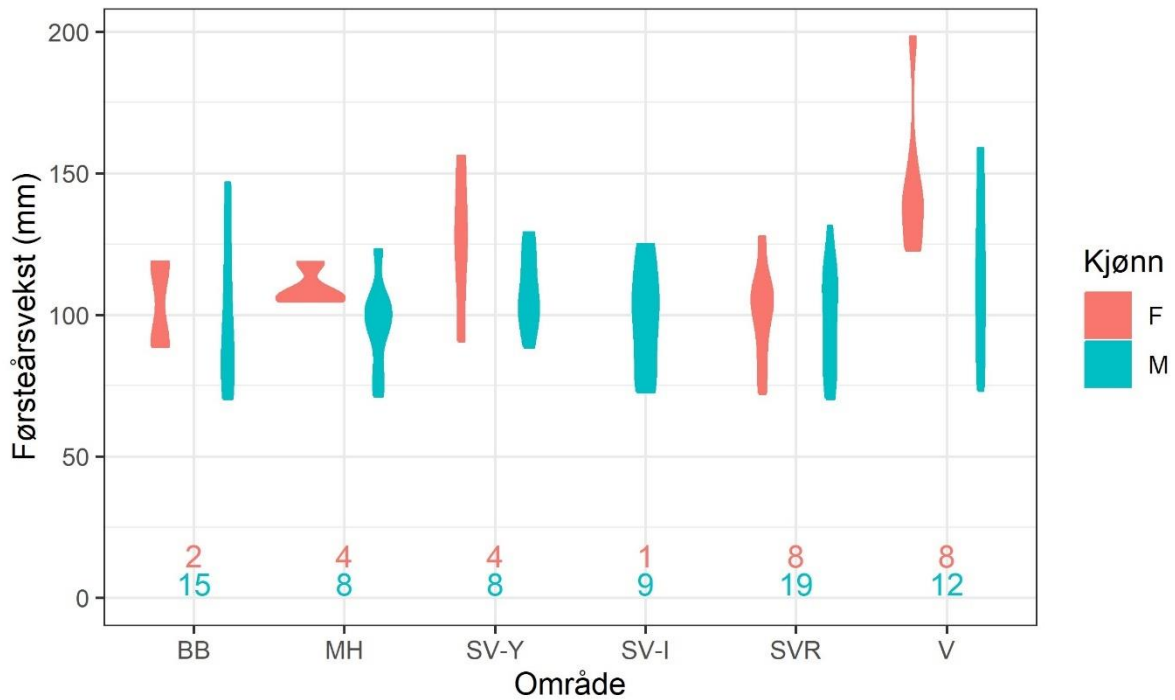
4.3.2 Tilbakeberegnet vekst, gjedde

Vekstkurver ble basert på von Bertalanffy modeller (vedlegg 5) fra data av tilbakeberegnet vekst hos gjedde. Von Bertalanffy modellen viste at det var god vekst for hanner ($L_{\infty} = 906,9$ $K = 0,16$ $t_0 = 0,34$) og hunner ($L_{\infty} = 1167$ $K = 0,15$ $t_0 = 0,44$) i Lågendeltaet. Modellene viste en tydelig tidlig stagnasjon i vekst hos hannene sammenlignet med hunnene. Vekstkurven i figur 19, viste at hannene er 860 mm når de er 20 år sammenlignet med hunnene som var beregnet til 1103 mm ved samme alder.



Figur 19. vekstkurve for hann- (M) og hunngjedder (F). Vekstkurvene skiller seg fra hverandre allerede etter første vekstår, der hunngjeddene vokser bedre. Skravert område viser 95 % konfidensintervall for beregnet vekstkurve..

Vekst første leveår varierer hovedsakelig mellom 75 mm og 125 mm på tvers av lokaliteter. Hunner fra områdene Våløy og Svartevja ytre skilte seg ut med et høyere estimat for førsteårsvekst sammenlignet med resterende områder, illustrert i figur 20. Det var et redusert antall hunner analysert som følge av lavere fangster av hunner. I områdene SVR og V var flere hunner tilgjengelig for analyse. For resterende populasjoner, ble alle hunnene som var fanget analysert.



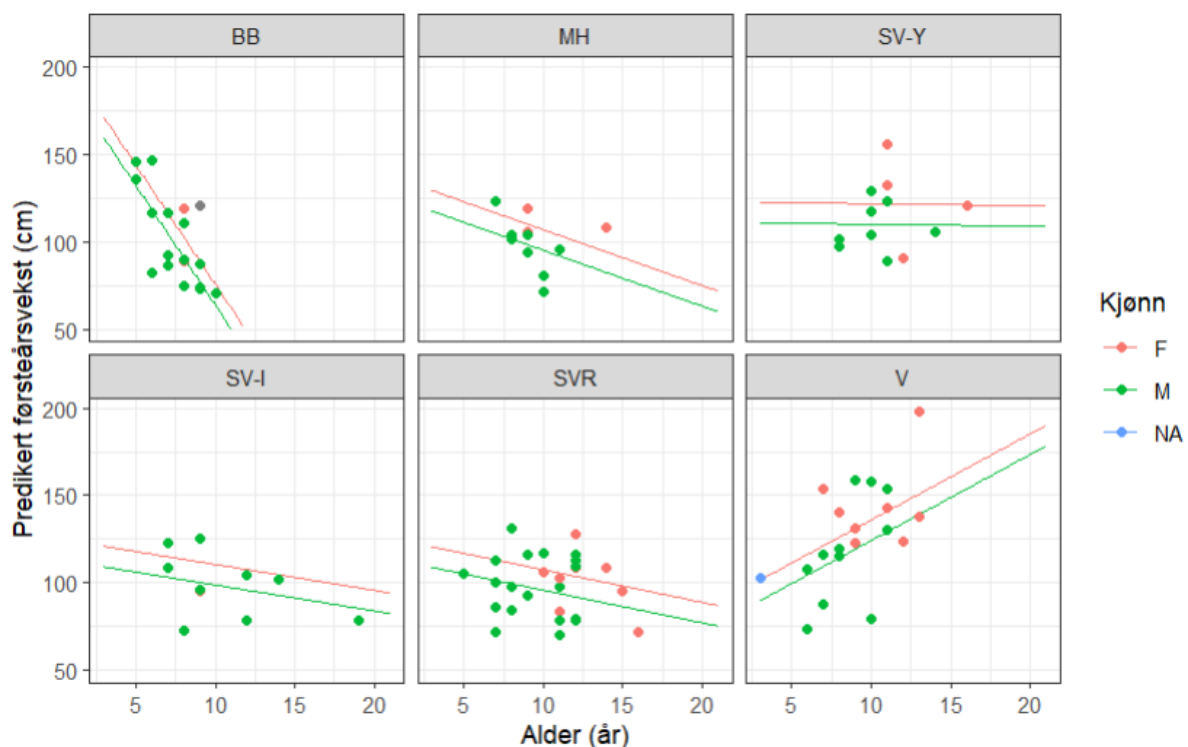
Figur 20. Tall over x-aksen viser antall individer der vekst har blitt tilbakeberegnet for hvert kjønn (F - hunn, M - hann) ved hvert enkelt område. Områdeforkortelsene står for Balbergsevja - BB, Rundtomevja - MH, Svartevja ytre - SV-Y, Svartevja indre - SV-I, Rånerudspullen - SVR og Våløy - V.

4.3.3 Førsteårsvekstmodell for tilbakeregnet vekst, gjedde

I modellseleksjonen som predikerte førsteårsvekst for gjeddene basert på tilbakeberegning av vekst, ble modellen i tabell 7 selektert (Lokasjon*Alder + Kjønn). Denne modellen hadde 67 % støtte i dataene og var den eneste modell med $\Delta AICc < 2$. Lokasjon (område) er i interaksjon med alder og kjønn har en additiv effekt i modellen, der hunnene ble predikert til å være 11.7 mm lengre første vekstår. Den utvalgte modellen estimerte en negativ effekt av alder på førsteårsveksten for begge kjønn ved alle områdene, unntatt for Våløya-gjeddene (Tabell 7, Figur 21). Alder alene har ikke en signifikant negativ effekt på førsteårsveksten.

Tabell 7. Parameterestimat og prediksjoner for den utvalgte førsteårsvekt-modellen (Vedlegg 5) hos gjedder i Lågendeltaet basert på tilbakeberegnet vekst. Intercept er Lokasjon BB-Balbergsevja.

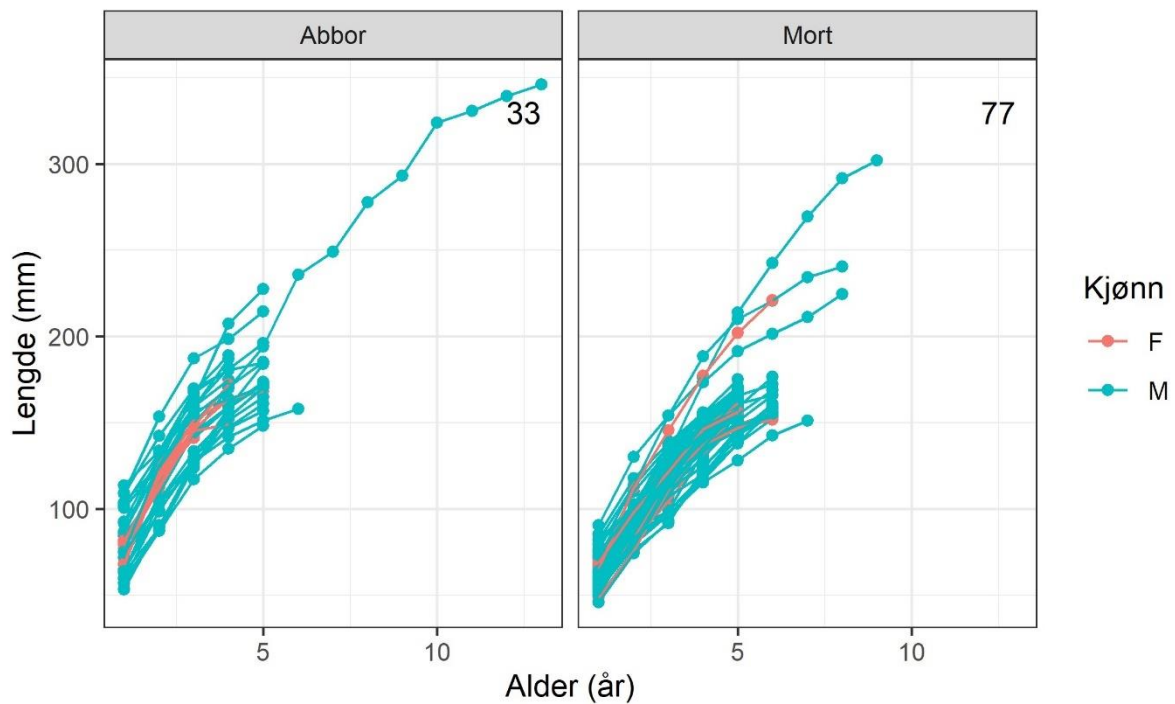
Term	Parameterestimat		ANOVA				
	Estimat	SE	Effekt	χ^2	DF	F value	p
Intercept	211,99	24,70	Lokasjon	7539,6	5	4,34	0,00
LokasjonMH	-73,15	38,66	Alder	886,5	1	2,55	0,11
LokasjonSV-Y	-89,17	37,02	Kjønn	2018,3	1	5,81	0,02
LokasjonSV-I	-86,68	36,02	Lokasjon:Alder	8342,6	5	4,81	0,00
LokasjonSVR	-85,84	28,37	Residualer	28812	83		
LokasjonV	125,20	31,02					
Alder	-13,63	3,19					
KjønnM	-11,77	4,88					
LokasjonMH:Alder	10,43	4,50					
LokasjonSV-Y:Alder	13,52	4,06					
LokasjonSV-I:Alder	12,15	4,18					
LokasjonSVR:Alder	11,76	3,49					
LokasjonV:Alder	18,55	3,85					



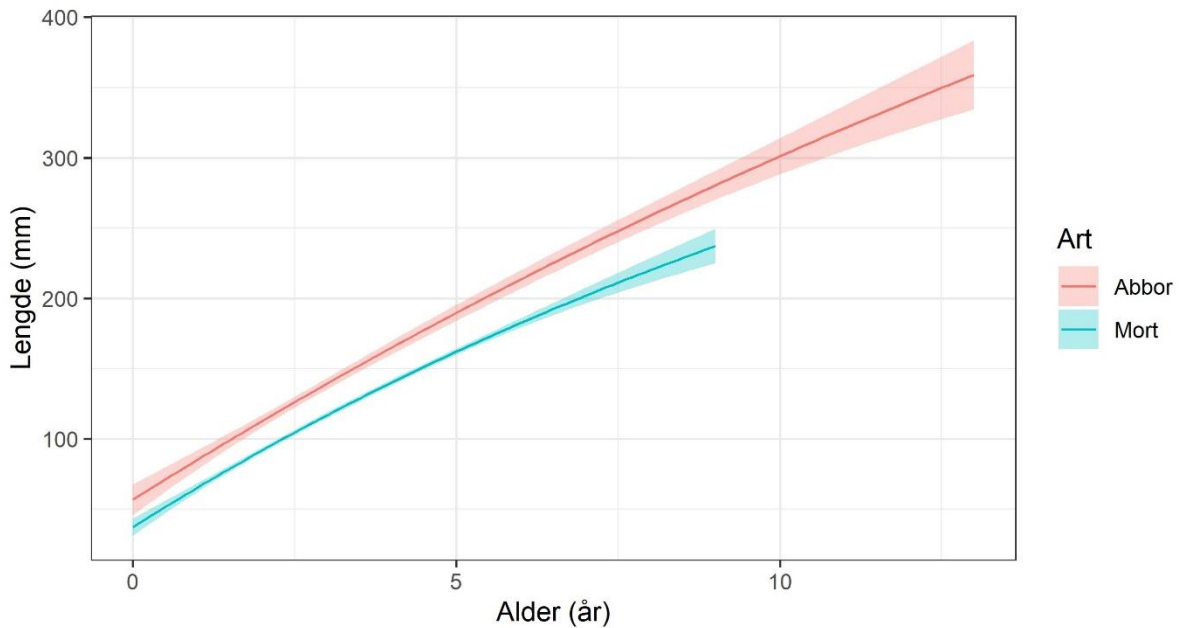
Figur 21. Predikerte førsteårsvekst basert på kjønn (F = hunn, M = hann, NA = ukjent/ikke identifisert), alder og område (tabell 6). Områdeforkortelsene står for Balbergsevja- BB, Rundtomevja – MH, Svartevja ytre- SV-Y, Svartevja indre – SV-I, Rånerudspullen- SVR og Våløy – V.

4.3.4 Alder og vekst hos mort og abbor

Blant abborerne som ble aldersbestemt, var et individ eldre enn 6 år (13 år gammel). For morten var majoriteten av individene 6 år eller yngre, og 4 individer eldre, hvor eldste var 9 år. Både abbor og mort har høy variasjon i tilbakeberegnet vekst ved første leveår (figur 22). Vekstkurvene for mort og abbor (figur 23) viser god vekst og dataene som er samlet inn ser ikke ut til å indikere en betydelig stagnering i vekst for noen av artene. Utvalget for estimeringene er begrenset ved få aldersgrupper og lengdefordelinger representert.



Figur 22. Tilbakeberegnete individuelle vekstforløp hos abbor og mort i Lågendeltaet våren 2023. Hvert enkelt individ representerer en linje med tilhørende punkter. F- hunn, M- hann.



Figur 23. von Bertalanffy vekstkurver (Vedlegg 5) for abbor og mort basert på tilbakeberegnet vekst. Abboren har bedre vekst sammenlignet med mort. Skravert område representerer 95 % konfidensintervall for modellene.

5. Diskusjon

5.1 Innvandringsforløp

Fangstdataene viste tydelige forskjeller i innvandringshistorikk for de ulike artene. Som predikert fra hypotese 1, var det gjeddene som vandra inn først på gyte plassene, etterfulgt av abbor, mort og brasme. Dette samsvarer med studier tidligere gjennomført lenger sør i Mjøsa, ved Åkersvika. I Åkersvika ble derimot brasme fanget før mort (Johnsen et al., 2014a). Studier i Rhinen har vist overlappende gyting for mort og brasme, der brasmen hadde en tendens til å gyte senere enn mort (Molls, 1999) i likhet med funn i dette studiet.

De ulike områdene som ble samlet, har svært ulik utforming og dette vil påvirke fangsttallene for hvert område. Faktorer som årstid, vanntemperatur, tid på døgnet, vannstandsendringer, turbiditet og strøm påvirker fangbarheten ved rusefangst (Hubert et al., 2012). Fangbarheten vil variere mellom arter og skepsis til både passive og aktive redskaper varier mellom artene (Ruetz III et al., 2007). Fangstredskapene fanget kun mort over 131 mm

da mindre fisk svømte gjennom rusene. Dette viser fangstredskapene som ble benyttet var størrelsesselektive. Av den grunn er dataene ikke egnet til beregninger av bestandsstørrelser annet enn for den delen av bestanden som er fangbar av metoden.

5.2 Initiering av innvandring

5.2.1 Gjedde

Modellen for initiering av innvandring for gjedde viser at det er størst sannsynlighet for fangst ved de laveste observerte temperaturene ($> 5\text{ }^{\circ}\text{C}$) i de aktuelle områdene. Dette betyr trolig i praksis at gjeddene vandret inn så fort det var vann i området. I tillegg påvirkes fangstsannsynligheten av vannstandsendringer i Mjøsa. Funnene støtter opp under hypotesen, som tilsier at flom og temperatur over 4°C initierer gyting for gjeddene i systemet. Tidligere forskning har vist at temperatur initierer oppvandring av gjedde (Pauwels et al., 2014) og at gytingen skjer ved temperaturer mellom $4 - 10^{\circ}\text{C}$ (Sunde et al., 2019). Temperaturmålingen fra dette studiet er gjennomført i selve gytelokalitetene og ikke der fiskene oppholder seg i forkant av vandringen, og kan forklare hvorfor prediksjonene fra denne oppgaven tilsier grenseverdi på rundt $5\text{ }^{\circ}\text{C}$. En interessant observasjon vedrørende modelleringen er at det området med høyest fangst, Rånerudspullen (SVR), også er det varmeste. Dette stemmer overens med tidligere studier som har vist at gjedde aktivt søker varmt vann for å øke aktiviteten (Nordahl et al., 2020). I lys av tidspunktene gjedde ble fanget, er det en stor variasjon mellom områdene, og spesielt interessant er observasjonen av gjedder i området som ligger lengst opp i systemet, Rundtomevja (MH). Fangst av gjeddene i MH ble gjort svært tett i tid på områder som ligger lenger nede i systemet, som ved Svartevja (SV-I, SV-Y og SVR) og kan reflektere at gjeddene har et felles miljøsignal med temperatursum eller temperaturterskel som fører til oppvandringen i systemet. Oppsummert viser funnene seg sammenfallende med tidligere litteratur om at gjeddene har en temperaturterskel som initierer gytevandringen. Funnene indikerer også at de varmeste området har høyere tetthet av fisk.

Modellen viser en sterk sammenheng med vannstandsending i Mjøsa og fangst ved områdene. For områdene Svartevja Indre (SV-I) og Våløy (V) predikerer modellen fangst ved en større variasjon av vannstandsending i Mjøsa til forskjell fra resterende områder. Dette kan skyldes oppstuvningseffekt ved de aktuelle områdene, som fører til en mer stabil tilgang til gytesubstrat tross varierende vannstandsending. Etersom vi vet at vannstandsøkning også har en sammenheng med vannføring i Losna (figur 3, figur 4), kan det tyde på at de øvrige områdene i større grad er avhengig av flom for tilgjengelig gytehabitat.

Rundtomevja (MH) og Balbergsevja (BB) er trolig nær upåvirket av oppstuvningseffekt ved vannføringene som ble observert dette året (2023). Tilgjengelig gytehabitat vil derfor være større ved høy vannføring i Losna. MH er en spesiell lokasjon, med en kulvert som eneste kobling til resten av systemet. Ved vannføringer mindre enn $200 \text{ m}^3/\text{s}$ er det ikke konnektivitet mellom dette området og Gudbrandsdalslågen. I prediksjonsplottet er fangstene i MH sterkt knyttet til vannstandsøkning. Da vi vet at positiv vannstandsending i Mjøsa har en sammenheng med høy vannføring i Losna, reflekterer trolig den tette sammenhengen mellom predikert fangst og økt vannstand i Mjøsa for MH også viktigheten av høy vannføring ved det aktuelle området.

5.2.2 Abbor

Den utvalgte modellen for innvandring til gyteområdene hos abbor støtter opp under hypotesen som tilsier at flom og temperatur initierer innvandring av gyteklar abbor. Tidligere studier i innsjøen Genève av Gillet og Dubois (2007) viste at abbor i innsjøen gyte etter at overflatevannet (2 m dyp) i innsjøen var $10 \text{ }^\circ\text{C}$ og at gytingen intensivertes opp mot $12 \text{ }^\circ\text{C}$. Dette ligger veldig nært modellen fra dette studiets prediksjoner, der toppen av innvandring for abbor ble predikert til å forekomme ved $10,25$ grader. Modellen tar ikke høyde for selve gytingen, men for innvandringen. Det betyr at resultatene på optimumstemperatur ved $10,25 \text{ }^\circ\text{C}$ indikerer kun toppen av innvandringen i seg selv og ikke gytingen. Studiet av Sandströ et al. (1997) viste i likhet med Gillet og Dubois (2007) at optimumstemperatur for gyting er $10\text{-}13 \text{ }^\circ\text{C}$, og at utviklingen til abbor egg foregår mellom $8\text{-}18 \text{ }^\circ\text{C}$. Dette kan indikere at $10,25 \text{ }^\circ\text{C}$ som ble observert er nærliggende det faktiske optimumet for gyteinnvandring hos abbor i Lågendeltaet.

Modellen for abbor estimerte at det er en økt sannsynlighet for fangst ved synkende vannstand i Mjøsa. SV-I, Svartevja indre ligger innenfor SV-Y, Svartevja ytre og Rånerudspullen, SVR. SVR og SV-I har prediksjoner ved en høyere variasjon av vannstandsendringer i Mjøsa ut ifra observerte verdier. Dette kan skyldes varierte strømforhold. SV-Y har bra fangster, men først ved vannstandsending rundt null, samt negativ vannstandsending. Trolig kan korrelasjonen av vannstand og temperatur som er observert i forkant av modellseleksjonen påvirke dette. (vedlegg 6). Ved redusert vannstandsending er det trolig lenger oppholdstid for vannet som fører til økte temperaturer og videre økte fangster av fisk. Dette tilsier at avstand til hovedelven kan påvirke når områdene blir oppvarmet, og dermed også fiskenes bruk av området.

5.2.3 Brasme

Modelleringen av initiering av innvandringa til brasmene estimerte at synkende vannstand og temperatur over 10 °C øker sannsynligheten for predikert fangst på gyteplassene. 10 °C var den laveste observerte temperaturen ved lokasjonen, og prediktoren var ikke signifikant. Prediksjonen i modellen samsvarer med forventninger i hypotesen, og kan skyldes lignende mekanismer som er observert hos mort, som er den nærmeste beslektede arten i studiet. Forventingene om at brasmen ankommer ved temperaturer over 12 grader, er delvis avvist av modellens prediksjoner, samt observasjon av fangst ved 10.2 °C. Tidligere funn som indikerer at brasme gyter mellom ved 12- 20 °C (Nöges & Järvet, 2005; Targońska et al., 2014) kan skyldes at studiene ble gjennomført i sydligere strøk. En nærliggende forklaring er at brasmene i Lågendeltaet har tilpasset seg miljøet den lever i og kan gyte ved lavere temperaturer. Prediksjonene kan også skyldes at modellene estimerer innvandringen av gytefisk fremfor faktiske observasjoner av gyting. En annen forklaring kan skyldes faktorer som ikke er målt, som strømninger inn og ut av evjer som påvirker artens evne til å lokalisere gyteområdene, særlig med tanke på at lokasjonen, SVR, er grunn. Brasme har i tidligere studier vist varierte gytetidspunkt, uten en klar forklaring. Hladík og Kubečka (2003) viste at brasme kunne gyte samtidig som resterende karpfisker i systemet noen år, mens det ble registrert variable gytetidspunkt for andre år. Dette viser at arten har plastisitet ovenfor gytetidspunkt.

5.2.4 Mort

Modellen som ble selektert viser at mort vandrer etter flom, ved synkende vannstand, der temperatur ikke ser ut til å ha innflytelse på innvandring. Resultatene for mort støtter hypotese H4 som tilsier innvandring initieres ved redusert vannstand. Prediksjonsplott i figur 16 viser at det er vannstandsending i Mjøsa og vannføringsending i Losna som predikerer innvandring. (Jafri, 1989); Worthington et al. (1982) viste hvordan fotoperiode påvirket gonadeutvikling hos mort og gyting som utgjør en stabil driver i ellers svært variable systemer som deltaområder og Lågendeltaet utgjør. Reproductive studier er gjennomført på mort i Norge. Vøllestad og L'Abée-Lund (1987) viste at temperatur ikke så ut til å påvirke innvandringen til mort, men derimot påvirket fallende vannstand og dag på året. Samme studie viste også at temperatur derimot kan påvirke gyteaktivitet for å optimere reproduksjonen, men var tilsynelatende ikke en driver for initiering av gyting. Dette støtter opp under hypotesen og viser at mort er tilpasset å gyte etter flom.

Flomperioder har stor innflytelse på rekrutter av mort, der antall rekrutter er positivt korrelert med flom (Janáč et al., 2010). Studiet trekker frem tilgjengeligheten til gytesubstrat og skjul som en viktig funksjon ved lengre flomepisoder, og underbygges videre av Bailly et al. (2008); (Grift et al., 2003). Slike funksjoner kan føre til økt reprodutiv suksess for mort, der vannstand etter flomperioder tilbyr mer stabile gytehabitat på grunn av oppstuvning i deltaområdet. I forkant av flomperioder, der vannføring i elv i større grad styrer tilgang til gyteområder, vil tilgangen fluktuere i større grad, grunnet elvenes mer variable natur. En tilpasning til å gyte etter flom kan dermed øke sannsynligheten for overlevelse blant yngel, ved redusert sannsynlig drift til ugunstige oppvekstområder og redusert sannsynlighet for uttørring.

5.2.5 Faktorer som initierer gytevandring

Resultatene viste hvordan miljøfaktorer påvirker initieringen av gytevandringen på tvers av de fire artene. Gjedde er eneste art som har positiv korrelasjon med vannstandsøkning i Mjøsa foruten ved Våløy og Svartevja indre. For abbor, brasme og mort er det større sannsynligheter for fangst ved negativ vannstandsending i Mjøsa, som kan indikere at artene er tilpasset til å gyte i mer forutsigbare forhold i etterkant av flom (Rakowitz et al., 2008). De ulike tilpasningene er trolig et resultat av artenes tilpasninger til byttedyr, nevnt

innledningsvis av Cushing (1990). Gjeddene er avhengige av å ha et fortrinn av byttefiskene for å kunne bli fiskespisende første leveår. Abboren er også en predator, men har større variasjon i dietten sammenlignet med gjedde. I studiet av Jacobson et al. (2019) så man at gjedde nesten utelukkende er piscivore, med unntak av første levetid. Videre så de at abboren hadde ontogenetisk skifte ved 50mm, fra zooplankton til makroinvertebrater, og ved 250mm, fra makroinvertebrater til piscivore. Dette kan være en av årsakene til at abbor ankom senere enn gjedden, der abboren er mer tilpasningsdyktig overfor byttedyr sammenlignet med gjedda. Alle de nevnte artene er planktonspisende i den første tiden, men brasme og mort e har et større spekter i matkilder utover vekstsesongen (Matěna, 1995). Studier har vist at selv ved svært store flomepisoder, vil flommarker få en flerdobling i antall zooplankton (Napiórkowski & Napiórkowska, 2014; Nielsen et al., 2002). Dette kan forklare hvorfor brasme og mort gyter i ettertid av vårflommen, for å maksimere tilgjengeligheten av matkildene.

Lågendeltaet utgjør den nordligste utbredelsen for brasme, og er et kaldt system sammenlignet med mer sydlige områder som Øyeren. Lågendeltaet blir i stor grad påvirket av smeltevann og dette fører til at det er kortere vekstsesong for artene. Dette kan føre til at det er vanskelig å se en like distinktiv forskjell i innvandringshistorikk for artene her, da de alle er under et større tidspres for å sikre tilstrekkelig vekst før vekstsesongen er over. De observerte forskjellene i temperatur mellom områdene, viser en av nøkkelfunksjonene til deltaområder og flommarker, der flommarker og bakevjer varmer opp vannet tidligere sammenlignet med hovedforekomsten av vann i systemet fra elva. Vær påvirker i hvilken grad områdene blir varmet opp, og vil variere fra sesong til sesong. En viktig funksjon vil da være variasjonen i temperaturregimer. De kalde områdene kan i ekstremt varme år utgjøre de eneste passende habitatene for gyting grunnet letale temperaturer i de områdene som ble påpekt som varme i året dette studiet ble gjennomført. For kalde år kan effekten være motsatt hvor varme flommarker og evjer utgjør de eneste habitatene som sørger for overlevelsen av yngelen fra det årets reproduksjon. Sammenhengen mellom hovedforekomsten av vann og oversvømte områder som flommarker er viktige å bevare for å opprettholde funksjonen til deltaområder og kalles lateral konnektivitet. Denne funksjonen er med på å bevare heterogeniteten i deltaområder, som sørger for at systemet er robust for skiftende temperaturer mellom år og opprettholder den høye habitat- og artsdiversiteten i slike områder.

En del av usikkerheten i datasettet er knyttet til oppstuvningseffekter i deltaområdet. Det ville vært svært nyttig å benytte flere vannstandsmålere i områdene som er påvirket av oppstuvningseffekten. Dette kunne forbedret forståelsen for dynamikken mellom elv- og innsjø og de biologiske implikasjonene ville vært lettere å forstå. I regulerte magasiner, og særlig i komplekse fiskesamfunn med både vår- og høstgytende arter, vil denne kunnskapen være svært nyttig for å forhindre uttørking av rogn som følge av nedtapping av magasin under den kritiske perioden før larvene blir mobile. Områdene påvirkes ulikt av oppstuvning grunnet vannføring, vannstand i Mjøsa og ved hvilken høyde over Mjøsa området ligger. Ved økende vannstander i Mjøsa og økt vannføring i Losna, vil områder lenger opp i systemet bli påvirket.

Modellene forklarer ikke, at en forutsetning for de store fangstene ved redusert vannstand er forutsatt at Mjøsa har nådd en viss vannstand. Gjennom hele første halvdel av fangstperioden, steg Mjøsa med over 2 meter, og de store fangstene av både abbor, mort og brasme ble registrert etter endt maksvannstand i flomperioden. Det er nært foreliggende å tro at det er en forutsetning for de tre artene at Mjøsa når en viss vannstand før majoriteten av fiskene vandrer opp. Det ble forsøkt å inkludere en nullinflasjonsparameter i modellene, med vannstand i Mjøsa som forklaring på nullfangster, men dette gav ikke en bedre forklaring på variasjonen som ble observert i datasettet. En videre forklaring er at det kan skyldes den store variabiliteten i fangster. Det ble fanget individer før flomtoppen, men det store antallet ble først registrert etter flomtoppen for de respektive artene. Satelittfangstene før flomtoppen, kan da trolig føre til at en zeroinflasjon i Mjøsa ikke forklarer variasjonen inn i modellene. Dette viser at majoriteten av fisk vandrer opp i etterkant av flom for de tre artene abbor, brasme og mort, men at det er en variasjon i oppvandringshistorikk innad i populasjonene.

En viktig betraktning av resultatene er at dataene som er benyttet baserer seg kun på ett år med innsamling og dette gir usikkerhet inn i estimatene. Dette er spesielt viktig i modelleringene, hvor dataene fra dette studiet predikerer fangster. Modellene gir en indikasjon på hva som påvirket initiering av innvandring for dette året, men for å få en helhetlig forståelse trengs flere år med data. En annen viktig betraktning er at dataene ikke er basert på observasjoner av gyting, men registreringer av fangst av gyteklare individer med

verifisering ved hjelp av melke eller rogn observasjon. Dette gjør at det er knyttet en usikkerhet til hvorvidt individene fanget faktisk reproduserte i det området de ble fanget.

5.3 Vekstbeskrivelse

5.2.1 Aldersfordeling gjedde

Aldersfordelingen av gjeddene som ble analysert viser at individene er gamle, hvorav 34% av populasjonen var eldre enn 10 år. Dette er til tross for at det bevisst ble selektert et ekstra utvalg av kortere og yngre individer i utvalget. I et studie fra områder lenger sør enn studieområdene utgjorde fisk over 10 år mindre enn 8% av fangstene i 4 innsjøer, og i den største innsjøen (Tyrifjorden) ble det ikke fanget en eneste fisk over 10 år (Voellestad et al., 1986). Lenger nord i landet, i Tanavassdraget, utgjorde gjedder over 7 år nærmere 30% av fangstene og dette tyder på en lav beskatning i denne bestanden (Svenning et al., 2020). Til forskjell fra dette studiet, ble det i nevnte studier fisket på alle gjedder og ikke utelukkende etter gytefisk. Metoden som ble benyttet tatt i betraktning, tyder funnene i dette studiet likevel på at det er en betydelig andel av eldre fisk (>10 år) i bestanden i Lågendeltaet og at bestanden er lavt beskattet.

En viktig betraktning rundt aldersbestemmelsene og medfølgende tilbakeberegninger av vekst, er deres usikkerhet knyttet til gjedder eldre enn 10 år. Dette skyldes stagnering i vekst som følge av gyting eller vekstforhold som gir svært tette vekstsoner i skjellene, som kan være vanskelig å identifisere (Thaulow et al., 2017). Da en av gjeddene døde i rusene, ble den aldersbestemte ved hjelp av otolitter. Otolittene viste at hunnfisken var over 20 år gammel, mens skjellprøver fra samme fisken estimerte en alder på 16 år.

5.2.2 Vekstkurve gjedde

Vekstkurvene beregnet ved hjelp av von Bertalanffy viser at gjeddene i Lågendeltaet blir lange og for hunnene var L_{∞} 1167mm og $K = 0,15$. Metastudiet av Arlinghaus et al. (2023) benyttet von Bertalanffy i modelleringen av vekst for gjedder i brakkvann og ferskvann rundt Rügen (Tyskland). Hunngjeddene hadde $L_{\infty} = 1183$ mm i brakkvann, og $L_{\infty} = 1030$ mm i

tilhørende ferskvannshabitater. Hunngjedder fra Aremarksjøen hadde $L_{\infty} = 1138$ mm (Haugen, 2018) og i Borrevannet 844 mm (Aasrum, 2014). I samme studier hadde hunngjeddene en vekstkoeffisient på 0.12 og 0.28 i henholdsvis Aremarksjøen og Borrevannet. Dette viser en bedre vekst for hunngjeddene i Lågendeltaet $K = 0,15$ sammenlignet Aremarksjøen og en dårligere vekst sammenlignet med Borrevannet. Vekstparametere fra dette studiet viste at den asymptotiske lengde (L_{∞}) for hanngjedder var 906 mm, $K = 0,16$. Dette viser at hanngjeddene blir lange sammenlignet med lignende funn i Norge. Hanngjedder fra Aremarksjøen hadde $L_{\infty} = 761$ mm (Haugen, 2018) og i Borrevannet 860 mm (Aasrum, 2014). Videre i samme studier hadde hanngjeddene en vekstkoeffisient på 0.21 og 0.19 i henholdsvis Aremarksjøen og Borrevannet som viser en bedre vekst sammenlignet med 0,16 i Lågendeltaet. Oppsummert viser dette at både hunn og hanngjedder i Lågendeltaet vokser noe sakte, men blir lange sammenlignet med andre systemer i Norge.

5.2.3 Lengdefordelinger gjedde

Resultatene viste at det er kortere individer ved de kalde områdene Balbergsevja (BB) og Våløy (V) sammenlignet med resterende områder. For hannene i de samme områdene (Balbergsevja og Våløy) er det også en svært lik lengdefordeling. Modelleringen viser at det forskjeller i predikert førsteårsvekst mellom områdene. Dette støtter opp under hypotese 5, som tilsier variert vekst i områder med ulike temperaturregimer. En forklaring kan være ulike livshistoriestrategier innad i deltasystemet. Andre studier har vist at gjedder i stor grad har homing til gyteområder (Karaas & Lehtonen, 1993; Larsson et al., 2015; Tibblin, 2015). Dette kan forklare variasjonen som ble observert, der gjeddene i Balbergsevja kan utgjøre en subpopulasjon med saktevoksende, mindre individer. Studier gjennomført på separate isolerte bestander av regnbueørret (*Onchorhynchus mykiss*) har vist at populasjoner i kaldere system har en tendens til å modne tidligere sammenlignet med varmere systemer (Carim et al., 2017) som kan forklare hvorfor gjeddene i Balbergsevja og Våløy er mindre. Et annet funn fra Norge, i Lesjaskogsvatnet, viser at det var en høyere rate for utvikling i muskelmasse for yngel hos vårgyteren harr som ble klekket i bekker med kaldere temperaturregimer (Kavanagh et al., 2010). Dette viser at fisker har mulighet for å kompensere for dårligere vekst i kaldere systemer. I Lesjaskogsvatnet er det mulighet for genflyt, men likevel ble det observert en svak genetisk differensiering mellom gytende populasjoner av harr i bekker med kalde og varme temperaturregimer (Barson et al., 2009). Hvorvidt dette er tilfelle for populasjoner av gjedde i Lågendeltaet uvisst. Tidligere studier har sett at differensiering av

gener (Bergek & Björklund, 2007) og lokale tilpasninger i forhold til vekstparameter forekommer i systemer med konnektivitet mellom bestander som benytter områder med ulik temperatur ved gyting (Haugen & Vøllestad, 2000).

En annen påvirkningsfaktor omhandler økt klekking av egg i de kaldere områdene. Hassler (1982) viste at optimums klekkerate for egg fra gjedder var mellom 6.2 og 20.9 °C, men at maksimal klekkesuksess var mellom 9 og 15 °C. Den økte klekkesuksessen i kombinasjon med resterende faktorer som konkurranse kan føre til at de mindre individene i Balbergsevja og Våløy får et betydelig bidrag inn i genpoolen. For området Rånerudspullen (SVR), ble det registrert temperaturer på 28.5 °C i øvre vannlag. Dette ligger over optimumet for gjeddeeggene som har letal grense ved 24 °C (Hassler, 1982). Dette kan indikere at det ikke alltid er området med den høyeste temperaturen som er optimalt for klekking av eggene. Dette belyser også hvordan nettopp heterogenitet skaper robusthet for et slike systemer.

Betraktningene som er diskutert viser at det er studier som støtter opp under hypotese 5 på noen punkter. Det er derimot forutsatt homing, og konkurranseforhold som tidligere ikke er undersøkt i Lågendeltaet. Spesielt interessant er betraktning rundt den store andelen eldre individer som ble fanget i Lågendeltaet. Studiet til Tibblin et al. (2016) viste hvordan eldre gjedder viste tydeligere homingatferd, samt bedre timing av innvandringsforløpet sammenlignet med yngre individer. Dette danner grunnlaget for videre forskning for å identifisere hvor sterk homingatferden er hos gjeddene i Lågendeltaet og hvilke implikasjoner det kan ha.

5.2.4 Modellering av førsteårsvekst

Det ble observert ulik effekt av førsteårsveksten i modelleringen ved interaksjonen område og alder, samt en additiv effekt av kjønn. Resultatene indikerer at det kan være områdespesifikke lee-effekter i populasjonen. De ulike effektene av alder og område kan skyldes variert fisketrykk ved hvert fangstområde. Studier har vist fangst-indusert evolusjon, som endrer forhold som modning og vekstrate, avhengig av minste- og maksimum (Matsumura et al., 2011). Om den varierte effekten av førsteårsvekst ved fangstområde og alder skyldes variert fisketrykk, må det ligge en rekke faktorer i grunn. Blant annet sterk homing-atferd i de mulige subpopulasjonene innad i Lågendeltaet.

5.2.5 Vekst hos mort og abbor

Den asymptotiske lengden for bestanden av abbor beregnet ved hjelp av von Bertalanffy modell var 839 mm. Dette langt over det som er vanlig for arten. Andre studier har beregnet asymptotisk lengde for hunnfisk til 477 mm (Mooij et al., 1999), som ligger langt under de observerte data fra dette studiet. Samme observasjon gjelder for mort der asymptotisk lengde ble beregnet til 498 mm. En studie av Lappalainen et al. (2008) viste gjennom en meta-analyse at forventet L_{∞} ved 61 ° nord (Lågendeltaets breddegrad) var rundt 270 mm. Funnene fra analysene viser at vekstparametret, K var 0,04 for abbor og 0,06 for mort. Overnevnte studier, fant vekstrate på 0,23 for hunnabor (Mooij et al., 1999) og rundt 0,18 for mort ved 61 ° Nord (Lappalainen et al., 2008). Førsteårsveksten hos abbor hadde stor variasjon der noen individer er tilbakeberegnet til å være over 10 cm. Dette skyldes trolig at vektoren ble plassert for langt fra midtpunktet for start av vekst på gjellelokket, som fører til høyere forventet førsteårsvekst i tilbakeberegningen. Dette støttes av tidligere fangster lenger sør i Mjøsa der ettårige abboryngel var 5-7cm lange (Museth et al., 2010). Samme feil ble gjort for mort, men gav ikke et like tydelig utslag i vekst førsteåret sammenlignet med abbor.

Vekstkurvene for abbor og mort, er med få unntak fra selvdød fisk i ledegarn. Dette gjør at vekstdata for disse artene er sterkt påvirket av et intervall av lengdefordelinger som ble sittende fast i maskene. Dette påvirker i neste steg også aldersfordelingen beskrevet for populasjonen i dette studiet. I de første årene er veksten nærmest lineær og kan være årsaken til at den asymptotiske lengden for fiskene er svært høy. Dataene forteller oss likevel noe om veksten, gjennom lengde- ved alder.

6 Konklusjon

Dette studiet har vist at temperatur og flom påvirker initiering av gytevandring for de fire vårgytende fiskeartene abbor, brasme, gjedde og mort ulikt. Hver art har ulike responser til miljøet der de to predatorartene gjedde og abbor hadde tidligere innvandring til gyteplassene som var mer påvirket av vanntemperatur enn mort og delvis brasme. Av de fire artene kom gjedda først inn på gyteområdene, etterfulgt av abbor, mort og brasme. Gjeddene vandrer inn på stigende vannstand, under vårflommen, og funnene fra dette studiet støtter at gjeddene har en temperaturterskel som kan være en viktig driver i initiering av gytevandring.

Modellseleksjonene viste at den største sannsynligheten for innvandring hos abbor, er ved 10.25 °C og synkende vannstand i Mjøsa, der betydningen av vannstandsreduksjonen påvirker de ulike fangstområdene ulikt. Innvandringsforløpet til brasme er mer uklart, men modellen fra dette studiet indikerer at innvandringa forekommer etter flom og at temperaturterskelen for arten er lavere enn systemer sør i Europa. Hypotesene for mort ble bekreftet i resultatene og viser at mort vandrer inn på gyteplassene uavhengig av temperatur, men ved synkende vannstand i Mjøsa og redusert vannføring i Gudbrandsdalslågen i etterkant av vårflommen. Svært mange av gjeddene var gamle (34% over 10 år) og viser at det er lav beskatning i Lågendeltaet. Vekstanalysene viser at gjeddene har en stabil vekst og at de blir lange. Modell av førsteårsvekst indikerer at det er en mulig områdespesifikk Lee-effekt for bestanden. De ulike innvandringshistorikkene er en konsekvens av tilpasninger til miljøet og understreker viktigheten av heterogenitet i deltaområder. Den klare sammenhengen mellom flom og innvandring samt funksjoner til deltaområder og flommarker, understreker viktigheten av lateral konnektivitet. Dette er en funksjon som er viktig for å bevare robustheten til systemet samt artene som lever der.

7. Referanser

- Akaike, H. (1974). A new look at the statistical model identification. *IEEE transactions on automatic control*, 19 (6): 716-723. doi: 10.1007/978-1-4612-1694-0_16.
- Akhoundian, M., Salamat, N., Savari, A., Movahedinia, A. & Salari, M. A. (2020). Influence of photoperiod and temperature manipulation on gonadal development and spawning in Caspian roach (*Rutilus rutilus caspicus*): Implications for artificial propagation. *Aquaculture research*, 51 (4): 1623-1642. doi: 10.1111/are.14509.
- Andersen, M., Jacobsen, L., GrønkJær, P. & Skov, C. (2008). Turbidity increases behavioural diversity in northern pike, *Esox lucius* L., during early summer. *Fisheries Management and Ecology*, 15 (5-6): 377-383. doi: 10.1111/j.1365-2400.2008.00635.x.
- Arlinghaus, R., Rittweg, T., Dhellemmes, F., Koemle, D., van Gemert, R., Schubert, H., Niessner, D., Möller, S., Droll, J. & Friedland, R. (2023). A synthesis of a coastal northern pike (*Esox lucius*) fishery and its social-ecological environment in the southern Baltic Sea: Implications for the management of mixed commercial-recreational fisheries. *Fisheries Research*, 263: 106663. doi: 10.1016/j.fishres.2023.106663.
- Baber, M. J., Childers, D. L., Babbitt, K. J. & Anderson, D. H. (2002). Controls on fish distribution and abundance in temporary wetlands. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 59 (9): 1441-1450. doi: 10.1139/f02-116.
- Bailly, D., Agostinho, A. & Suzuki, H. (2008). Influence of the flood regime on the reproduction of fish species with different reproductive strategies in the Cuiabá River, Upper Pantanal, Brazil. *River Research and Applications*, 24 (9): 1218-1229. doi: 10.1002/rra.1147.
- Barson, N. J., Haugen, T. O., Vøllestad, L. A. & Primmer, C. R. (2009). Contemporary isolation-by-distance, but not isolation-by-time, among demes of European grayling (*Thymallus thymallus*, Linnaeus) with recent common ancestors. *Evolution*, 63 (2): 549-556. doi: 10.1111/j.1558-5646.2008.00554.x.
- Bayley, P. B. (1995). Understanding large river: floodplain ecosystems. *BioScience*, 45 (3): 153-158. doi: 10.2307/1312554.
- Benitez, J. P. & Ovidio, M. (2018). The influence of environmental factors on the upstream movements of rheophilic cyprinids according to their position in a river basin. *Ecology of Freshwater Fish*, 27 (3): 660-671. doi: 10.1111/eff.12382.
- Bergek, S. & Björklund, M. (2007). Cryptic barriers to dispersal within a lake allow genetic differentiation of Eurasian perch. *Evolution*, 61 (8): 2035-2041. doi: 10.1111/j.1558-5646.2007.00163.x.
- Bergström, U., Olsson, J., Casini, M., Eriksson, B. K., Fredriksson, R., Wennhage, H. & Appelberg, M. (2015). Stickleback increase in the Baltic Sea—a thorny issue for coastal predatory fish. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 163: 134-142. doi: 10.1016/j.ecss.2015.06.017.
- Brooks, M., Kristensen, K., van Benthem, K., Magnusson, A., Berg, C., Nielsen, A., Skaug, H., Maechler, M. & Bolker, B. (2017). {glmmTMB} Balances Speed and Flexibility Among Packages for Zero-inflated Generalized Linear Mixed Modeling. *The R Journal*, 9: 378--400. doi: 10.32614/RJ-2017-066.
- Carim, K., Vindenes, Y., Eby, L. A., Barfoot, C. & Vøllestad, L. A. (2017). Life history, population viability, and the potential for local adaptation in isolated trout populations. *Global Ecology and Conservation*, 10: 93-102. doi: 10.1016/j.gecco.2017.02.001.
- Carlson, A. K., Fincel, M. J., Longhenry, C. M. & Graeb, B. D. (2016). Effects of historic flooding on fishes and aquatic habitats in a Missouri River delta. *Journal of Freshwater Ecology*, 31 (2): 271-288. doi: 10.1080/02705060.2015.1128989.
- Casselman, J. M. (1996). Age, growth and environmental requirements of pike. I: Craig, J. F. (red.) *Pike: Biology and exploitation*, s. 69-101. Dordrecht: Springer Netherlands.

- Ceccuzzi, P., Terova, G., Brambilla, F., Antonini, M. & Saroglia, M. (2011). Growth, diet, and reproduction of Eurasian perch *Perca fluviatilis* L. in Lake Varese, northwestern Italy. *Fisheries Science*, 77: 533-545. doi: 10.1007/s12562-011-0353-8.
- Christensen, A., Twilley, R. R., Willson, C. S. & Castañeda-Moya, E. (2020). Simulating hydrological connectivity and water age within a coastal deltaic floodplain of the Mississippi River Delta. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 245: 106995. doi: 10.1016/j.ecss.2020.106995.
- Christensen, E., Svendsen, M. & Steffensen, J. (2021). Population ecology, growth, and physico-chemical habitat of anadromous European perch *Perca fluviatilis*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 249: 107091. doi: 10.1016/j.ecss.2020.107091.
- Craig, J. (1996). *Pike: Biology and exploitation (Fish & Fisheries Series)*: Chapman & Hall: London.
- Craig, J. F. (2008). A short review of pike ecology. *Hydrobiologia*, 601 (1): 5-16. doi: 10.1007/s10750-007-9262-3.
- Cushing, D. (1990). Plankton production and year-class strength in fish populations: an update of the match/mismatch hypothesis. I: b. 26 *Advances in marine biology*, s. 249-293: Elsevier.
- Cushing, D. & Horwood, J. (1994). The growth and death of fish larvae. *Journal of Plankton Research*, 16 (3): 291-300. doi: 10.1093/plankt/16.3.291.
- Diaz-Suarez, A., Noreikiene, K., Kisand, V., Burimski, O., Svirgsden, R., Rohtla, M., Ozerov, M., Gross, R., Vetemaa, M. & Vasemägi, A. (2022). Temporally stable small-scale genetic structure of Northern pike (*Esox lucius*) in the coastal Baltic Sea. *Fisheries Research*, 254: 106402. doi: 10.1016/j.fishres.2022.106402.
- Douglas, B., Martin, M., Ben, B. & Steve, W. (2015). Fitting Linear Mixed-Effects Models Using {lme4}. *Journal of Statistical Software*, 67 (1): 1--48. doi: 10.18637/jss.v067.i01.
- Farrell, J., Mead, J. & Murry, B. (2006). Protracted spawning of St Lawrence River northern pike (*Esox lucius*): simulated effects on survival, growth, and production. *Ecology of Freshwater Fish*, 15 (2): 169-179. doi: 10.1111/j.1600-0633.2006.00135.x.
- Finn Audun Grøndahl, H. G., Oddgeir Jørstad, Johan Enger og Jon Museth. (2022). *Gausadeltaet – utradert – hva skjedde?* <https://digitaltmuseum.no/0211811577049/gausadeltaet-utradert-hva-skjedde>: Randsfjordmuseet (lest 28.02.2022).
- Foubert, A., Le Pichon, C., Mingelbier, M., Farrell, J. M., Morin, J.-L. & Lecomte, F. (2018). Modeling the effective spawning and nursery habitats of northern pike within a large spatiotemporally variable river landscape (St. Lawrence River, Canada). *Limnology and Oceanography*, 64. doi: 10.1002/lno.11075.
- Fox, J. & Weisberg, S. (2018). *An R companion to applied regression*: Sage publications.
- Frost, W. E. & Kipling, C. (1967). A study of reproduction, early life, weight-length relationship and growth of pike, *Esox lucius* L., in windermere. *The Journal of Animal Ecology*: 651-693. doi: 10.2307/2820.
- Gardner, C., Deeming, D. & Eady, P. (2013). Seasonal movements with shifts in lateral and longitudinal habitat use by common bream, *Abramis brama*, in a heavily modified lowland river. *Fisheries Management and Ecology*, 20 (4): 315-325. doi: 10.1111/fme.12014.
- Gillet, C. & Dubois, J. (1995). A survey of the spawning of perch (*Perca fluviatilis*), pike (*Esox lucius*), and roach (*Rutilus rutilus*), using artificial spawning substrates in lakes. *Hydrobiologia*, 300 (1): 409-415. doi: 10.1007/BF00024482.
- Gillet, C. & Dubois, J.-P. (2007). Effect of water temperature and size of females on the timing of spawning of perch *Perca fluviatilis* L. in Lake Geneva from 1984 to 2003. *Journal of Fish Biology*, 70 (4): 1001-1014. doi: 10.1111/j.1095-8649.2007.01359.x.
- Gjelland, K. Ø., Bækkelie, K. A., Brabrand, Å., Kristoffersen, R., Svenning, M.-A., Eloranta, A., Pettersen, O., Saksgård, R., Solberg, I. & Sandlund, O. T. (2020). Overvåking av fisk i store innsjøer—FIST 2018.
- Górski, K., Winter, H., De Leeuw, J., Minin, A. & Nagelkerke, L. (2010). Fish spawning in a large temperate floodplain: the role of flooding and temperature. *Freshwater Biology*, 55 (7): 1509-1519. doi: 10.1111/j.1365-2427.2009.02362.x.

- Gorsky, D. & Zydlewski, J. (2013). Experimental evaluation of size-dependent predation by adult post-spawned rainbow smelt on larval lake whitefish. *North American Journal of Fisheries Management*, 33 (1): 163-169. doi: 10.1080/02755947.2012.750632.
- Grift, R., Buijse, A., Van Densen, W., Machiels, M., Kranenbarg, J., Klein Breteler, J. & Backx, J. (2003). Suitable habitats for 0-group fish in rehabilitated floodplains along the lower River Rhine. *River Research and Applications*, 19 (4): 353-374. doi: 10.1002/rra.711.
- Grothendieck, G. (2022). *nls2: Non-Linear Regression with Brute Force*. Tilgjengelig fra: <https://CRAN.R-project.org/package=nls2>.
- Hall, M., Koch-Schmidt, P., Larsson, P., Tibblin, P., Yıldırım, Y. & Sunde, J. (2022). Reproductive homing and fine-scaled genetic structuring of anadromous Baltic Sea perch (*Perca fluviatilis*). *Fisheries Management and Ecology*, 29 (5): 586-596. doi: 10.1111/fme.12542.
- Hansen, T., Karlsen, Ø., Taranger, G. L., Hemre, G.-I., Holm, J. C. & Kjesbu, O. S. (2001). Growth, gonadal development and spawning time of Atlantic cod (*Gadus morhua*) reared under different photoperiods. *Aquaculture*, 203 (1-2): 51-67. doi: 10.1016/S0044-8486(01)00610-X.
- Hartig, F. (2022). *DHARMA: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level / Mixed) Regression Models*. Tilgjengelig fra: <https://CRAN.R-project.org/package=DHARMA>.
- Hassler, T. J. (1982). Effect of temperature on survival of northern pike embryos and yolk-sac larvae. *The Progressive Fish-Culturist*, 44 (4): 174-178.
- Haugen, A. (2018). *Effects from environmental factors and individual characters on activity and depth use in a Northern pike (Esox lucius) population subjected to recreational fishing: an acoustic telemetry study*: Norwegian University of Life Sciences, Ås.
- Haugen, T. & Vøllestad, L. (2000). Population differences in early life-history traits in grayling. *Journal of evolutionary biology*, 13 (6): 897-905. doi: 10.1046/j.1420-9101.2000.00242.x.
- Hidayat, H., Vermeulen, B., Sassi, M., Torfs, P. & Hoitink, A. (2011). Discharge estimation in a backwater affected meandering river. *Hydrology and earth system sciences*, 15 (8): 2717-2728. doi: 10.5194/hess-15-2717-2011.
- Hladík, M. & Kubečka, J. (2003). Fish migration between a temperate reservoir and its main tributary. *Hydrobiologia*, 504 (1): 251-266. doi: 10.1023/B:HYDR.0000008525.46939.42.
- Huber, M. & Bengtson, D. A. (1999). Effects of photoperiod and temperature on the regulation of the onset of maturation in the estuarine fish *Menidia beryllina* (Cope)(Atherinidae). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 240 (2): 285-302. doi: 10.1016/S0022-0981(99)00064-7.
- Hubert, W. A., Pope, K. L. & Dettmers, J. M. (2012). Passive capture techniques. *Fisheries Techniques (third ed.)* (American Fisheries Society): 223-265.
- Huitfeldt-Kaas, H. (1918). *Ferskvandsfiskenes utbredelse og indvandring i Norge, med et tillæg om krebsen*: Centraltrykkeriet.
- Jacobson, P., Bergström, U. & Eklöf, J. (2019). Size-dependent diet composition and feeding of Eurasian perch (*Perca fluviatilis*) and northern pike (*Esox lucius*) in the Baltic Sea. *Boreal Environment Research*, 24 (1-6): 1.
- Jafri, S. (1989). The effects of photoperiod and temperature manipulation on reproduction in the roach, *Rutilus rutilus* (L.)(Teleostei). 289- 299.
- Janáč, M., Ondračková, M., Jurajda, P., Valová, Z. & Reichard, M. (2010). Flood duration determines the reproduction success of fish in artificial oxbows in a floodplain of a potamal river. *Ecology of Freshwater Fish*, 19 (4): 644-655. doi: 10.1111/j.1600-0633.2010.00449.x.
- Johnsen, S. I., Museth, J. & Dokk, J. G. (2014a). Vurdering av Åkersvika som funksjonsområde for fisk - Effekter av vegbygging og foreslåtte miljøtiltak.
- Johnsen, S. I., Museth, J. & Dokk, J. G. (2014b). Vurdering av Åkersvika som funksjonsområde for fisk - Effekter av vegbygging og foreslåtte miljøtiltak.
- Junk, W. J., Bayley, P. B. & Sparks, R. E. (1989). The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian special publication of fisheries and aquatic sciences*, 106 (1): 110-127.

- Kaemingk, M. A., Graeb, B. D., Hoagstrom, C. W. & Willis, D. W. (2007). Patterns of fish diversity in a mainstem Missouri River reservoir and associated delta in South Dakota and Nebraska, USA. *River Research and Applications*, 23 (7): 786-791. doi: 10.1002/rra.1002.
- Karaas, P. & Lehtonen, H. (1993). Patterns of movement and migration of pike (*Esox lucius* L.) in the Baltic Sea. *Nordic journal of freshwater research. Drottningholm* (68): 72-79. doi: 10.1007/s10750-016-2863-y.
- Kavanagh, K. D., Haugen, T. O., Gregersen, F., Jernvall, J. & Vøllestad, L. A. (2010). Contemporary temperature-driven divergence in a Nordic freshwater fish under conditions commonly thought to hinder adaptation. *BMC Evolutionary Biology*, 10 (1): 350. doi: 10.1186/1471-2148-10-350.
- Kobler, A., Klefoth, T., Mehner, T. & Arlinghaus, R. (2009). Coexistence of behavioural types in an aquatic top predator: a response to resource limitation? *Oecologia*, 161 (4): 837-847. doi: 10.1007/s00442-009-1415-9.
- Krause, J., Staaks, G. & Mehner, T. (1998). Habitat choice in shoals of roach as a function of water temperature and feeding rate. *Journal of Fish Biology*, 53 (2): 377-386. doi: 10.1111/j.1095-8649.1998.tb00987.x.
- Kraak, S. B. M., Haase, S., Minto, C. & Santos, J. (2019). The Rosa Lee phenomenon and its consequences for fisheries advice on changes in fishing mortality or gear selectivity. *ICES Journal of Marine Science*, 76 (7): 2179-2192. doi: 10.1093/icesjms/fsz107.
- Kucharczyk, D., Luczynski, M., Kujawa, R. & Czerkies, P. (1997). Effect of temperature on embryonic and larval development of bream (*Abramis brama* L.). *Aquatic Sciences*, 59: 214-224. doi: 10.1007/BF02523274.
- L'Abée-Lund, J. H. & Vøllestad, L. A. (1985). Homing precision of roach *Rutilus rutilus* in Lake Arungen, Norway. *Environmental biology of fishes*, 13: 235-239. doi: 10.1007/BF00000935.
- L'Abée-Lund, J. & Vøllestad, L. (1987). Feeding migration of roach, *Rutilus rutilus* (L.), in Lake Arungen, Norway. *Journal of fish biology*, 30 (3): 349-355. doi: 10.1111/j.1095-8649.1987.tb05759.x.
- Lappalainen, J., Tarkan, A. S. & Harrod, C. (2008). A meta-analysis of latitudinal variations in life-history traits of roach, *Rutilus rutilus*, over its geographical range: linear or non-linear relationships? *Freshwater Biology*, 53 (8): 1491-1501. doi: 10.1111/j.1365-2427.2008.01977.x.
- Larsson, P., Tibblin, P., Koch-Schmidt, P., Engstedt, O., Nilsson, J., Nordahl, O. & Forsman, A. (2015). Ecology, evolution, and management strategies of northern pike populations in the Baltic Sea. *AMBIO*, 44 (3): 451-461. doi: 10.1007/s13280-015-0664-6.
- Le Cren, E. (1947). The determination of the age and growth of the perch (*Perca fluviatilis*) from the opercular bone. *The Journal of Animal Ecology*: 188-204. doi: 10.2307/1494.
- Matěna, J. (1995). The role of ecotones as feeding grounds for fish fry in a Bohemian water supply reservoir. *The Importance of Aquatic-Terrestrial Ecotones for Freshwater Fish*: 31-38. doi: 10.1007/978-94-017-3360-1_3.
- Matsumura, S., Arlinghaus, R. & Dieckmann, U. (2011). Assessing evolutionary consequences of size-selective recreational fishing on multiple life-history traits, with an application to northern pike (*Esox lucius*). *Evolutionary Ecology*, 25 (3): 711-735. doi: 10.1007/s10682-010-9444-8.
- Mazerolle, M. J. (2023). *AICcmodavg: Model selection and multimodel inference based on (Q)AIC(c)*. Tilgjengelig fra: <https://cran.r-project.org/package=AICcmodavg>.
- Mingelbier, M., Brodeur, P. & Morin, J. (2008). Spatially explicit model predicting the spawning habitat and early stage mortality of Northern pike (*Esox lucius*) in a large system: the St. Lawrence River between 1960 and 2000. *Hydrobiologia*, 601 (1): 55-69. doi: 10.1007/s10750-007-9266-z.
- Molls, F. (1999). New insights into the migration and habitat use by bream and white bream in the floodplain of the River Rhine. *Journal of Fish Biology*, 55 (6): 1187-1200. doi: 10.1111/j.1095-8649.1999.tb02069.x.

- Mooij, W., Van Rooij, J. & Wijnhoven, S. (1999). Analysis and comparison of fish growth from small samples of length-at-age data: detection of sexual dimorphism in Eurasian perch as an example. *Transactions of the American Fisheries Society*, 128 (3): 483-490. doi: 10.1577/1548-8659(1999)128%3C0483:AACOFG%3E2.0.CO;2.
- Museth, J., Johnsen, S. I. & Kraabøl, M. (2010). Planlagt terskel i Åkersvika. Vurdering av fiskevandring om våren i forhold til tidspunkt og vannstand i Mjøsa. *NINA rapport*.
- Napiórkowski, P. & Napiórkowska, T. (2014). The impact of catastrophic flooding on zooplankton. *Polish Journal of Environmental Studies*, 23 (2): 409-417.
- Nielsen, D., Hillman, T., Smith, F. & Shiel, R. (2002). The influence of seasonality and duration of flooding on zooplankton in experimental billabongs. *River Research and Applications*, 18 (3): 227-237. doi: 10.1002/rra.641.
- Nilsson, J., Flink, H. & Tibblin, P. (2019). Predator–prey role reversal may impair the recovery of declining pike populations. *Journal of Animal Ecology*, 88 (6): 927-939. doi: 10.1111/1365-2656.12981.
- Nilsson, P. A. & Brönmark, C. (2000). Prey vulnerability to a gape-size limited predator: behavioural and morphological impacts on northern pike piscivory. *Oikos*, 88 (3): 539-546. doi: 10.1034/j.1600-0706.2000.880310.x.
- Nõges, P. & Järvet, A. (2005). Climate driven changes in the spawning of roach (*Rutilus rutilus* (L.)) and bream (*Abramis brama* (L.)) in the Estonian part of the Narva River basin. *Boreal Environment Research*, 10 (1): 45.
- Nordahl, O., Koch-Schmidt, P., Tibblin, P., Forsman, A. & Larsson, P. (2020). Vertical movements of coastal pike (*Esox lucius*)—On the role of sun basking. *Ecology of Freshwater Fish*, 29 (1): 18-30. doi: 10.1111/eff.12484.
- Pauwels, I. S., Goethals, P. L., Coeck, J. & Mouton, A. M. (2014). Movement patterns of adult pike (*Esox lucius* L.) in a Belgian lowland river. *Ecology of freshwater fish*, 23 (3): 373-382. doi: 10.1111/eff.12090.
- Persson, A. & Brönmark, C. (2002). Foraging capacities and effects of competitive release on ontogenetic diet shift in bream, *Abramis brama*. *Oikos*, 97 (2): 271-281. doi: 10.1034/j.1600-0706.2002.970213.x.
- Pettersson, L.-E. (1997). Hydrologiske data for Mjøsa. *Norges vassdrag og energidirektorat biblioteket* (6 - 97): 21.
- R Core Team. (2023). R: A Language and Environment for Statistical Computing.
- Rakowitz, G., Berger, B., Kubecka, J. & Keckeis, H. (2008). Functional role of environmental stimuli for the spawning migration in Danube nase *Chondrostoma nasus* (L.). *Ecology of Freshwater Fish*, 17 (3): 502-514. doi: 10.1111/j.1600-0633.2008.00302.x.
- Ramberg, L., Hancock, P., Lindholm, M., Meyer, T., Ringrose, S., Sliva, J., Van As, J. & Vander Post, C. (2006). Species diversity of the Okavango delta, Botswana. *Aquatic sciences*, 68: 310-337. doi: 10.1007/s00027-006-0857-y.
- Ruetz III, C. R., Uzarski, D. G., Krueger, D. M. & Rutherford, E. S. (2007). Sampling a littoral fish assemblage: comparison of small-mesh fyke netting and boat electrofishing. *North American Journal of Fisheries Management*, 27 (3): 825-831. doi: 10.1577/M06-147.1.
- Sandlund, O. T., Gjelland, K. Ø., Museth, J., Bækkeli, K. A. E. & Lie, E. F. (2021). Fiskesamfunnet i Mjøsa; de lange linjer.
- Sandström, O., Abrahamsson, I., Andersson, J. & Vetemaa, M. (1997). Temperature effects on spawning and egg development in Eurasian perch. *Journal of fish Biology*, 51 (5): 1015-1024. doi: 10.1111/j.1095-8649.1997.tb01540.x.
- Sandström, O., Neuman, E. & Thoreson, G. (1995). Effects of temperature on life history variables in perch. *Journal of Fish Biology*, 47 (4): 652-670. doi: 10.1111/j.1095-8649.1995.tb01932.x.
- Schneider, C. A., Rasband, W. S. & Eliceiri, K. W. (2012). NIH Image to ImageJ: 25 years of image analysis. *Nature Methods*, 9 (7): 671-675. doi: 10.1038/nmeth.2089.

- Shepherd, J. G. & Cushing, D. H. (1980). A mechanism for density-dependent survival of larval fish as the basis of a stock-recruitment relationship. *ICES Journal of Marine Science*, 39 (2): 160-167. doi: 10.1093/icesjms/39.2.160.
- Spurgeon, J., Pegg, M., Parasiewicz, P. & Rogers, J. (2019). River-wide habitat availability for fish habitat guilds: Implications for in-stream flow protection. *Water*, 11 (6): 1132. doi: 10.3390/w11061132.
- Starrett, W. C. (1951). Some factors affecting the abundance of minnows in the Des Moines River, Iowa. *Ecology*, 32 (1): 13-27. doi: 10.2307/1930969.
- Sullivan, S. & Watzin, M. (2009). Stream–floodplain connectivity and fish assemblage diversity in the Champlain Valley, Vermont, USA. *Journal of Fish Biology*, 74 (7): 1394-1418. doi: 10.1111/j.1095-8649.2009.02205.x.
- Sunde, J., Larsson, P. & Forsman, A. (2019). Adaptations of early development to local spawning temperature in anadromous populations of pike (*Esox lucius*). *BMC Evolutionary Biology*, 19 (1): 1-13. doi: 10.1186/s12862-019-1475-3.
- Svenning, M.-A., Johansen, N. S. & Borgstrøm, R. (2020). Predasjon på laksunger i Tana. Med hovedvekt på diett hos gjedde og sjøørret.
- Targońska, K., Kupren, K., Palińska-żarska, K., Mamcarz, A., Kujawa, R., Skrzypczak, A., Furgata-Selezniew, G., Czarkowski, T. K., Hakuć-Błażowska, A. & Kucharczyk, D. (2014). Influence of temperature during four following spawning seasons on the spawning effectiveness of common bream, *Abramis brama* (L.) under natural and controlled conditions. *Journal of Thermal Biology*, 39: 17-23. doi: 10.1016/j.jtherbio.2013.11.005.
- Thaulow, J., Haugen, T. O. & Borgstrøm, R. (2017). Parallelism in thermal growth response in otoliths and scales of brown trout (*Salmo trutta* L.) from alpine lakes independent of genetic background. *Ecology of freshwater fish*, 26 (1): 53-65. doi: 10.1111/eff.12250.
- Tibblin, P. (2015). *Migratory behaviour and adaptive divergence in life-history traits of pike (Esox lucius)*: Linnaeus University Press.
- Tibblin, P., Forsman, A., Borger, T. & Larsson, P. (2016). Causes and consequences of repeatability, flexibility and individual fine-tuning of migratory timing in pike. *Journal of Animal Ecology*, 85 (1): 136-145. doi: 10.1111/1365-2656.12439.
- Tockner, K., Malard, F. & Ward, J. (2000). An extension of the flood pulse concept. *Hydrological processes*, 14 (16-17): 2861-2883. doi: 10.1002/1099-1085(200011/12)14:16/17%3C2861::AID-HYP124%3E3.0.CO;2-F.
- Tockner, K. & Stanford, J. A. (2002). Riverine flood plains: present state and future trends. *Environmental conservation*, 29 (3): 308-330. doi: 10.1017/S037689290200022X.
- van Dijk, P., Staaks, G. & Hardewig, I. (2002). The effect of fasting and refeeding on temperature preference, activity and growth of roach, *Rutilus rutilus*. *Oecologia*, 130 (4): 496-504. doi: 10.1007/s00442-001-0830-3.
- Van Pelt, R., O'Keefe, T. C., Latterell, J. J. & Naiman, R. J. (2006). Riparian forest stand development along the Queets river in Olympic National Park, Washington. *Ecological Monographs*, 76 (2): 277-298. doi: 10.1890/05-0753.
- Vasileva, L., Litvinov, K. & Podolyako, S. (2016). Influence of the hydrological regime in the lower reaches of the Volga delta on natural fish reproduction. *Journal of ichthyology*, 56: 760-766. doi: 10.1134/S0032945216050155.
- Voellestad, A., Skurdal, J. & QvENILD, T. (1986). Habitat use, growth, and feeding of pike (*Esox lucius* L.) in four Norwegian lakes. *Archiv fur Hydrobiologie. Stuttgart*, 108 (1): 107-117. doi: 10.1127/archiv-hydrobiol/108/1986/107.
- Vyshnevskiy, V. & Shevchuk, S. (2023). Thermal regime of the Danube Delta and the adjacent lakes. *Journal of Hydrology and Hydromechanics*, 71 (3): 283-292. doi: 10.2478/johh-2023-0015.
- Vøllestad, L. A. & L'Abée-Lund, J. H. (1987). Reproductive biology of stream-spawning roach, *Rutilus rutilus*. *Environmental Biology of fishes*, 18: 219-227. doi: 10.1007/BF00000361.

- Vøllestad, L. A. (2023). A paradoxical bias in knowledge about Norwegian freshwater fishes: research efforts during 1980-2020. *Fauna norvegica*, 42: 6-30. doi: 10.5324/fn.v42i0.4965.
- Wang, N., Teletchea, F., Kestemont, P., Milla, S. & Fontaine, P. (2010). Photothermal control of the reproductive cycle in temperate fishes. *Reviews in Aquaculture*, 2 (4): 209-222. doi: 10.1111/j.1753-5131.2010.01037.x.
- Willby, N. J. & Eaton, J. W. (1996). Backwater habitats and their role in nature conservation on navigable waterways. *Hydrobiologia*, 340 (1): 333-338. doi: 10.1007/BF00012777.
- Worthington, A., Macfarlane, N. & Easton, K. (1982). *Controlled reproduction in the roach (Rutilus rutilus L.)*. Reproductive Physiology of Fish. Proceedings of an International Symposium, Wageningen.
- Aasrum, M. B. (2014). *A one-year capture-mark-recapture study of Northern Pike (Esox lucius) in the lake Borrevannet, southeastern Norway: estimates of key demographic-and population dynamic rates*: Norwegian University of Life Sciences, Ås.

Vedlegg 1

Tabell A1.1. Nedbørsfeltstatistikk Lågendeltaet, hentet fra nevina.nve.no:

Parameternavn	Generert verdi	Editert verdi
ObjectId	4 702,0	4 702,0
Vassdragsnummer	002.DD52	002.DD52
Vassdrag	Vorma-Lågen	Vorma-Lågen
Kommune	Lillehammer	Lillehammer
Fylke	Innlandet	Innlandet
Klimapåslag		
Klimapåslag (RFFA-2018):	<input checked="" type="radio"/> 0 % <input type="radio"/> 20 % <input type="radio"/> 40 %	
Nedbørsfeltparametere		
Areal (km ²)	12 524,8	12 524,8
Middelavrenning 1991-2020 (mm/år)	724,6	724,6
Middelavrenning 1991-2020 (l/s/km ²)	23,0	23,0
Usikkerhet i middelavrenning 1991-2020 (%)	1,5	1,5
Usikkerhetsintervall Min 1991-2020 (l/s/km ²)	22,6	22,6
Usikkerhetsintervall Max 1991-2020 (l/s/km ²)	23,3	23,3
Middelavrenning 1961-1990 (mm/år)	668,5	668,5
Middelavrenning 1961-1990 (l/s/km ²)	21,2	21,2
Minimum høyde (m)	123,0	123,0
Høyde 10 % (m)	742,0	742,0
Høyde 25 % (m)	958,0	958,0
Høyde 75 % (m)	1 503,0	1 503,0
Maksimum høyde (m)	2 466,0	2 466,0
Sjø (%)	4,3	4,3
Bre (%)	2,2	2,2
Skog (%)	29,8	29,8
Dyrket mark (%)	3,1	3,1
Myr (%)	4,8	4,8
Leire (%)	0,0	0,0
Snaufjell (%)	50,9	50,9
Urban (%)	0,1	0,1
Uklassifisert areal (%)	4,8	4,8
Effektiv sjø (%)	4,0	4,0
Effektiv sjø - Tilløp (%)	-999,0	-999,0
Feltlengde (km)	195,4	195,4
Feltlengde - Tilløp (km)	-999,0	-999,0
Elvelengde (km)	210,3	210,3
Elvelengde uten sjø (km)	13 132,5	13 132,5

Elvegradient (m/km)	2,3	2,3
Elvegradient (10-85) (m/km)	2,3	2,3
Dreneringstetthet (1/km)	1,2	1,2
Helning (grader)	11,5	11,5
Klimaregion	Ost	Ost
Region	Ost	Ost
Klimaparametere til Lavvannsindekser 1961-1990		
Sommertemperatur (Mai - September) (°C)	5,3	5,3
Vintertemperatur (Oktober-April) (°C)	-6,6	-6,6
Sommernedbør (Mai-September) (mm)	374,8	374,8
Vinternedbør (Oktober-April) (mm)	418,2	418,2
Temperatur Juli (°C)	7,4	7,4
Temperatur August (°C)	8,2	8,2
Årstemperatur (°C)	-1,6	-1,6
Årsnedbør (mm)	793,1	793,1
Klimaparametere til Flomindekser 1961-1990		
Nedbør juni (mm)	57,4	57,4
Nedbør juli (mm)	70,9	70,9
Temperatur februar (°C)	-10,1	-10,1
Temperatur mars (°C)	-7,7	-7,7
Regn og snøsmelting mai (mm)	188,6	188,6
Regn og snøsmelting juni (mm)	148,9	148,9
Regn og snøsmelting årlig maks 4 døgn (mm)	83,4	83,4
Regn og snøsmelting november (mm)	7,5	7,5

Vedlegg 2. Områdebeskrivelse

MH- Område Rundtomevja (MH)

Rundtomevja er en avsnørt bakevje ovenfor Gausadeltaet. Evjas eneste forbindelse med hovedelva er en kulvert under veien. Kulverten er plassert relativt høyt, som gjør at det kun er konnektivitet mellom evja og elva ved vannføring høyere enn 200 kubikk. Det er en del innsig av grunnvann i evja. Langs veien er evja dyp, med lite vegetasjon. På motsatt side av veien er det mye sneller og vannplanter, samt overhengende trær I perioden 12- 16. mai, steg vannet kraftig og dette førte til at rusa i Rundtomevja var lett å forsere for fisk. Den 16. mai, ble ny ruse satt ut og dette oppsettet er beskrevet i figur 3.1.1 og ble benyttet resten av perioden. Fangstkammer: 65cm høg, 2,5m langt. Ledegarn: 12.5m venstre side, 5m høyre side. Opphold i fisket ettermiddag 9. juni til ettermiddag 12. juni.



Figur A2.1 Ruse ved lokasjon Rundtomevja- MH.

BB- Område Balbergsevja (BB)

Balbergsevja er lokalisert nedstrøms brua for riksvei 255 over Lågen. Evja er i stor grad påvirket av lågens temperatur i ytre del, mens indre deler er mer stillestående. Innerst i elva er det en liten bekk som renner ut. Ruse ble plassert ut her den 12. mai og fisket til og med 15. juni. (opphold i fisket ettermiddag 9. juni til ettermiddag 12. juni). Rusen ble plassert mellom indre og ytre del av evja med åpning pekende mot lågen. Rusen var på samme plass gjennom hele perioden, men ble flyttet nærere land ved høy vannføring. Dette for å at åpningen skulle fiske i samme dyp gjennom perioden. Fangstkammer: 65cm høy, 2,5m langt. Ledegarn venstre: 10m langt, 1.3m dypt. Ledegarn høyre, 5m langt, 65cm dypt.



Figur A2.2 Ruse ved lokasjon Balbergsevja- BB.

SV4- Område Svartevja-Indre (SV-I)

Lokasjonen er den innerste i Svartevja og ble ikke fisket i hele perioden. Innerst i svartevja er det en liten bekk som renner ut, men antas å ha liten innvirkning ved høye vannstander (uttynningseffekt) på vanntemperatur. Denne lokasjonen er preget primært av overhengende trær, med et lite innslag av siv. På motsatt side er det en del vannplanter. Rusen fisket mellom 27. mai- 15 juni og var plassert med åpningen mot hovedelva. Fangstkammer: 65cm høy, 2,5m langt. Ledegarn høyre side 10m langt, 1,55 dypt. Ledegarn venstre: 1m langt, 65cm dypt. Opphold i fisket ettermiddag 9. juni til ettermiddag 12. juni



Figur A2.3 ruse ved lokasjon SV4 i området svartevja indre -SV-I.

SV3- Område Svartevja-Indre (SV-I)

Denne lokasjonen er også preget av lite vegetasjon i vann og primært overhengende trær preger området der rusen var plassert. Bunnsedimentet er finpartikler av det som trolig er organisk materiale. Ved lav vannstand i begynnelsen av perioden var det en del neddykket vannplanter 10-15 meter fra land. Rusen fisket ikke i hele perioden, grunnet null fangst over en lengre periode. Rusen ble flyttet 27.mai. Ålerruse ble benyttet på lokasjonen. opphold i fisket ettermiddag 9. juni til ettermiddag 12. juni



Figur A2.4 ruse ve lokasjon SV3 i området svartevja indre -SV-I.

SV2- Område Svartevja-Indre (SV-I)

Svartevja 2 ligger i midtre del av svartevja og er preget av mye overhengende trær og lite vannplanter. Det er mye døde trær som ligger i vannet langs land. Gjennom hele perioden ble det benyttet en åleruse her som fisker begge veier. Rusen ble plassert parallelt med land. Opphold i fisket ettermiddag 9. juni til ettermiddag 12. juni.



Figur A2.5 ruse ved lokasjon SV3 i området svartevja indre -SV-I.

SV1- Område Svartevja- Ytre (SV-Y)

Denne lokasjonen ligger ytterst i svartevja, nærmest Lågen. Av lokasjonene i Svartevja er dette den lokasjonen som i størst grad er påvirket av Lågens vannregime. Ingen synlige vannplanter, men en blanding av siv i vannkanten og overhengende trær i lokasjonen. Rusen var plassert med åpningen mot Lågen i nærheten av siv som vokste ut i Svartevja. 14- 26.mai: fangstkammer 65cm høyt, 2,5m langt. Ledegarn høyre: 10m langt 1,55 høyt, venstre ledegarn 5m langt, 65cm høyt. 26. mai- 14 juni: Fangstkammer 90 cm høyt, 3,5m langt. Ledegarn 5 m langt midtplassert, 90 cm dypt.



Figur A2.6 Ruse ved området SV-Y.

SVR- Område Rånerudspullen (SVR)

Rånerudspullen er en dam som munner ut i Svartevja. Store deler av Rånerudspullen er dekket med siv, samt noe innslag av vannplanter. Dette er et veldig grunt basseng, der vannstanden ikke oversteg 210cm under flommene i mai- juni. Inngangen til Rånerudspullen ligger relativt høyt i forhold til lågen, og området er avhengig av vannstand i Lågen, samt oppstuvningseffekt fra Mjøsa for at vann skal renne inn her. I første omgang ble det benyttet en Åleruse i inngangen til Rånerudspullen grunnet mangel av tilgjengelig utstyr. Natt til 15. mai var første gang for sesongen at det kom vann inn i området og åleruse ble satt ut kveld 15. mai. Denne rusen ble erstattet 26. mai med en gjedderuse med større fangstkammer og ledegarn. Ruse 26.mai dimensjoner: Fangstkammer: 90cm høy, 3,5m langt. Ledegarn: Høyre side 10m langt 1,55m høyt, venstreside 5m langt 90 høyt. Opphold i fisket ettermiddag 9. juni til ettermiddag 12. juni



Figur A2.7, ruse ved lokasjon Rånerudspullen- SVR. Rusen peker mot inngangen til bassenget.

VN- Område Våløy (V)

Dette er en evje som også er svært avhengig av vannstand i Lågen og Mjøsa for å ha tilstrekkelig vann. Evja er sterkt påvirket av Lågens vannregime. Den ligger i umiddelbar

nærhet til lågen, i tillegg til en kulvert innerst i evja. Dette gjør at det er stor vannutskiftning i lokasjonen. Rusen ble først plassert ut 23. mai, grunnet vannstand. 23- 26. mai fangstkammer uten ledegarn: 65cm høyt og 2,5m langt fangstkammer. Fra 26. mai: fangstkammer 90 cm høyt og 3,5m langt. Ledegarn 5m langt 90cm dypt, midtstilt. Opphold i fisket ettermiddag 9. juni til ettermiddag 12. juni



Figur A2.8 lokasjon VN i området Våløy, evje med mye vannutskiftning, grunnet kulvert.

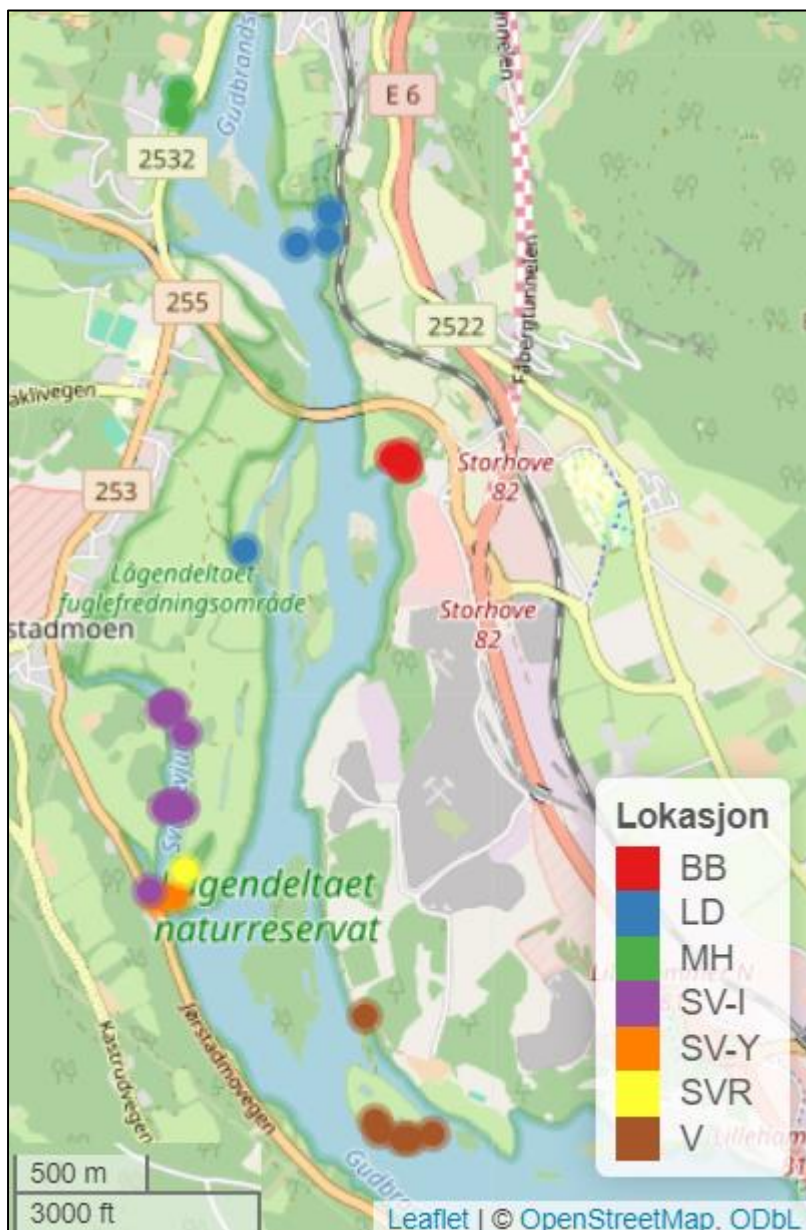
V1- Område Våløy (V)

Lokasjon 9 ligger lengst sør på Våløy og er en grunn evje på som sjelden overstiger 1,5m dybde. Langs land har evja variert kantsone, med en blanding av overhengende trær og siv som vokser langs land. Kantsonen er minimal på øst og nordsiden av evja. Det er ingen vannplanter i evjen som gir skjul til ungfisk. Bunnen er preget av finsediment med både organisk materiale og sand. Sterkt påvirket av oppstuvningseffekt fra Mjøsa. Rusen var plassert i inngangen på evja, på evjas smaleste punkt. Rusen ble først plassert ut 23. mai, grunnet vannstand. 23- 26. mai fangstkammer uten ledegarn: 65cm høyt og 2,5m lang fangstkammer. Fra 26. mai: fangstkammer 90 cm høyt og 3,5m langt. Ledegarn høyre 5m langt 90cm dypt.



Figur A2.9, lokasjon VI tilhørende område Våløy- V.

Vedlegg 3



Figur A3.1 Oversikt over hele forsøksområdet og temperaturloggere. LD- Lågendeltaet, ble ikke benyttet i dette studiet. Områdeforkortelsene står for Balbergsevja- BB, Rundtomevja – MH, Svartevja ytre- SV-Y, Svartevja indre – SV-I, Rånerudspullen- SVR og Våløy – V. Kart laget ved hjelp av leaflet (Cheng J et al., 2023) i Rstudio.

Vedlegg 4

AIC-Tabell og modellvalidering:

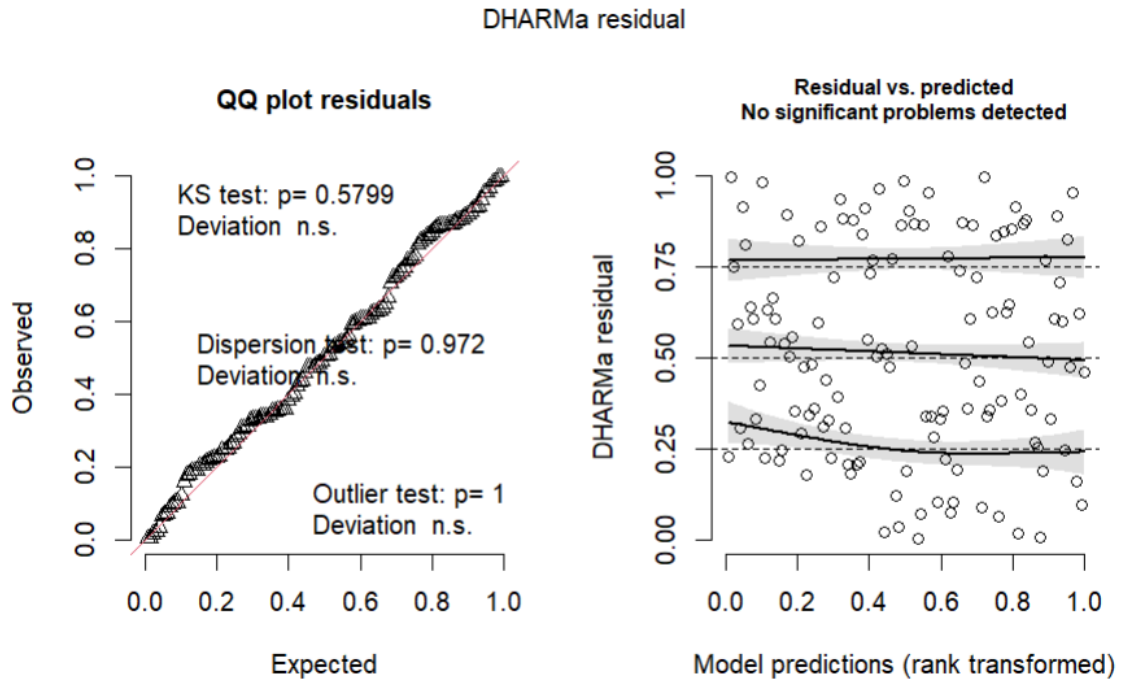
Tabell A4.1. Tegnforklaring til prediktorer i modellseleksjonen.

Parameter	Forklaring
Temp	Vanntemperatur (døgnsnitt)
DeltaTemp	Temperaturendring
RelativeDeltaTemp	Relativ temperaturendring
WaterLevel	Vannstand Balbergsevja (etter samløp Lågen og Gausa)
DeltaVannS	Vannstandsforandring Balbergsevja
RelativeDeltaVannS	Relativ Vannstandsending Balbergsevja
VannfLosna	Vannføring i Losna
DeltaVannFL	Vannføringsending i Losna
RelativeDeltaVannFL	Relativ vannføringsending Losna
VannstMjosa	Vannstand Mjøsa
DeltaVannSM	Vannstandsforandring Mjøsa
RelativeDeltaSM	Relativ vannstandsending Mjøsa
Lok	Fangstområdet

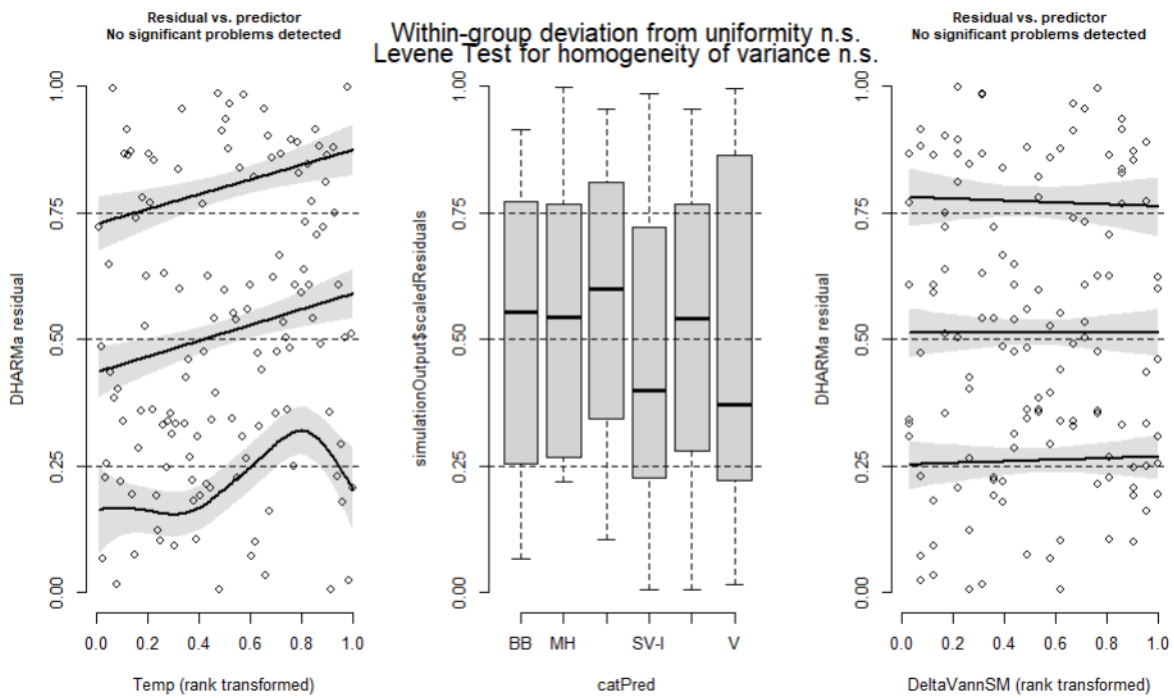
Gjeddemodellering

Tabell A4.2. AIC- tabell for seleksjon av modell for innvandring av gjedde. Øverste modell selektert. Responsvariabel er antall fisk fanget.

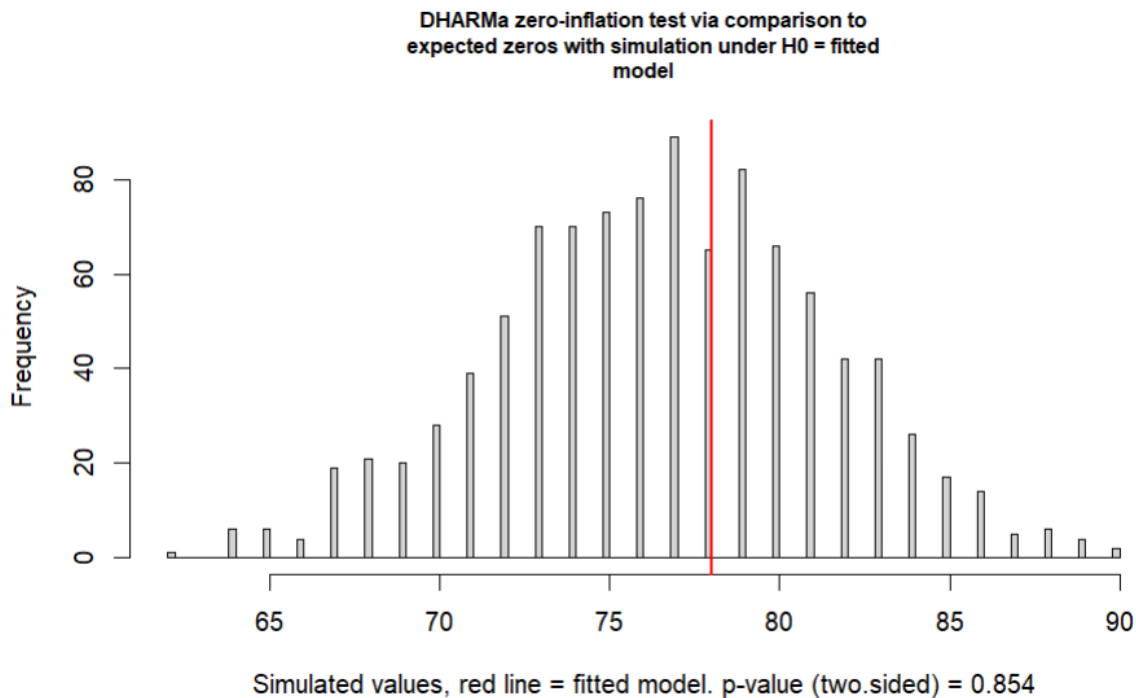
Modellnavn	K	AICc	Δ AICc	AICcWt	Cum,Wt	LL
DeltaVannSM*Lok+Temp	14	353,99	0	0,53	0,53	-161,15
DeltaVannSM*Lok+Temp+ Temp ²	15	354,51	0,52	0,41	0,93	-160,13
DeltaVannSM*Lok+Deltatemp	14	359,68	5,69	0,03	0,96	-164
DeltaVannSM*Lok+RelativeDeltaTemp	14	360,35	6,36	0,02	0,99	-164,33
Lok+RelvativeDeltaVannSM+Temp ²	10	363,65	9,66	0	0,99	-170,89
Lok+DeltaVannSM+Temp+Temp ²	10	363,71	9,72	0	0,99	-170,92
Lok+DeltaVannSM+Temp+Temp ²	9	364,09	10,1	0	1	-172,29
Lok+DeltaVannSM, ziformula = ~1	9	367,51	13,52	0	1	-174
Lok+ Temp+Temp ²	9	368,18	14,19	0	1	-174,33
Lok+DeltaVannSM+DeltaTemp	9	368,35	14,36	0	1	-174,42



Figur A4.1, gjeddemodellens residualer og fordelinger testet ved hjelp av DHARMa- pakken og «plotresiduals» funksjon. Ingen signifikante avvik.



Figur A4.2, gjeddemodellens residualer satt opp mot observerte data, ingen signifikante avvik.

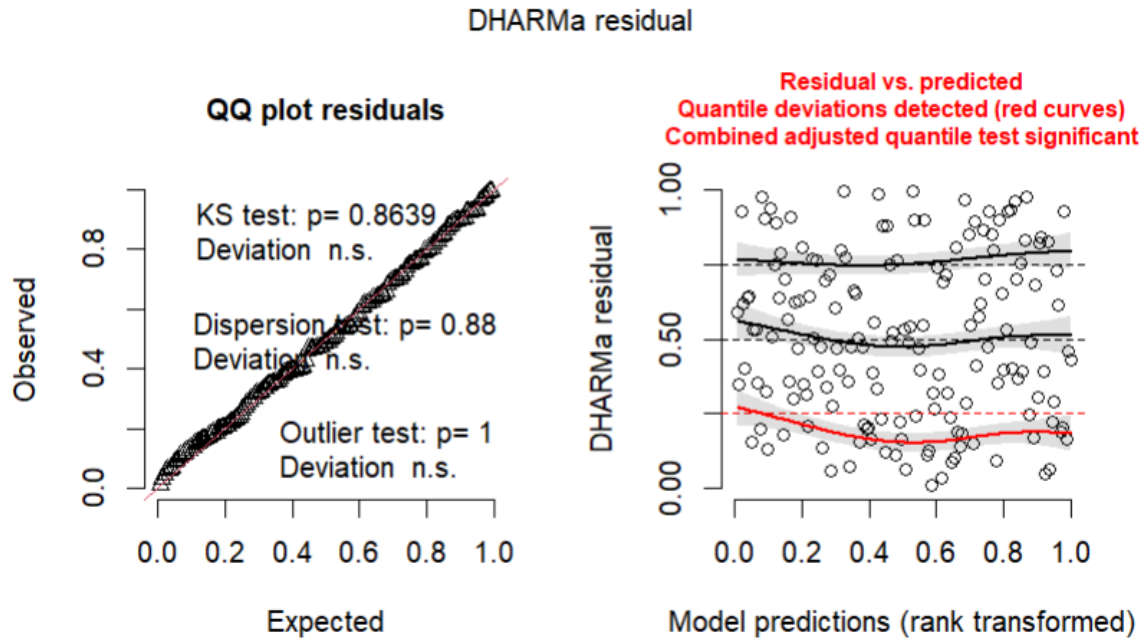


Figur A3.4, test av håndtering av zeroinflasjon for gjeddemodellen, ikke signifikant avvik.

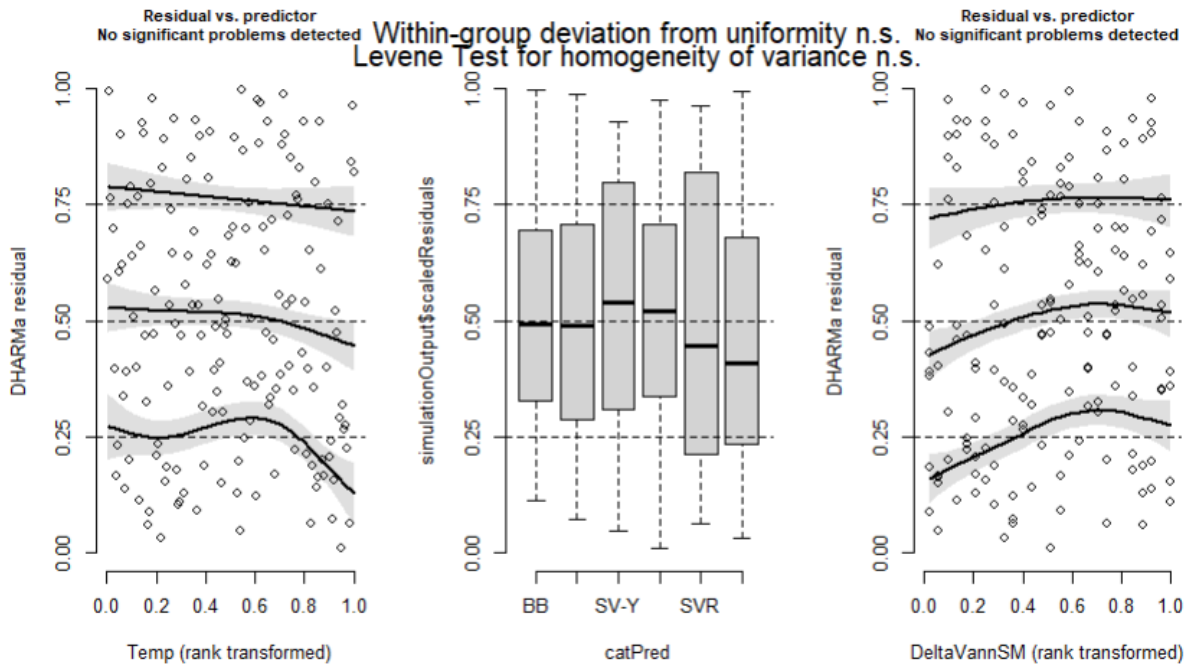
Abbormodellering

Tabell A4.3, Modellseleksjon for abbor; øverste modell ble selekter for prediksjon av innvandringforløp. Responsvariabel er antall fisk fanget.

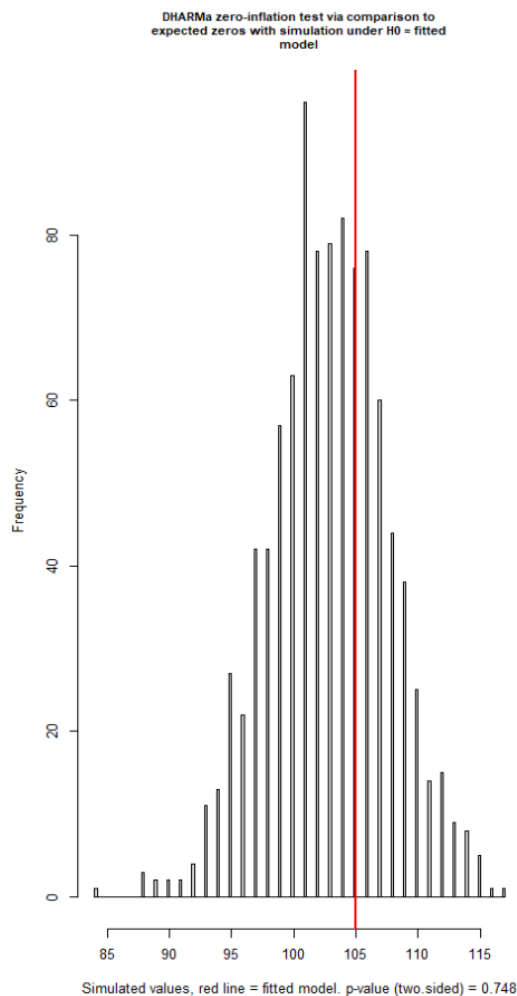
Modellnavn	K	AICc	Δ AICc	AICcWt	Cum,Wt	LL
DeltaVannSM*Lok+Temp+Temp ²	15	416,86	0	0,51	0,51	-191,79
RelativeDeltaVannSM*Lok+Temp+Temp ²	15	417,14	0,27	0,45	0,96	-191,92
Lok*waterLevel+DeltaVannSM	14	422,78	5,92	0,03	0,99	-195,96
RelativeDeltaVannSM+Lok*Temp+Temp ²	15	427,67	10,81	0	0,99	-197,19
DeltaVannSM+Lok*Temp+Temp ²	15	427,05	10,91	0	0,99	-196,87
Lok+RelativeDeltaVannSM+Temp ²	10	428,79	11,93	0	1	-203,67
Lok+DeltaVannSM+Temp ²	10	428,9	12,04	0	1	-203,72
Lok+DeltaVannSM+RelativeDeltaTemp	9	430,74	13,88	0	1	-205,78
Lok+DeltaVannSM+DeltaTemp	9	430,82	13,96	0	1	-205,81
Lok+DeltaVannSM+Temp	9	431,25	14,39	0	1	-206,03
Lok+waterLevel+DeltaVannSM	9	431,44	14,58	0	1	-206,13



Figur A4.4, Dharma residualer for modell $\Delta VannSM * Lok + Temp + Temp^2$ som predikerer innvandringsforløp til abbor. Noe avvik i nedre kvartil av DHARMA residual, som indikerer at modellen kan underestimere predikerte verdier for lav fangst.



Figur A4.5, abbormodellens residualer satt opp mot observerte data, ingen signifikante avvik.



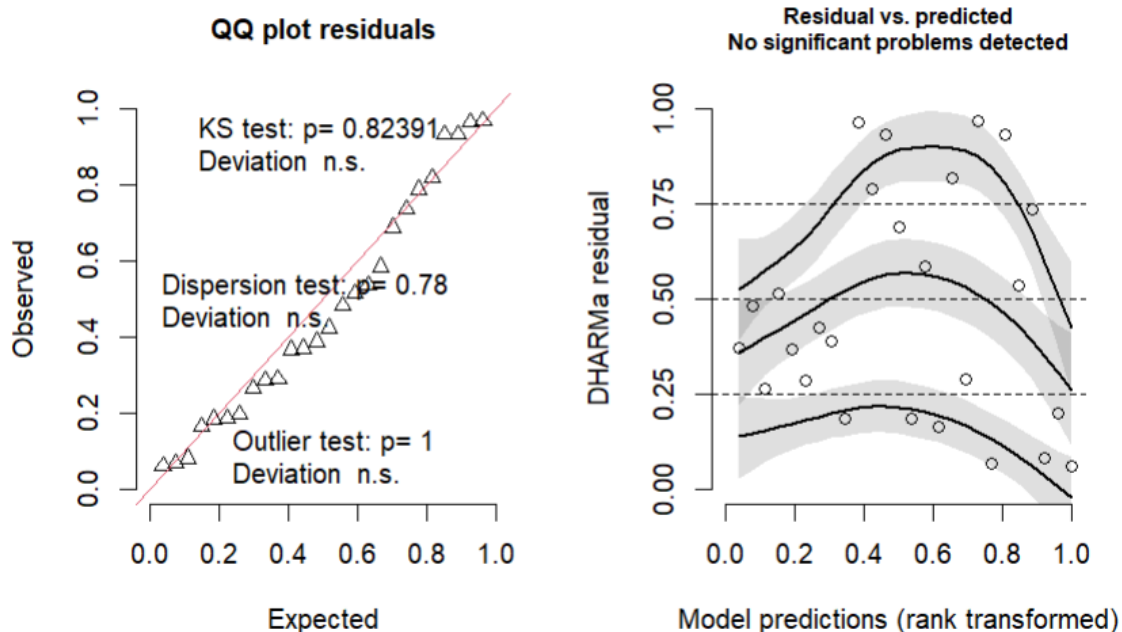
Figur A4.6, test av håndtering av zeroinflasjon for abbormodellen, ikke signifikant avvik.

Brasmemodellering

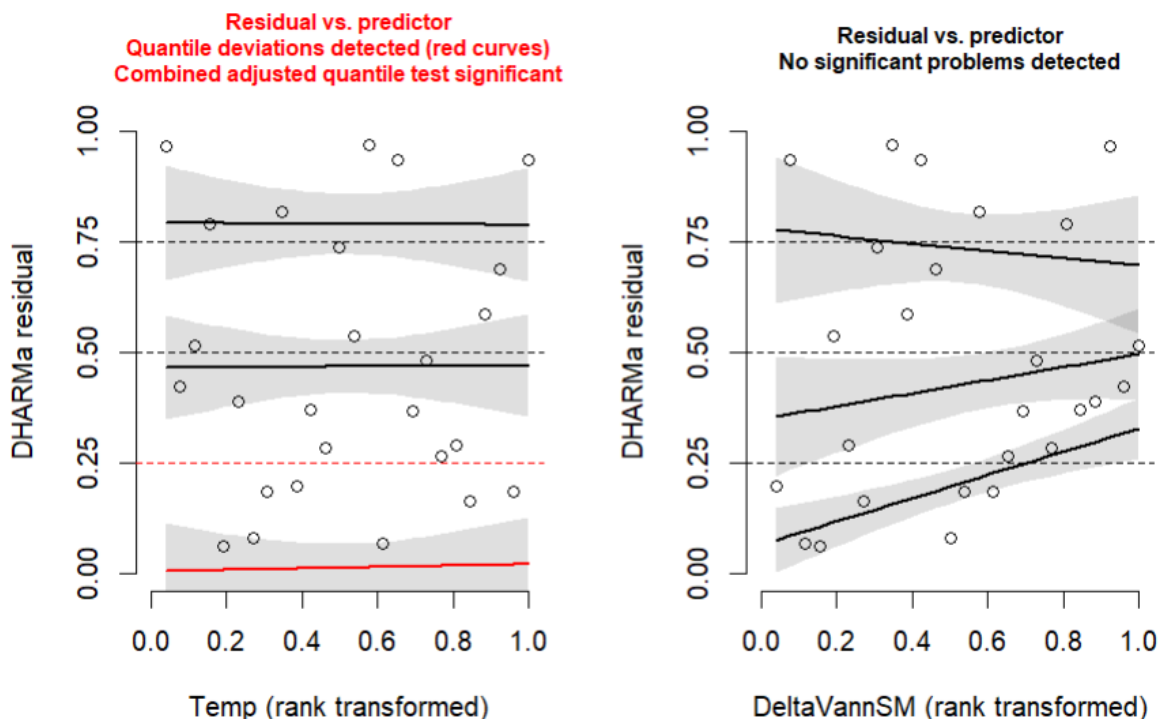
Tabell A4.4, AIC- tabell for seleksjon av modell for innvandring av brasme. Øverste modell selektert. Responsvariabel er antall fisk fanget.

Modellnavn	K	AICc	Δ AICc	AICcWt	Cum,Wt	LL
DeltaVannSM+Temp, ziformula = ~1	4	71,26	0	0,43	0,43	-30,68
VannfLosna+Temp, ziformula = ~VannstMjosa	5	73,21	1,95	0,16	0,59	-30,1
DeltaVannSM+Temp, ziformula = ~VannfLosna	5	73,31	2,05	0,15	0,75	-30,16
DeltaVannSM*Temp, ziformula = ~VannfLosna	5	73,31	2,05	0,15	0,9	-30,16
VannfLosna+Temp, ziformula = ~1	4	75,4	4,14	0,05	0,95	-32,75
DeltaVannSM+DeltaVannFL, ziformula = ~Temp	5	78,1	6,84	0,01	0,97	-32,55
DeltaVannSM+DeltaVannFL, ziformula = ~1	5	78,15	6,89	0,01	0,98	-32,58
Temp, ziformula = ~1	4	78,32	7,06	0,01	0,99	-34,21
VannstMjosa+Temp, ziformula = ~1	4	79,85	8,59	0,01	1	-34,97
DeltaVannFL+Temp,ziformula = ~1	4	83,98	12,72	0	1	-37,04

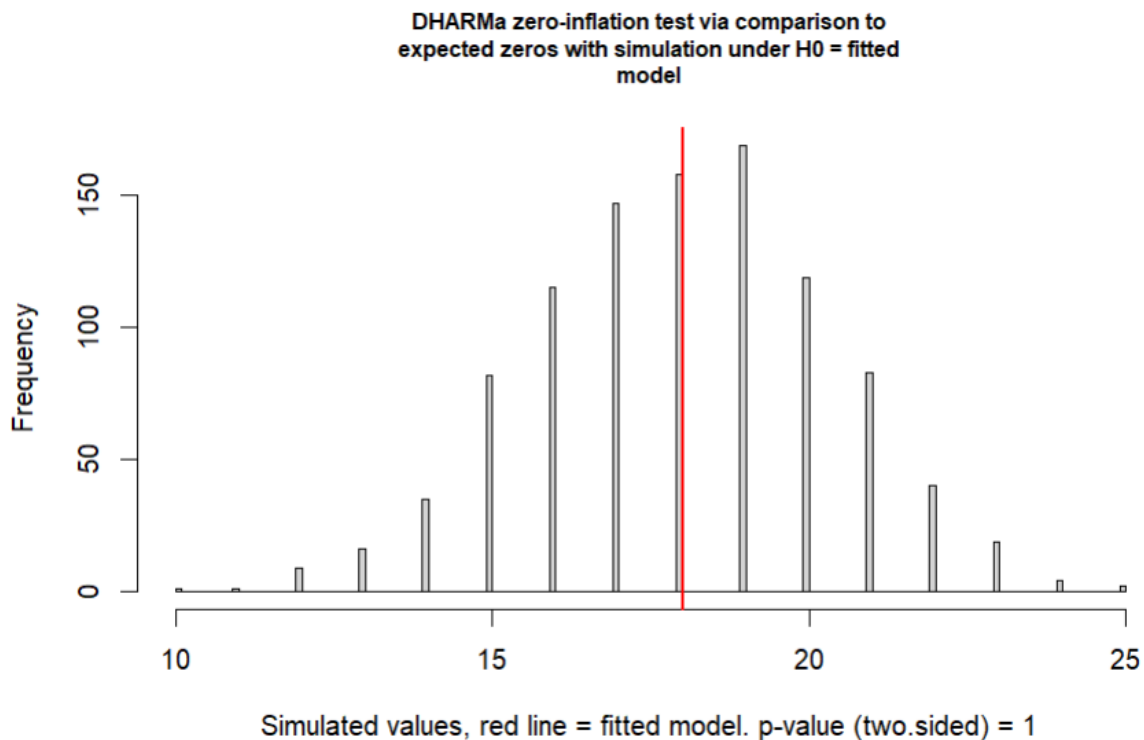
DHARMa residual



Figur A4.7, Bramsemodellens residualer og fordelinger testet ved hjelp av DHARMa- pakken og «plotresiduals» funksjon. Ingen signifikante avvik.



Figur A4.8 brasmemodellens residualer satt opp mot observerte data, signifikante avvik i nedre kvartil av de observerte verdien. Dette kan være en effekt av lavt datagrunnlag inn i modellen og gir fare for underestimering for prediksjoner av lave fangstall.

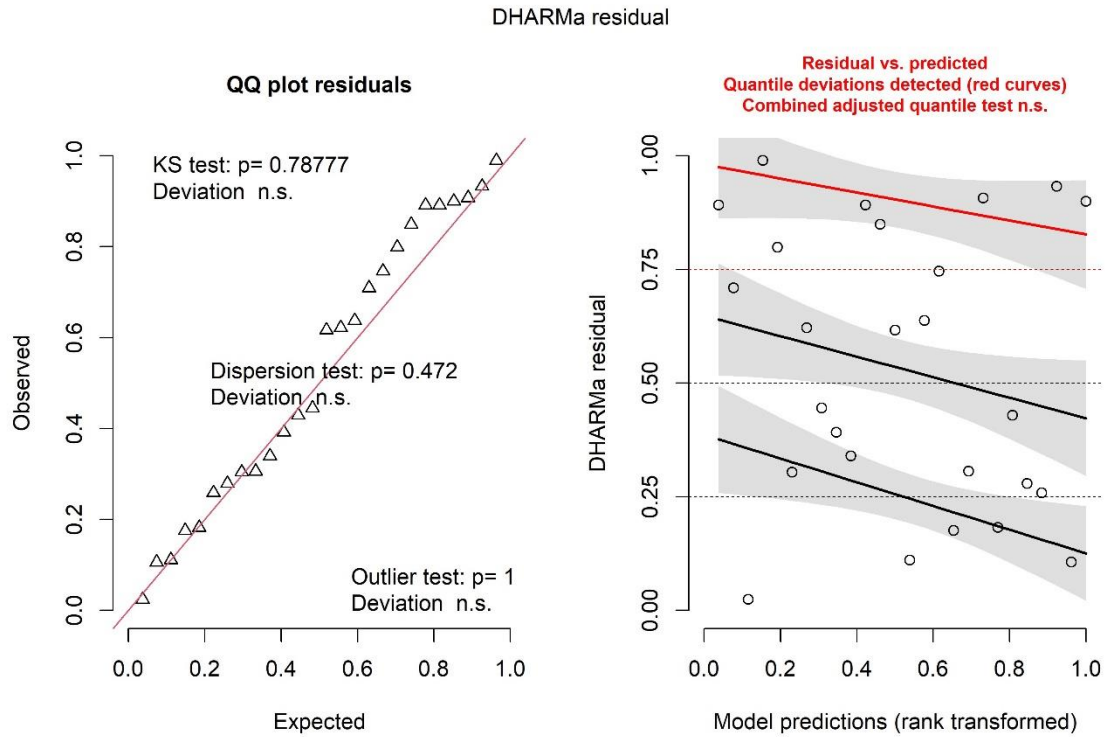


Figur A4.9, test av håndtering av zeroinflasjon for brasmemodellen, ikke signifikant avvik.

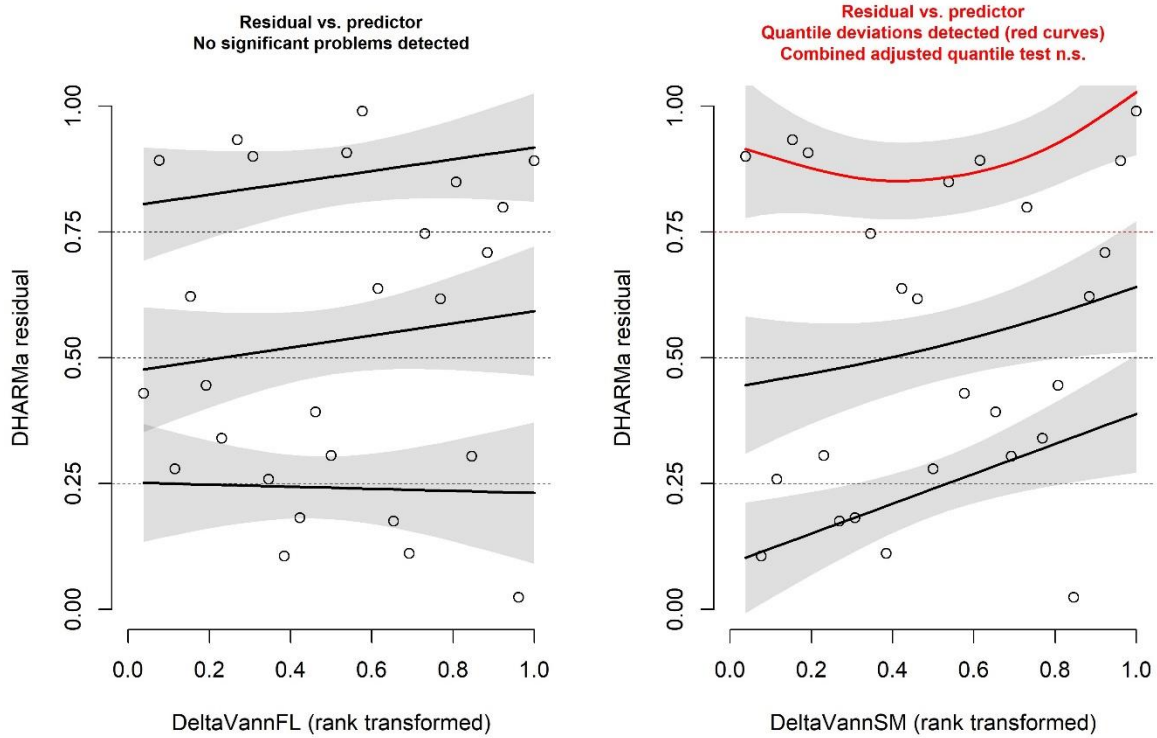
Mortmodellering

Tabell A4.5 AIC- tabell for seleksjon av modell for innvandring av mort. Øverste modell selektert bort grunnet signifikante avvik i modelltester, Modell DeltaVannSM+ DeltaVannFL selektert. Responsvariabel er antall fisk fanget.

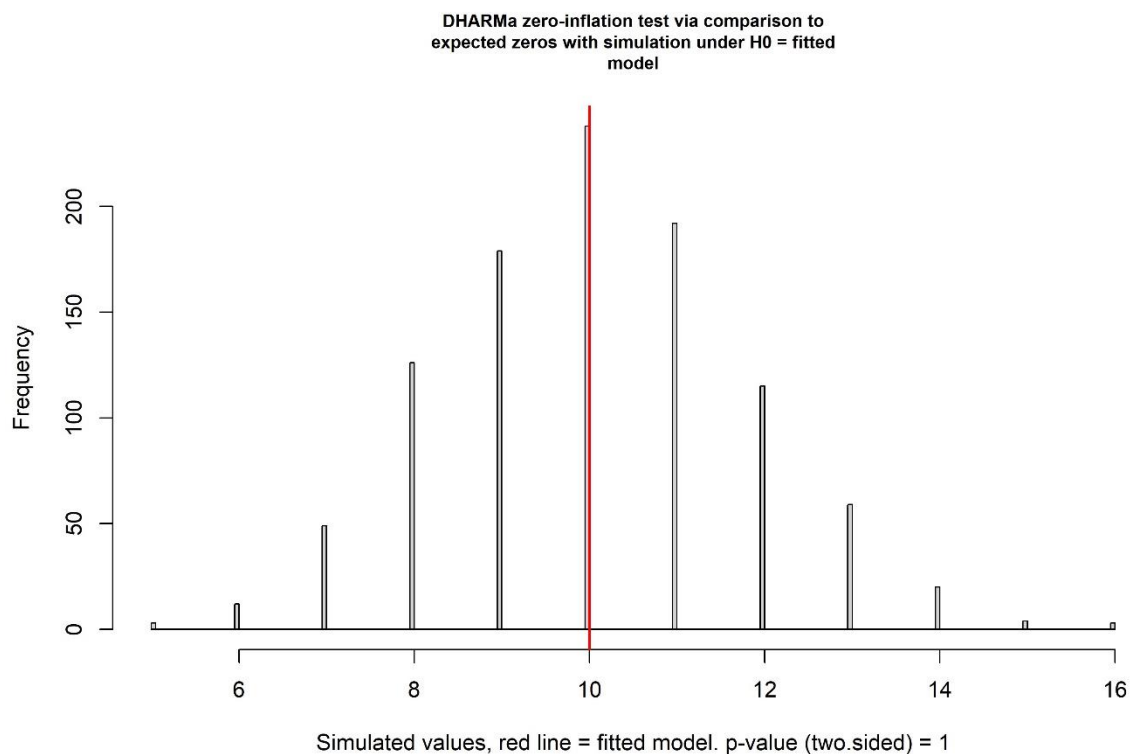
Modellnavn	K	AICc	Δ AICc	AICcWt	Cum,Wt	LL
DeltaVannSM+DeltaVannS	4	170,28	0	0,32	0,32	-80,19
DeltaVannSM+DeltaVannFL	4	170,29	0,02	0,31	0,63	-80,19
DeltaVannSM+DeltaVannFL, ziformula= \sim 1	5	173,37	3,1	0,07	0,85	-80,19
RelativeDeltaVannSM*RelativeDeltaVannS+Temp ²	7	173,9	3,62	0,05	0,9	-76,84
VannstMjosa+VannfLosna+Temp	5	174,75	4,47	0,03	0,93	-80,87
DeltaVannSM+Temp	4	176,13	5,85	0,02	0,95	-83,11
VannstMjosa	3	176,2	5,92	0,02	0,96	-84,55
DeltaVannSM+DeltaVannS, nbinom1	4	177,02	6,75	0,01	0,98	-83,56
VannstMjosa+Temp	4	178,46	8,19	0,01	0,98	-84,28



Figur A4.10, mortmodellens residualer og fordelinger testet ved hjelp av DHARMa- pakken og «plotresiduals» funksjon. Ingen signifikante avvik.



Figur A4.11, mortmodellens residualer satt opp mot observerte data, ingen signifikante avvik.



Figur A4.12, test av håndtering av zeroinflasjon for mortmodellen, ikke signifikant avvik.

Vedlegg 5 Vekstforløp

Førsteårsvekst gjedde:

Tabell A5.1. AIC-tabell for seleksjon av modell for responsvariabelen førsteårsveksts gjedde.

Modellnavn	K	AICc	Δ AICc	AICcWt	Cum,Wt	LL
Lokasjon*Alder+Kjønn	14	853,22	0	0,67	0,67	-410,02
Lokasjon*Alder	13	856,98	3,75	0,1	0,77	-413,27
Lokasjon* Kohort	13	857,35	4,13	0,09	0,86	-413,46
Lokasjon	7	866,65	13,43	0	1	-425,69
Lokasjon*Alder*Kjønn	23	867,76	14,53	0	1	-403,21
Lokasjon+Kohort	8	868,95	15,72	0	1	-425,65

Tabell A5.2. Oversikt over parameterestimat for Von Bertalanffy vekstkurve for hann- og hunnfisk av gjedde. Linf er den asymptotiske maksimumslengden fisken kan nå. K er vekstparameteret og T_0 er den alderen hvor fisken er estimert til å ha null lengde.

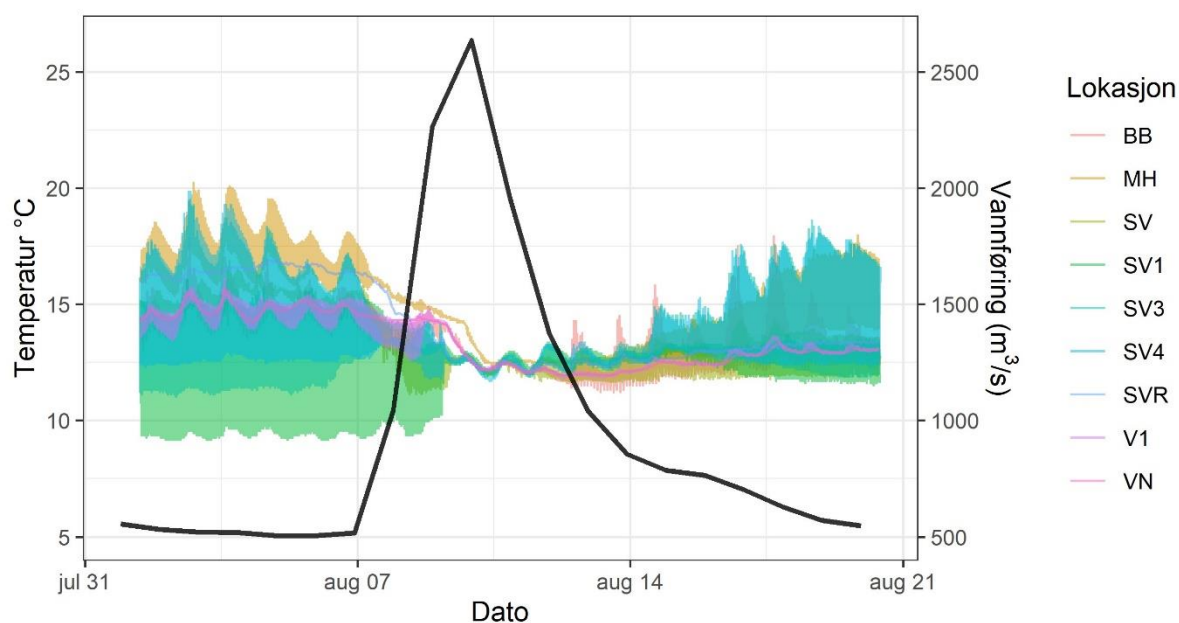
Term	Estimat	SE	t	p
Hunnfisk				
Linf	1167,00	37,24	31,33	<2e-16
K	0,15	0,01	14,06	<2e-16
to	0,44	0,10	4,61	0,00
Hannfisk				
Linf	906,90	25,13	36,09	< 2e-16

K	0,16	0,01	17,24	< 2e-16
to	0,34	0,07	5,06	0,00

Tabell A5.3. Oversikt over parameterestimater for Von Bertalanffy vekstkurve for abbor og mort.. L_{inf} er den asymptotiske maksimumslengden fisken kan nå. K er vekstparameteret og T_0 er den alderen hvor fisken er estimert til å ha null lengde.

Term	Estimat	SE	t	p
Abbor				
L_{inf}	839,47	267,95	3,13	0,00
K	0,04	0,02	2,45	0,02
t_0	-1,83	0,30	-6,19	0,00
Mort				
L_{inf}	498,04	127,06	3,92	0,00
K	0,06	0,02	2,93	0,00
t_0	-1,23	0,20	-6,14	0,00

Vedlegg 6



Figur A6.1. Homogenisering av vanntemperatur under flomhendelsen «Hans». Vannføring Losna, svart linje plottet mot høyre y akse. Farger er temperaturloggere.



Norges miljø- og biovitenskapelige universitet
Noregs miljø- og biovitenskapelige universitet
Norwegian University of Life Sciences

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway