



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2017 60 stp
Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning

Overlevelse, fangbarhet og vandring hos harr (*Thymallus thymallus*) fra Gjerfloen fluefiskesone i Trysilelva – en merke-gjenfangst analyse

Survival, catchability and migration in European grayling (*Thymallus thymallus*) from Gjerfloen fly-fishing zone in River Trysilelva – a mark-recapture study

Malin Eline Olsen
Master of Science in Ecology

Overlevelse, fangbarhet og vandring
hos harr (*Thymallus thymallus*) fra
Gjerfloen fluefiskesone i Trysilelva – en
merke-gjenfangst analyse

Survival, catchability and migration in European grayling
(*Thymallus thymallus*) from the Gjerfloen fly-fishing zone in
River Trysilelva – a mark-recapture study

Forord

Denne masteroppgaven ved Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning (MINA) markerer avslutningen på min mastergrad i generell økologi, og at fem års studier ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet nå er et avsluttet kapittel.

Først og fremst vil jeg takke veilederen min, Thrond Haugen. Han har gitt meg god veiledning og støtte gjennom hele prosessen, særlig gjennom statistikkarbeidet.

Jeg vil også takke Jon Museth og Tore Qvenild for å ha gitt meg tilgang til data om merket fisk fra Femund-/Trysilvassdraget. En takk også til Snorre Grønnæss som har bidratt med data, og svart på spørsmål jeg har hatt underveis. Min kjære samboer Simon Andersson fortjener også en takk for å ha støttet og oppmuntret meg underveis i arbeidet med masteroppgaven, og for at han har lest gjennom og kommet med kommentarer underveis.



Norges miljø- og biovitenskapelige universitet

Ås, Mai 2017

Malin Eline Olsen

Innholdsfortegnelse

Sammendrag.....	7
Abstract	8
1. Innledning.....	9
2. Materialer og metode	15
2.1 Studieområde	15
2.1.1 Femund-/Trysilvassdraget.....	15
2.1.2 Trysilelva	15
2.1.3 Gjerfloen fluefiskesone	17
2.1.4 Vestsjøberget Fluefiske.....	17
2.2 Studieart.....	18
2.3 Innsamling av data.....	20
2.3.1 Antall merket fisk	20
2.3.2 Merking av fisk	22
2.3.3 Miljødata (vannføring og lufttemperatur)	23
2.4 Kvantitative analyser	25
2.4.1 Fangst-merke-gjenfangstanalyser	25
2.4.2 Andre statistiske analyser	27
3. Resultater.....	28
3.1 Fangst-merke-gjenfangst analyser	28
3.1.1. Overlevelse (S).....	31
3.1.2 Gjenfangstsannsynlighet (p)	33
3.1.3 Fangst- og rapporteringssannsynlighet (r)	36
3.2 Vandringsanalyser	38
3.3 Størrelsesanalyser	43
4. Diskusjon.....	45
4.1 Overlevelse	45
4.2 Fangstsannsynlighet.....	46
4.2.1 Fangstsannsynlighet og tetthet	46
4.2.2 Fangstsannsynlighet og størrelse	49
4.2.3 Fangstsannsynlighet og vannføring	50
4.3 Vandring	51
4.4 Endring i individstørrelse	52
4.5 Mulige feilkilder og videre forskningsbehov	55

4.6 Konklusjon.....	57
Referanseliste	59

Sammendrag

Fiske har alltid vært viktig for mennesker, både som mat, inntekt og rekreasjon. Sportsfiske blir stadig mer populært rundt om i verden, også her i Norge. Gjerfloen fluefiskesone i Trysilelva ble etablert i 2000, og den ble etablert fordi man ønsket å oppnå en populasjon av harr (*Thymallus thymallus*) med god størrelse, og dermed også et bedre produkt for sportsfiske. For å oppnå dette er det maksimalmål og baglimit i sona. For å undersøke utviklingen i fisket etter at sona ble etablert har det blitt merket et stort antall fisk innenfor sona, og fiskere har levert inn fangstrapporter. Målet med denne studien var å undersøke utviklingen i fisket i Gjerfloen fluefiskesone fra den ble etablert i 2000 og fram til 2015 ved bruk av merke-gjenfangstanalyser (CMR).

Lengde og tetthet ble funnet å ha en negativ effekt på overlevelse om sommeren. Om høsten er derimot ikke overlevelsen størrelsesavhengig, og tetthet har bare en svak negativ effekt på overlevelsen. Om sommeren øker fangbarheten med fisketetthet og innsats (antall solgte fiskekort). At fangbarheten øker med fisketetthet kan skyldes liten mattilgang om sommeren. Ved lav mattilgang vil fisken bli mer aktiv og mindre kritisk til hva den spiser, og det kan føre til økt fangbarhet. Vannføring har negativ effekt på fangbarheten om sommeren, som kan skyldes fortykningseffekten av mer vann og/eller redusert tilgang til harren på grunn av høyere vannstand.

Ved vandringsanalyser ble det klart at de aller fleste individene i dette området vandrer minimalt (0-1 km), og er dermed å anse som stasjonære. Gjennomsnittsstørrelsen for harr i Gjerfloen og områdene rundt har økt med $0,278 \pm 0,021$ cm i året fra 1999-2012, og fisk fra 2012 er i gjennomsnitt større enn alle andre år.

Konklusjonen er at harren i Gjerfloen fluefiskesone i hovedsak er stasjonær, da de aller fleste individene ikke vandrer mer enn 1 km. At harren er stasjonær er en utfordring for målet om å oppnå større fisk ved bruk av fangstreguleringer, siden sommeroverlevelsen er tetthetsavhengig. Til tross for dette har gjennomsnittsstørrelsen for harr i området økt i 1999-2012 perioden, og det kan tyde på at fangstreguleringene har hatt ønsket effekt. Det er likevel uklart om dette i hovedsak skyldes fangstreguleringene eller om harr fanget i 2012 har hatt særlig gode vekstforhold.

Abstract

Fishing has always been important to humans, both as food, income and recreation. Angling is becoming more and more popular around the world, including Norway. Gjerfloen fly-fishing zone in the River Trysilelva was established in 2000, and it was established because one wanted to achieve a population comprising of large individuals of European grayling (*Thymallus thymallus*) and thus a better product for angling. In order to achieve this, a maximal length and baglimit regulation has been practised in the fly-fishing zone since 2000. To examine how the fishing developed after the flyfishing zone was established, a large number of fish were tagged within the zone, and anglers provided catch reports. The objective of this study was to examine the development of the grayling population of in Gjerfloen fly-fishing zone from it was established in 2000 and until 2015, by using mark-recapture analysis (CMR).

The CMR-analysis revealed that length and density of grayling have a negative effect on summer survival. However, in the autumn survival is not dependent on the length, and density has only a minor effect. Catchability increase with grayling density and fishing effort (number of fish licences sold) in the summer. The increase in catchability with grayling density may be due to low food supply in the summer. In situations with low food availability, the grayling will be more active in search for food and less critical to what it eats, potentially resulting in increased catchability. In the summer, water flow has negative effect on the catchability, which may be attributed to the thinning effect of more water and/or reduced availability to the grayling at higher water levels.

The migration analysis unravelled that most grayling individuals in this area migrate over short distances (0-1 km), and thus are considered to be stationary. The average length of grayling in the area has increased with $0,278 \pm 0,021$ cm every year during the 1999-2012 period, and the grayling in 2012 was on average significantly longer than in most other years.

In conclusion, this study has found the European grayling in Gjerfloen fly-fishing zone to be mainly stationary because the vast majority does not migrate more than 1 km. Due to this high site fidelity, the documented density-dependent summer survival may pose a challenge to the goal of increased individual size by means of catch regulations. Despite this challenge, the average size has increased during the 1999-2012 period, supporting that the fishing regulations work according to the plan. It is unclear though if this is largely due to a particularly good growth conditions experience by grayling caught in 2012

1. Innledning

Mennesker har utøvd fiske helt siden antikken, og det foregår i så godt som over hele verden (Arlinghaus 2005; Pringle 1997). Fiske er og har vært en viktig kilde til mat, inntekt og rekreasjon for mennesker (Arlinghaus et al. 2002; Lewin et al. 2006). Rekreasjonsfiske dominerer fiskeaktiviteten i ferskvannøkosystemer i de fleste land i de tempererte områdene (Arlinghaus 2005), og rekreasjonsfiske blir stadig mer populært rundt om i verden, særlig i industrialiserte land (Arlinghaus et al. 2002). Heretter vil begrepene rekreasjonsfiske og sportsfiske bli brukt om hverandre.

Det er godt kjent at intensivt kommersielt fiske kan føre til nedgang i bestander og utryddelse av arter (Allan et al. 2005; Myers & Worm 2005), men det viser seg at også rekreasjonsfiske kan ha negative effekter (Post et al. 2002). Det er dokumentert at høy beskatning kan føre til store populasjonssvingninger og nedgang i fangst og innhøsting (Lewin et al. 2006). Potensielle risikoer av høy beskatning kan være populasjonskollaps og tap av genetisk diversitet (Lewin et al. 2006). Sportsfiskere er selektive i sitt fiske, for de aller fleste ønsker å fange stor fisk (Isermann et al. 2005; Lewin et al. 2006). Dette kan føre til endringer i lengde- og aldersfordeling, og at fisken blir tidligere kjønnsmoden (Lewin et al. 2006). I mange vann er det observert at økende fiskeinnsats fører til avtagende fisketetthet, lavere CPUE (catch per unit effort) og reduserte gjennomsnittsstørrelser (Brana et al. 1992). Antall elver og sjøer som er tilgjengelige for sportsfiske har også blitt redusert som følge av regulering til vannkraft og andre formål, i tillegg til forurensning (Näslund et al. 2005). Resultatet av det er at de vannene som da er igjen og kan benyttes til sportsfiske blir utsatt for enda kraftigere beskatning (Näslund et al. 2005). Hvor stort fisketrykk som vil føre til overbeskatning av en populasjon varierer for hver individuelle elv, og avhenger av faktorer som hvor sårbar arten er, og naturlige reproduksjons- og rekrutteringsrater (Anderson & Nehring 1984). I bekker og elver er risikoen for overfiske størst i uproduktive nordlige vann, hvor fiskepopulasjonene karakteriseres av lav tetthet, langsom vekst, lang levetid, høy alder ved kjønnsmodning og lav reprodutiv innsats (Brana et al. 1992).

For å beskytte eller forbedre fiskebestander som kan oppleve negative effekter av sportsfiske har det blitt utviklet mange strategier (Lewin et al. 2006). Viktige reguleringsmetoder for å forvalte sportsfiskerier er fang-og-slipp, størrelsesbegrensninger (fangstvindu, minstemål eller maksimalmål) og baglimits (Näslund et al. 2005). Lengdebegrensninger er blant de mest brukte og verdifulle verktøyene for fiskeforvaltning når det kommer til beskyttelse og

manipulering av ferskvannsfisk (Wilde 1997), men fangstreguleringene er kun effektive hvis fisken overlever å bli fanget og sluppet ut igjen (Coggins et al. 2007).

Fang-og-slipp ble prøvd i USA allerede i 1954, og har dermed en ganske lang historie i Nord-Amerika (Barnhart 1989). I dag har de fleste stater og provinser i USA fang-og-slipp i noen vann (Barnhart 1989). Denne reguleringsmetoden har vært suksessfull for å øke både stående biomasse og andelen fisk av trofé-størrelse i fangstene (Anderson & Nehring 1984; Carline et al. 1991), og er ofte den beste metoden for å beskytte arter som er spesielt sårbare for beskatning (Barnhart 1989). Fang-og-slipp er en økende, og stadig viktigere aktivitet (Bartholomew & Bohnsack 2005), men det er kun effektivt hvis fisken slippes ut uskadet og de skadelige konsekvensene minimeres (Lewin et al. 2006). Dødelighet som følge av fang-og-slipp kan variere veldig; hvis det er minimalt med skader, og miljøet er gunstig kan dødeligheten være mindre enn 1% (Muoneke & Childress 1994; Arlinghaus et al. 2007; Huehn & Arlinghaus 2011). Hvis det derimot er høy temperatur eller fisken svelger kroken og får alvorlige innvendige skader kan dødeligheten komme opp i 90% (Bartholomew & Bohnsack 2005; Huehn & Arlinghaus 2011). Ved å bruke fiskemetoder og utstyr som reduserer sjansen for at fisken svelger kroken (for eksempel fluer, barblesskroker og sirkelkroker), minimere stress, og minimere varigheten av behandling og eksponering for luft øker man sjansen for at fisken overlever, og dermed oppnår man en mer effektiv fang-og-slipp forvaltning (Lewin et al. 2006).

Fangstvindu forhindrer fiskere fra å beholde fisk av en viss størrelse. Hvis fangstvinduet for ørret er 20-30 cm betyr det at ørret som er mellom 20-30 cm må slippes ut igjen, men at ørret som er mindre enn 20 cm og større enn 30 cm kan beholdes. Fangstvindu er anbefalt for populasjoner med høy rekruttering og lave vekstrater og, ved bruk av fangstvindu forventes en økning i antall fisk av beskyttet størrelse (Anderson 1976, sitert av Wilde 1997, s.14). Det forventes også at veksten for mindre fisk fremmes ved at intra-spesifikk konkurranse reduseres på grunn av det fiskerne høster, og økning i produksjon av fisk av trofé-størrelse (Anderson 1976, sitert av Wilde 1997, s.14). Ved minstemål skal all fisk under dette målet settes ut igjen. I følge Anderson (1980) og Novinger (1984) (begge sitert av Wilde 1997, s.14) anbefales minstemål for populasjoner som karakteriseres av lave rater av rekruttering og naturlig dødelighet, gode vekstrater og høy fangstdødelighet. Ved maksimalmål skal all fisk over dette målet settes ut igjen.

Minstemål og maksimalmål kan forhindre de evolusjonære effektene av størrelsesselektivitet (Matsumura et al. 2011). Pierce (2010) utførte en langsiktig studie for å se på effekten av ulike beskatningsreguleringer, og han fant at det kun var maksimalmål som klarte å bevare de største individene. Resultatene til Arlinghaus et al. (2010) støtter resultatene til Pierce (2010), for Arlinghaus et al. (2010) fant at å bevare den store fisken kun var mulig med fangstvindu, mens tap av store individer ikke var til å unngå med minstemål.

I Skandinavia har reguleringer for sportsfiske vært mindre restriktive enn i andre europeiske land og USA (Aas & Kaltenborn 1995). Siden tidlig på 1990-tallet har forvaltningen i Skandinavia lagt merke til hvilken påvirkning rekreasjonsfiske har på fiskepopulasjoner i elver, og de satte i gang en mer aktiv forvaltning av elvefiskerier etterfulgt av mer restriktive fiskereguleringer (Näslund et al. 2010).

I Norge har høsting av fiskeressurser en lang og rik historie innenfor kommersielt virke, livsopphold og fritidsformål (Aas & Kaltenborn 1995). Rekreasjonsfiske er en populær fritidsaktivitet i de nordiske landene (Toivonen et al. 1999), og sportsfiske som rekreasjonsaktivitet er utbredt og populært blant nordmenn (Aas & Kaltenborn 1995). Fisketrykket på fiskebestander er generelt lavere i Norge enn USA og Storbritannia (Aas & Kaltenborn 1995). Det skyldes at Norge har få innbyggere sammenlignet med USA og Storbritannia, og i tillegg har Norge store områder som er tilgjengelige for fiske (Aas & Kaltenborn 1995).

Sportsfiske i innlandet i Norge har en årlig omsetning på omtrent 900 millioner kroner (Landbruks- og matdepartementet 2006). I 2013 ble det utført en undersøkelse av fisketuristers forbruk i Hedmark fylke, og sportsfiskernes samlede kjøp av varer og tjenester ble beregnet til å være omtrent 100 millioner kroner (Dervo 2014). Femund-/Trysilvassdraget i Hedmark har lange tradisjoner innenfor fiske, og dette er det vassdraget i Hedmark fylke som har flest sportsfiskere i løpet av sesongen (Qvenild & Nashoug 1998). Fisketilbudet i Hedmark anses for å være variert og forholdsvis godt tilrettelagt (Qvenild & Nashoug 1998). Det er Trysil Fellesforening for Jakt og Fiske, heretter kalt Fellesforeningen, som kontrollerer og organiserer fisket i det meste av Trysilelva. Fellesforeningen har de siste årene solgt omtrent 5000 fiskekort hvert år (Løken 2011), og dette utgjør omtrent 1 million kroner hvert år (Anon 2004). Sportsfisket har også positive effekter for hele lokalsamfunnet i Trysil kommune. Den totale årlige omsetningen som sportsfiske og sportsfiskere fører med seg er beregnet til å være omtrent 30 millioner kroner (Anon 2004). Sportsfiske er derfor en viktig

ressurs for Trysil, og vil antagelig også være det i framtiden. For å kunne opprettholde et attraktiv sportsfiske av høy kvalitet i Trysil er det viktig å sørge for at sportsfisket ikke påvirker fiskebestandene på en negativ måte, at det er tilstrekkelig mengde stor fisk i elva, og at mengden av stor fisk holdes stabil. Det er den store fisken, eller såkalt «trofé-fisk» som er attraktivt for de fleste sportsfiskere (Isermann et al. 2005; Lewin et al. 2006). For at dette skal kunne oppnås, er det viktig at forvaltningen innfører høstings- og fiskereguleringer. Det er forskjellige fiskeregler i ulike deler av Trysilelva; noen steder praktiseres det minstemål mens det andre steder er maksimalmål. Fiskereglene i Trysilelva blir kort beskrevet i materialer og metode, og det er en mer detaljert beskrivelse av fiskereglene i Vedlegg 2.

Harr (*Thymallus thymallus*) og brunørret (*Salmo trutta*) er de viktigste sportsfiskeartene i Trysilelva (Anon 2004; Kjøsnes et al. 2004; Qvenild & Nashoug 1998), og dette fisket er i stor grad knyttet til de strømrrike delene av elva (Anon 2004). Blant de laksefiskene som utsettes for sportsfiske, så ser det ut til at harr er den arten som er mest sårbar fordi den er relativt lett å fange (Northcote 1995). På grunn av dette er det harr som vil ha størst risiko for forandringer i populasjonsstørrelse og aldersstruktur med høyt eller økende fisketrykk (Museth et al. 2010). Harr er truet mange steder i Europa på grunn av overfiske, forurensning eller forandringer i det fysiske habitatet (Northcote 1995). Det er derfor et økende behov for å bevare og forbedre harrpopulasjoner ved blant annet utsettinger og restaurering av habitater (Nykänen et al. 2001).

I 1997 ble arbeidet med å utarbeide en ny driftsplan for Femund-Trysilvassdraget satt i gang, og i denne driftsplanen ble det, med tanke på fiskernes ønsker og behov, foreslått å vurdere en mer differensiert forvaltning og sonering av fisketilbudene (Qvenild & Nashoug 1998). På bakgrunn av dette ble Gjerfloen fluefiske etablert i Trysilelva i 2000 (Museth et al. 2010). Fra 2000 utgjorde denne sona 4,8 km av Trysilelva, og i 2006 ble den utvidet til 7 km ved at fiske ble gjort tilgjengelig på begge sider av elva på det meste av strekningen (Museth et al. 2010). Det finnes også en annen sone for fluefiske i Trysilelva som kalles Vestsjøberget fluefiske. Denne sonen ligger litt ovenfor Gjerfloen fluefiskesone, på Trysilelvas vestsida og samlet er dette en strekning på 5 km (Se Vedlegg 1). I denne sona er det baglimit på én harr eller ørret, minstemål for harr og ørret er 35 cm, og maksimalmål for harr og ørret er 38 cm. Denne sonen skiller seg fra Gjerfloen fluefiskesone ved at det ikke selges fiskekort, men elvestrekningen leies ut på ukesbasis for inntil 8 personer (pers. medd Anders Nyhuus 13.02.17).

Gjerfloen fluefiskesonen ble etablert fordi man ønsket å oppnå en populasjon av harr med god størrelse, og dermed også et bedre produkt for sportsfiske (Anon 2004). For å oppnå dette er det kun tillatt å avlive én harr per dag, og det er størrelsesbegrensning. Fram til 2007 var det et minstemål på 40 cm, mens i 2008 ble dette omgjort til et maksimalmål på 38 cm (Museth et al. 2010). De fleste fiskerne kommer fra Sverige, men det kommer også en del fra Tyskland, Danmark og Nederland, og noen fra Norge (pers. medd Snorre Grønnæss 20.09.16). Det har vært en gradvis økning av antall solgte fiskekort siden fluefiskesonen ble etablert. I 2000 ble det solgt 55 fiskekort, mens det i 2015 ble solgt 570 fiskekort (pers. medd Snorre Grønnæss 20.09.16).

I 2010 ble det skrevet en rapport om Gjerfloen fluefiskesone, og målet med rapporten var å oppsummere utviklingen i fisket ved Gjerfloen fluefiskesone i perioden 2002-2009, med spesiell vekt på å vurdere effekten av fiske- og fangstreguleringer på tetthet og bestandsstruktur hos harr (Museth et al. 2010). I et større merkeprosjekt i perioden 1999-2003 ble det merket 4167 harr i Femund-/Trysilvassdraget (Kjøsnes et al. 2004), og av disse ble omtrent en tredjedel merket i det området som disponeres av Gjerfloen fluefiskesone (Museth et al. 2010). Det har også blitt merket fisk i Gjerfloen fluefiskesone i 2005 og 2012 (Museth et al. 2010). Gjenfangster av de merkede fiskene og fangstrapporter fra fiskere ble brukt til å analysere trender i fangstuttak og beregne/beskrive enkelte populasjonsparametere. Undersøkelsene konkluderte med at det ikke var markante endringer i tetthet og struktur til harrbestanden i perioden 2002-2009, men at tettheten av harr i sona var høy sammenlignet med andre elver. Museth et al. (2010) fant også at harren i Gjerfloen fluefiskesone var stasjonær.

I andre studier har man sett at innføring av fangstreguleringer har hatt effekt på blant annet andelen stor fisk. I Idsjöströmmen i Sverige ble det en økning i antall harr av trofé-størrelse etter at fang-og-slipp ble innført (Näslund et al. 2005). Anderson og Nehring (1984) fant at andelen av regnbueørret over 30 cm økte etter innføring av fang-og-slipp. Innføring av minstemål kan føre til en høyere tetthet av fisk, og dermed høyere CPUE (Munger & Kraal 1997). Wilde (1997) fant at innføring av minstemål ikke førte til en økning i andel stor fisk hos lakseabbor (largemouth bass (*Micropterus salmoides*)), men det førte til en økning i fangstratene. Det at det ikke ble observert noen effekter i Gjerfloen fluefiskesone kan forklares med at det kan ta opptil 10år eller mer før man kan observere effektene av reguleringer (Näslund et al. 2005).

Med bakgrunn i den fisken som ble merket i Femund-/Trysilvassdraget i perioden 1999-2003 ble det skrevet en rapport i 2004 om vandringsmønster og tilvekst hos harr og ørret i Femund-/Trysilvassdraget (Kjøsnes et al. 2004). Over 90 % av harren som ble merket i dette prosjektet ble gjenfanget innenfor en avstand fra merkestedet på ± 10 km, og dermed ser det ut til at den er forholdsvis stasjonær (Kjøsnes et al. 2004).

Målet med denne studien er å undersøke utviklingen i fisket i Gjerfloen fluefiskesone fra sona ble etablert i 2000 og fram til 2015. Ved bruk av merke-gjenfangstanalyser vil jeg estimere overlevelse og fangstsannsynlighet, og teste om disse er tetthetsavhengige og/eller påvirket av abiotiske forhold som temperatur og vannføring. Jeg vil også teste om innføringen av maksimalmål i 2008 kan ha påvirket størrelsesfordelingen i bestanden, og teste om vandringsmønsteret til harren samsvarer med det som har blitt funnet i tidligere studier, og hvilke faktorer som påvirker vandringen.

2. Materialer og metode

2.1 Studieområde

2.1.1 Femund-/Trysilvassdraget

Femund-/Trysilvassdraget er det nest største vassdraget i Hedmark fylke (Qvenild & Nashoug 1998) og ligger i både Norge og Sverige. Det totale nedbørsfeltet til vassdraget er ca. 50 000 km², hvorav kun ca. 10 % (5212 km²) ligger i Norge (Qvenild & Nashoug 1998). På norsk side ligger Femund-/Trysil vassdraget i kommunene Røros, Os, Tolga, Engerdal, Rendalen og Trysil. En liten del av vassdraget ligger også i Sør-Trøndelag fylke (Qvenild & Nashoug 1998). På svensk side ligger vassdraget i Jämtland, Dalarna og Värmlands län.

2.1.2 Trysilelva

Trysilelva (61°15'N og 12°19'Ø) er hovedelva i Femund-/Trysilvassdraget, og er omtrent 130 km lang (Anon 2004). Elva har sitt utspring fra Femunden, den renner gjennom kommunene Engerdal og Trysil før den ender i Lutnes, som ligger helt ved svenskegrensa (Anon 2004). På svensk side heter elva Klarälven, og renner gjennom Sverige til Karlstad hvor den renner ut i Väneren. I Trysilelva er det to kraftverk på norsk side: Sagnfossen og Lutufallet. Sagnfossen ligger omtrent 4 km ovenfor Plassen (Figur 1), mens Lutufallet ligger like ved svenskegrensen, ca. 10 kilometer sør for Plassen (Anon 2004).

I Trysilelva ligger det to soner for fluefiske; Vestsjøberget Fluefiske og Gjerfloen fluefiskesone (se Vedlegg 1), og disse to sonene har egne fiskeregler. Fiskereglene ellers i Trysilelva i korte trekk er som følgende: Ovenfor Vestsjøberget er det minstemål for harr og ørret på 25 cm, i området mellom Vestsjøberget og Gjerfloen og nedenfor Gjerfloen er det maksimalmål for harr på 35 cm og 30 cm for ørret. Se hhv Vedlegg 2 og 3 for flere detaljer om fiskereglene i Trysilelva og de to sonene, og en tidslinje som viser hvilke regler som har vært og er gjeldende for Trysilelva, Vestsjøberget og Gjerfloen.



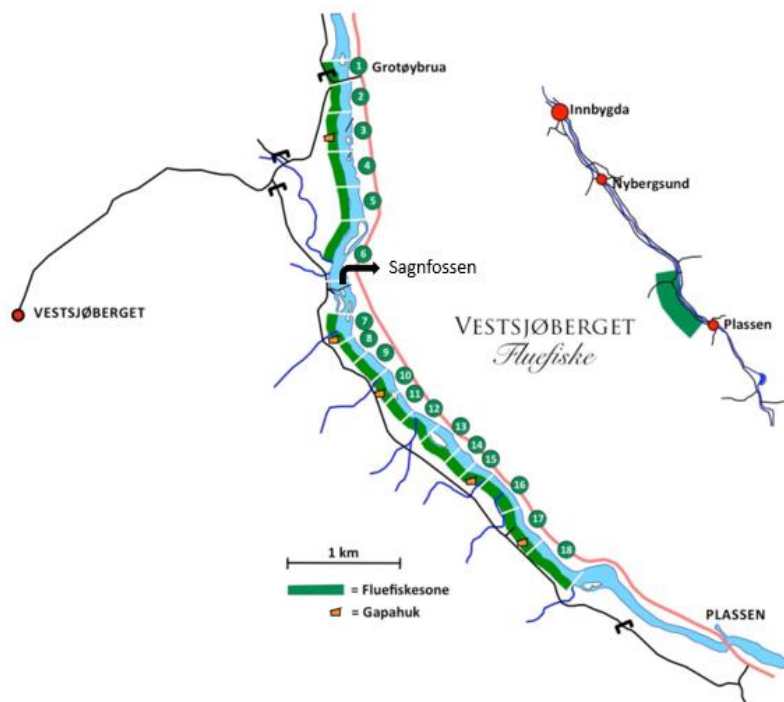
Figur 1. Kart over Trysilelva fra Innbygda til Lutnes (A), og over Gjerfloen fluefiskesone (B). Kartet er hentet fra <https://kilden.nibio.no> (Kilden NIBIO 2016) og bearbejdet i ArcGis.

2.1.3 Gjerfloen fluefiskesone

Gjerfloen fluefiskesone (61° 8'N og 12° 30'Ø) ligger ved Plassen, omtrent 10 km fra svenskegrensa (Museth et al. 2010). Fluefiskesona begynner like nedenfor Plassen og går omtrent 2,5 km nedover elva på vestsiden (Figur 1). På østsiden går sona ned til Grønosholmen ved Grønset (4,5 km), og sona er totalt 7 km lang. Det er Snorre Grønnæss som eier og driver Gjerfloen fluefiskesone. Denne elvestrekningen består av stilleflytende partier avbrutt av fossnakker og stryk (Gjerfloen fluefiskesone Udatert). Elvas bredde varierer fra 50-80 m, og det meste av strandlinjen er vadbar ved normal sommervannstand (Gjerfloen fluefiskesone Udatert). Innenfor sona er det maksimalmål på 38 cm og det er baglimit på én fisk pr. dag (Se Vedlegg 2 og 3). I denne delen av Femund-/Trysilvasdraget finnes disse fiskeartene: Ørret, harr, gjedde (*Esox lucius*), sik (*Coregonus lavaretus*), abbor (*Perca fluviatilis*), lake (*Lota lota*), ørekyte (*Phoxinus phoxinus*) og steinsmett (*Cottus poecilopus*) (Museth et al. 2010).

2.1.4 Vestsjøberget Fluefiske

Vestsjøberget Fluefiske (61° 09'N og 12° 26'Ø) drives av Anders Nyhuus, og er en strekning på 5,5 km som ligger ved Trysilelvas vestside, fra Grotøya i nord til Trollstjernbekken i sør, bare avbrutt av fredningssonen rundt Sagnfossen Kraftverk (pers medd. Anders Nyhuus 13.02.17). Vestsjøberget Fluefiske ligger omtrent 1,6 km ovenfor Gjerfloen fluefiskesone (se Vedlegg 1). I dette området er harr den dominerende fiskearten, med innslag av ørret. Minstemål for harr og ørret er 35 cm, maksimalmål for harr og ørret er 38 cm og det er baglimit på én harr eller ørret pr. fiskende person pr. døgn (pers medd. Anders Nyhuus, 13.02.17).



Figur 2. Kart over Vestsjøberget Fluefiske. Kartet er hentet fra Fishspot sin hjemmeside om Vestsjøberget fluefiske (Vestsjøberget udatert).

2.2 Studieart

Harr er en laksefisk som er tilpasset et liv i rennende vann, men den kan også leve i innsjøer (Northcote 1995). Harr foretrekker rennende vann for å gyte, så individer som lever i rolige partier av ei elv vandrer til områder av elva hvor det er sterkere strøm, eller til sideelver med sterkere strøm når gytetiden nærmer seg (Northcote 1995). Harr som lever i innsjøer vandrer til ei elv eller en bekk for å gyte (Northcote 1995), men den kan også bruke områder i innsjøer som har strømminger (Haugen 2000).

Kjønnsmodning er vanlig ved 5-6 års alder, men det er store regionale forskjeller for når harren blir kjønnsmoden, og det har sammenheng med blant annet vekstrate (Northcote 1995). Når harren først har blitt kjønnsmoden kan den gyte hvert år (Northcote 1995). Harr gyter på relativt grunt vann hvor bunnen er dekket av grus, og det er moderat til rask vannhastighet (Fabricius & Gustafson 1955; Gönczi 1989; Nykänen & Huusko 2002). Harren gyter om våren, i motsetning til om høsten, som er vanligst hos andre laksefisker (Haddeland et al. 2015; Haugen & Vøllestad 2000). Den gyter vanligvis fra mars-april til juni ved temperaturer fra 4-7 °C (Northcote 1995). Hannene vandrer til gyteområdene kort tid etter at isen har gått,

gjærne ved temperaturer rundt 4 °C (Northcote 1995). Harr skiller seg ogs a fra andre laksefisker ved at hannen danner territorium i gytetiden, som den forsvarer med aggressiv oppførsel (Fabricius & Gustafson 1955; Northcote 1995). Både hanner og hunner viser aggressiv oppførsel hele året, men i gytetiden blir hannene enda mer aggressive, og angriper de som kommer inn på territoriet deres, både hanner og hunner (Fabricius & Gustafson 1955). Når de kjønnsmodne hunnene er klare for å gyte oppsøker de hannenes territorier (Haddeland et al. 2015). De får bare lov til å oppholde seg i territoriet akkurat idet gytingen foregår, og jages ut av territoriet n r gytingen er overstått (Fabricius & Gustafson 1955). Andre laksefisker, som laks, ørret og røye holder sammen som et par mens gytingen foregår, men harr kan ofte være promisku se (Fabricius & Gustafson 1955). Både hanner og hunner kan gyte med flere partnere i løpet av gytetiden (Fabricius & Gustafson 1955).

Under gytingen presses hunnens kjønnsåpning langt ned i grusen av at hannen krysser sporden over hunnens sporde samtidig som han presser hunnen ned ved å lene seg over hunnen med den store ryggfinnen. Rognen legges omtrent 4 cm ned i grusen (Fabricius & Gustafson 1955). Eggene klekker etter 130-140 døgngrader (døgngrader er definert som antall dager multiplisert med gjennomsnittstemperaturen i den perioden), og plommesekk-ungelen forblir begravd i grusen til plommesekken er nesten eller helt resorbert (omtrent 130 døgngrader) (Haugen & Vøllestad 2000).

Etter at plommesekken er resorbert vandrer yngelen opp av grusen, da er de omtrent 15 mm lange. Etter de har vandret opp av grusen på forsommeren begynner de å lete etter mat n r vannoverflaten, i d dsonene langs elvebredden (Nykänen & Huusko 2003; Scott 1985; Sempeski & Gaudin 1995). Når de oppholder seg i vannoverflaten spiser de i hovedsak invertebrater som kommer drivende, og det er larver og pupper av fj rmygg (Chironomidae) som utgjør det meste av dietten (Scott 1985; Sempeski et al. 1995).

Det er litt varierende resultater på hva slags habitater yngel og voksen harr foretrekker om sommeren, men det ser ut til at disse livsstadiene foretrekker områder i hovedkanalen med høy vannhastighet (Greenberg et al. 1996; Mallet et al. 2000; Nykänen et al. 2001; Sempeski & Gaudin 1995). Dette i motsetning til den nyklekkede yngelen som foretrekker lav vannhastighet langs elvebredden. Når yngelen er omtrent 20-25 mm, forflytter den seg fra d dsonene langs elvebredden, til en mer bentisk posisjon i overgangssonen mellom stilleflytende områder og strømmen i hovedkanalen (Nykänen & Huusko 2003; Sagnes et al. 1997). Når yngelen er omtrent 35 mm oppholder de seg i nærheten av, eller i hovedkanalen

(Nykänen & Huusko 2003), og når de har blitt større enn 60 mm oppholder de seg i hovedsak i hovedkanalen (Sagnes et al. 1997). Eldre harr oppholder seg i hovedsak i den bentiske sonen (Scott 1985), hvor den spiser de nymfer av steinfluer (Plecoptera) og døgnfluer (Ephemeroptera) (Northcote 1995). Eldre harr har en mer fleksibel diett enn yngre harr (Scott 1985), og de kan også spise terrestriske insekter, bløtdyr og småfisk (Northcote 1995).

Habitatpreferansen hos voksen harr varierer tydelig mellom sommer og høst/vinter (Nykänen et al. 2001; Nykänen et al. 2004). Om sommeren er det typisk å finne harr i områder med høy vannhastighet og grove substrater, men de kan også oppholde seg i områder hvor det er lavere vannhastighet og finere substrat (Greenberg et al. 1996; Mallet et al. 2000; Nykänen et al. 2001). Harr er en «drift-feeding» fisk, og da er det optimalt å oppholde seg i sterk strøm om sommeren, for der kommer det mye mat drivende (Dyk 1984; Nykänen et al. 2001). Om høsten forflytter harren seg til områder av elva hvor det dypere, lavere vannhastighet og finere substrat enn der den oppholder seg om sommeren (Nykänen et al. 2001; Nykänen et al. 2004). Grunnen til det kan være at om vinteren er driften av invertebrater på et minimum (Brittain & Eikeland 1988), og da koster det for mye energi å oppholde seg i den sterke strømmen. Is kan også skape problemer for fisken om vinteren (Nykänen et al. 2001). I dypere områder er fisken beskyttet mot både is og predatorer, det er mindre strøm (som krever mindre energi) og det er tilgang på mat (Cunjak 1996).

Tilgang og fordeling av passende vinterhabitater er med på å avgjøre hvor langt fisken må vandre for å finne passende habitat (Clapp et al. 1990; Jakober et al. 1998). Det er nødvendig med en god blanding av habitater for at det skal være mulig for fisken å finne et egnet vinterhabitat (Jakober et al. 1998). I følge studien til Nykänen et al. (2004) vandret harren 0,7-1,6 km opp- eller nedstrøms elva Kuusinkijoki i Finland for å komme til passende vinterhabitat, mens i studien til Nykänen et al. (2001) vandret harren 0-14 km opp- eller nedstrøms i elva Kemijoki, en stor subarktisk elv i Finland.

2.3 Innsamling av data

2.3.1 Antall merket fisk

Dataene som er benyttet i denne oppgaven stammer fra et stort prosjekt som foregikk fra 1999-2003, som gikk ut å studere vandringsmønster hos harr og ørret i Femund-/Trysilvassdraget. For å kunne studere vandring ble det merket et stort antall harr og ørret

(Kjøsnes et al. 2004). Merkingen ble gjennomført i regi av Fylkesmannen i Hedmark i samarbeid med Hedmark Energi AS, nå Eidsiva Energi Vannkraft AS (Kjøsnes et al. 2004). Dette er siden supplert med merkinger av harr i Gjerfloen fluefiskesone i nedre deler av vassdraget (Museth et al. 2010). Det ble gjennomført ytterligere merkinger i Gjerfloen fluefiskesone i 2012. Merkeprosjektet var administrert av fiskeforvalter Tore Qvenild, Fylkesmannen i Hedmark. Oversikt over solgte fiskekort i Gjerfloen fluefiskesone har jeg fått av Snorre Grønnæss (pers medd. 20.09.16). Jeg har også fått oversikt over solgte fiskekort i Trysilelva fra Dag Arne Berget (pers medd. 05.12.16) som er daglig leder i Trysil Fellesforening for jakt og fiske. Informasjon om Vestsjøberget Fluefiske har jeg fått fra Anders Nyhuus (pers medd. 13.02.17).

Det ble totalt merket 4167 harr i Femund-/Trysilvassdraget i 1999-2003 perioden (Kjøsnes et al. 2004). Ut fra de dataene jeg har fått tilsendt, ble 1313 harr merket i området fra Plassen (oppstrøms brua) til svenskegrensa i løpet av denne perioden (Tabell 1). I tillegg merket Snorre Grønnæss 421 harr innenfor fluefiskesonen i 2005 (Museth et al. 2010). Det ble også merket 396 harr innenfor sona i 2012. Totalt har det blitt merket 2130 harr fra 1999-2015 på strekningen som i hovedsak disponeres av Gjerfloen fluefiskesone (Tabell 1). I tillegg til det som ble merket i perioden 1999-2003, ble det merket fisk ovenfor sona i 2004, 2005, 2006, 2007, 2008 og 2009, til sammen 208 fisk (Tabell 2). Med ovenfor sona menes fra Plassen og oppover elva til Sagnfossen. Nedenfor sona har det kun blitt merket fisk i 1999 og 2000. Med nedenfor sona menes nedenfor Grønset og til svenskegrensa.

Tabell 1. Antall harr som er merket ovenfor, innenfor og nedenfor Gjerfloen fluefiskesone fra 1999-2012.

	Ovenfor sona	Innenfor sona	Nedenfor sona	
År	Ant. Merket fisk	Ant. Merket fisk	Ant. Merket fisk	Totalt
1999	285	408	62	755
2000	77	15	4	96
2001	471	861	0	1332
2002	102	29	0	131
2003	112	0	0	112
2004	65	0	0	65
2005	87	421	0	508
2006	32	0	0	32
2007	14	0	0	14
2008	5	0	0	5
2009	5	0	0	5
2010	0	0	0	0
2011	0	0	0	0
2012	0	396	0	396
Totalt	1255	2130	66	3451

I datasettet som har blitt benyttet til analysene er det kun tatt med fisk som er merket i Sagnfossen, strekningen fra Sagnfossen og ned til sona, selve sona, og nedenfor sona og til Lutnes. Det har blitt merket fisk også ovenfor Sagnfossen, helt opp til Engerdal, men jeg har valgt å begrense det til fisk som er merket på strekningen fra Sagnfossen og til svenskegrensa.

2.3.2 Merking av fisk

De fiskene som ble merket i prosjektet fra 1999-2003 ble i all hovedsak fisket med stang (flue og mark), men en del ble også fanget i felle i fisketrappa i Sagnfossen, og etter 2002 ble det kun merket fisk i fisketrappa (Kjøsnes et al. 2004). De fiskene som ble merket av Snorre Grønnæss i 2005 og 2012 ble fisket med stang og mark.

Ved merking ble fiskens totallengde målt, og de ble merket med Floy-merker (T-anchor floy-tags fra Floy Tag & Manufacturing Inc i Seattle, USA). Fiskens totallengde ble målt ved å

legge den i en takrenne hvor det er festet et målebånd i bunnen (se Figur 3). Ved å ha litt vann i enden av takrenna, der hvor fiskens hode ligger, holder den seg relativt rolig slik at det er lett å lese av lengden. Fisken merkes ved å bruke en merkepistol, også den fra Floy Tag & Manufacturing Inc i Seattle, USA. Merkene festes ved basis av ryggfinner (se Figur 4), mellom to finnestråler. Etter merking ble fisken satt ut på samme sted som den ble fanget.



Figur 3. Fiskens total lengde blir målt i en takrenne med et målebånd i bunnen. Foto: Snorre Grønnæss



Figur 4. En harr er ferdig merket og klar til å slippes ut igjen. Foto: Snorre Grønnæss.

Noen fisker har fått merkene klippet av ved gjenfangst (Se Vedlegg 4 for hvilke individer det gjelder), og dermed vil det ikke lenger kunne registreres gjenfangster på disse fiskene. Det er mulig at det er flere fisker som har fått merkene klippet av enn de som står i Vedlegg 4, da det ikke er sikkert at alle fiskere har rapportert at de har klippet av merket.

2.3.3 Miljødata (vannføring og lufttemperatur)

Data om vannføring har jeg fått tilsendt fra HYDRA-II-databasen til Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE) (NVE 2016). Vannføringen er målt i Nybergsund i perioden 01.01.1999 til 31.12.2015. Som Figur 5 viser, er vannføringen veldig variabel gjennom året. Den er størst i mai-juni, og dette skyldes snøsmelting. Vannføringen er naturlig nok lavest i vintermånedene januar og februar. Gjennomsnittlig vannføring for hele året i hele måleperioden er $73,3 \pm 57,8 \text{ m}^3/\text{s}$. Gjennomsnittlig vannføring for juni, juli, august og september i hele perioden (1999-2015) er $93 \pm 39,6 \text{ m}^3/\text{s}$.

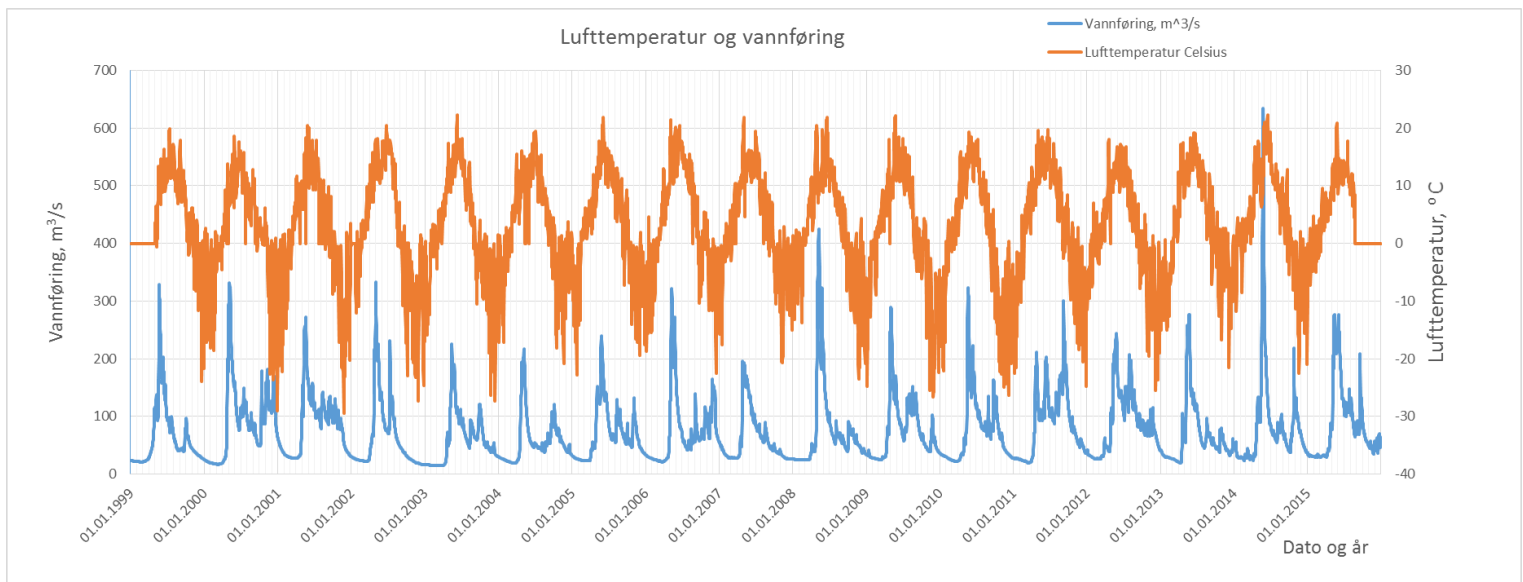
Data om blant lufttemperatur er hentet fra «Klima», som er klimadatabasen til Meteorologisk Institutt (Meteorologisk Institutt 2016). Det ble hentet data om lufttemperatur fra Trysil Vegstasjon, se Tabell 2. Gjennomsnittlig temperatur for juni, juli, august og september i hele

perioden er $12,3 \pm 0,8$ °C. Gjennomsnittlig temperatur for desember, januar, februar og mars i hele perioden er $-6,8 \pm 2,0$ °C.

Jeg har sett på samlet gjennomsnittstemperatur for juni, juli, august og september, og samlet gjennomsnittstemperatur for desember, januar, februar og mars. Det ble delt inn slik for å kunne se på sammenhenger med overlevelse.

Tabell 2. Geografiske data om Trysil vegstasjon hvor data om lufttemperaturene er hentet fra.

Stasjonsnr.	Navn	I drift fra	Hoh	Breddegrad	Lengdegrad
180	Trysil vegstasjon	Nov 1993	360	61,294	12,272



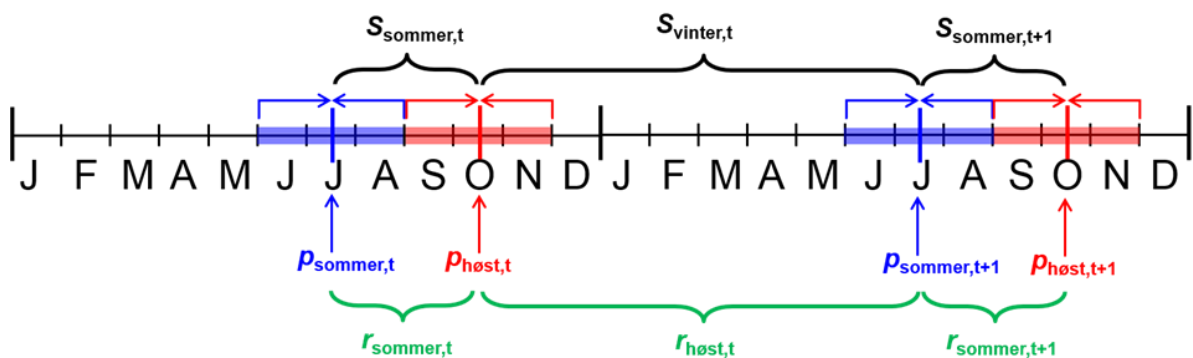
Figur 5. Diagram av døgnmiddelverdi av lufttemperatur fra Trysil vegstasjon i perioden 01.05.1999 til 01.10.2015 (oransje linje), og daglig vannføring (blå linje) i Trysilelva ved Nybergsund kl.12:00, i perioden 01.01.1999 til 31.12.2015. Data fra Meteorologisk Institutt (2016) og fra NVE (2016).

2.4 Kvantitative analyser

2.4.1 Fangst-merke-gjenfangstanalyser

Merke-gjenfangstanalyser tar i bruk multinominelle statistiske verktøy for estimering av viktige demografiske rater som overlevelse og fangstdødelighet, basert på data der en ikke har fullstendig oversikt over hvor den merkede fisken er til enhver tid og i hvilken tilstand den er. Dette gjøres ved å estimere parametere som gjenfangstsannsynlighet og stedstilknytning («site fidelity»), og gjennom disse estimatene kan man henholdsvis skille observasjons- og emmigrasjonsrelaterte prosesser fra dødelighetsrelaterte prosesser (Lebreton et al. 1992).

Da merke-gjenfangstanalyser er basert på overlevelse mellom kortere perioder for gjenfangster (fangstrunder) ble dataene diskretisert i en sommerfangstrunde og en høstfangstrunde for hvert år (Figur 6). Sommerrunden omfattet data fra juni-august, og høststrunden omfattet (gjen)fangster etter august. I alt ble det 34 slike fangstrunder for datasettet.

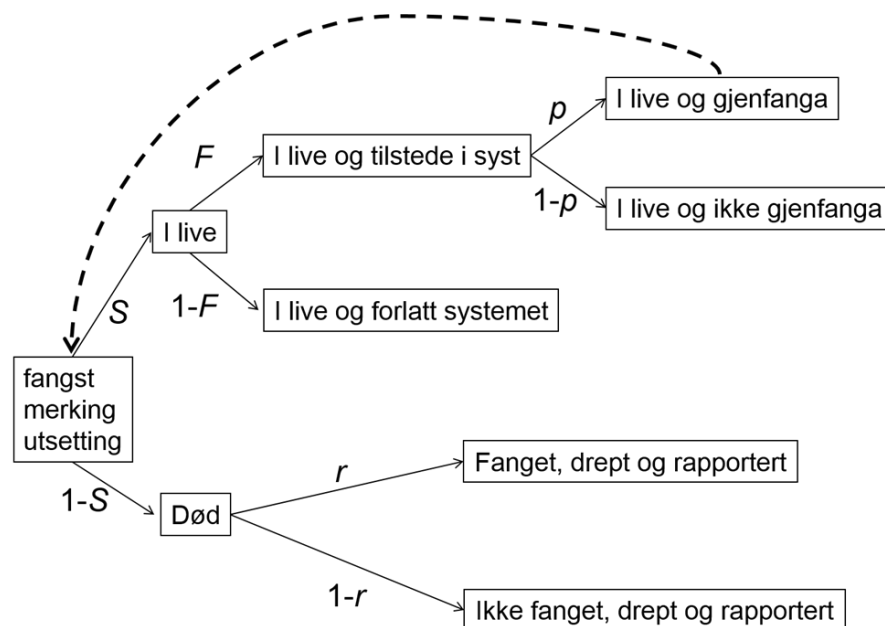


Figur 6. Diskretisering og parameterisering av merke-gjenfangstdata av harr samlet inn i Trysilelva for perioden 1999 til 2015. S = overlevelse, p =gjenfangstsannsynlighet for individer som settes tilbake, og r = fangst- og rapporteringssannsynlighet for individer som beholdes.

I og med at denne studien inneholdt både gjenfangstdata som ble drept og gjenutsatt ble det valgt en kombinasjonsanalyse med parameterisering i henhold til en såkalt Burnham-modell (Burnham 1993). Burnham parameteriseringen tar i bruk både informasjon fra de levende gjenfangstene (dvs. fra fisk som fanges og settes tilbake igjen) og de døde gjenfangstene (dvs. som ikke settes ut igjen) fra sportsfiskerne (Figur 7). Denne parameteriseringen åpner for robust estimering av overlevelsessannsynlighet (S) og separerer til en viss grad ut fangstdødeligheten (dvs. bidraget fra sportsfisket til dødeligheten). Å separere ut

fangstdødeligheten er bare til en viss grad, da man ikke klarer å skille ut rapporteringsraten fra sportsfiskerne fra dødelighetsraten. Denne kalles for r , og er produktet mellom fangstdødelighet og rapporteringsrate. Dersom alle rapporterer tilbake fangst av merket fisk vil r være lik fangstdødeligheten. Rapporteringsraten er ikke kjent for denne studien, men Linløkken (1989) har estimert at rapporteringsraten i en tilsvarende studie i Glomma lå mellom 47 og 64 % i perioden 1985 til 1987. Dersom dette gjelder for Trysilelva betyr det at de estimerte r -verdiene en får ut fra denne undersøkelsen sannsynligvis bør dobles for å få et reelt estimat på fangstdødelighet. I tillegg til S og r , estimeres gjenfangstsannsynligheten (p) samt stedstilknytningen, F . Stedstilknytningen estimeres for hver gjenfangstomgang, og de andre parameterne betinges til denne. For eksempel vil overlevelsen fra 15. juli 1999 til 15. oktober 1999 være betinget av at fisken var i systemet 15. juli 1999.

Det ble tilpasset en rekke modeller for F , men alle ga enten estimater som var svært nær 1 eller 1. Jeg valgte derfor å fikserer denne parameteren til 1 i alle modellene som er presentert i resultatene.



Figur 7. Skjebnediagram for harr merket, sluppet og gjenfanget i Trysilelva i 1999-2015-perioden.

For å kunne analysere gjenfangstdataene ble individuelle fangsthistorier generert som såkalte LD-tekststrenger. Disse tekststrengene består av parvise 0- og 1-tall, der det første tallet i disse tallparene angir om fisken ble gjenfanget og satt ut igjen i live i løpet av en fangstrunde

mens det andre tallet angir om fisken ble gjenfanget og drept i perioden som fulgte etter denne fangstrunden. For eksempel vil en LD-fangsthistorie som denne: 00 10 00 10 11 00 00 bety at fisken ble merket i andre fangstrunde, den ble ikke gjenfanget i tredje fangstrunde, den ble gjenfanget og satt tilbake i fjerde og femte fangstrunde og fanget og drept i perioden mellom femte og sjette fangstrunde. Fisken ble derfor ikke sett etter femte fangstrunde (derfor bare 0-er etter dette).

De ulike parameterne ble estimert ved bruk av programvaren MARK og ved hjelp av maximum-likelihood-metodikk (White & Burnham 1999) Alle de fire parametertypene kan i teorien gjøres avhengige av ulike modellstrukturer, der for eksempel overlevelse kan variere i tid, eller være konstant over tid. Parameterne kan være avhengig av både miljøvariabler (f.eks. vanntemperatur, vannføring, fisketetthet osv.) og individvariabler (f.eks. størrelse). I tillegg kan man modellere gruppeeffekter for de ulike parameterne. I denne studien ble blant annet effekten av å bli merket og satt ut i, ovenfor eller nedenfor Gjerfloen fluefiskesone tilpasset. Ved tilpasning av ulike modellstrukturer som ble utformet for å teste støtten for ulike hypoteser ble modellen med størst støtte i dataene valgt ut fra Akaiikes informasjonskriterium (AIC, (Akaike 1974)).

2.4.2 Andre statistiske analyser

For statistiske analyser av responsene vandringsavstander og individstørrelse ble programvaren R brukt (R Development Core Team 2015).

Vandringsavstand ble analysert ved vanlige lineære modeller der vandringsavstanden ble $\ln(x+1)$ -transformert for å homogenisere variansen. En rekke kandidatmodeller for hva som har effekt på vandringsavstand ble tilpasset og modellseleksjon ble basert på AICc (Anderson 2008).

For å teste om størrelsesfordeling hos den merkede harren i Gjerfloen fluefiskesone og i områdene rundt har endret seg over tid ble anova brukt, med en oppfølgende Tukey post-hoc test for å kontrastere hvilke år som skilte seg signifikant fra hverandre i forhold til størrelsesfordeling.

3. Resultater

3.1 Fangst-merke-gjenfangst analyser

Av de 2130 fisk som ble merket i perioden 1999-2012 (Tabell 2) har 518 fisk blitt gjenfanget minst én gang, og fem fisk har blitt gjenfanget hele fire ganger (Tabell 3). I hele perioden er det 96 fisk som er rapportert drept.

Tabell 3. Oversikt over antall fisk som er gjenfanget og drept i Gjerfloen fluefiskesone fra 1999-2015. 518 fisk er gjenfanget minst en gang, 86 fisk er gjenfanget minst to ganger, osv. 96 fisk er rapportert drept i denne perioden.

Ant. Gjenfangster	1 gang	2 ganger	3 ganger	4 ganger	Ant. drepte
Antall fisk	518	86	19	5	96

Den utvalgte CMR modellen (modell 1, Tabell 4) ble en ganske komplisert modell med 36 estimerte parametere. De ti CMR modellene med mest AIC-støtte er vist i Tabell 4, og parameter-estimatene til den utvalgte modellen er framstilt i Tabell 5. Modellen differensierer mellom overlevelse (S), gjenfangstsannsynlighet (p), fangst- og rapporteringsannsynlighet (r) og sannsynlighet for å være i området («site fidelity») (F) for sommer og høst i de tre ulike sonene. På grunn av lite data fra området nedenfor Gjerfloen fluefiskesone ble samtlige parametere for denne sona satt til å være konstante. Uansett hvilke modeller som ble tilpasset var det problemer med å estimere parameterne for F, og dermed ble F fiksert til 1 for alle de tre sonene.

Modell 1 i Tabell 4 har noe bedre støtte enn modell 2. Differansen i AIC-verdiene mellom modell 1 og modell 2 er 1,9096. Differansen mellom modell 1 og modell 3 er 3,7023, mens mellom modell 1 og 10 er differansen 14,2607. Modellstrukturen for overlevelse (S) er identisk for alle de ti modellene. Detaljer rundt hva den mest støtta modellen estimerer kommer i form av prediksjonsplott, og disse prediksjonsplottene er Figur 8 til 14.

Tabell 4. AIC tabell for de ti CMR modellene med best støtte. K=antall estimerte parametere, Model Lik = Model likelihood. S=overlevelse, p=gjenfangstsannsynlighet, r=fangst- og rapporteringsannsynlighet, F=sannsynlighet for å holde seg i området. Ses=sesong, H=høst, L=lengde, L²=Lengde², VF=vannføring, I=innenfor sona, O=ovenfor sona, N=nedenfor sona, 1=Parameter fiksert til 1. Notasjonen (.) betyr at parameteren er konstant.

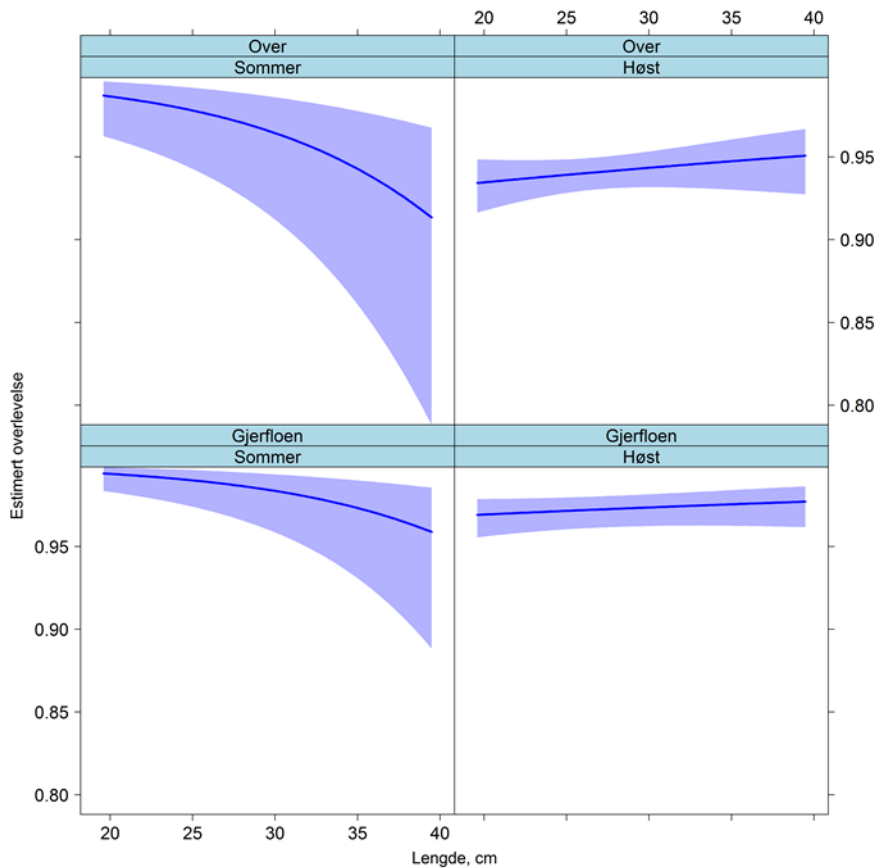
	Modellstruktur	AICc	ΔAICc	AICc-vekt	Model Lik	K	Deviance
1	{S[sone+ses*L*VF*CPUE,N(.)]p[sone+ses*L(I)+ses*(L*L ² H,O)*VF*innsats(I)CPUE(I),N(.)]r[sone+ses*VF*CPUE,N(.)]F[1]}	5985,9297	0	0,63141	1,000	36	5913,2496
2	{S[sone+ses*L*VF*CPUE,N(.)]p[sone+ses*L+(L*L ² H,O)*VF*innsats(I)CPUE(I),N(.)]r[sone+ses*VF*CPUE,N(.)]F[1]}	5987,8393	1,9096	0,24302	0,3849	37	5913,1212
3	{S[sone*ses*L*VF*CPUE,N(.)]p[sone+ses*L(I)+ses*(L*L ² H,O)*VF*innsats(I)CPUE(I),N(.)]r[sone+ses*VF*CPUE,N(.)]F[1]}	5989,6320	3,7023	0,09917	0,1571	38	5912,8749
4	{S[sone+ses*L*VF*CPUE,N(.)]p[sone+ses*L*L ² *VF*innsats(I)CPUE(i),N(.)]r[sone+ses*VF*CPUE,N(.)]F[1]}	5992,7975	6,8678	0,02037	0,0323	40	5911,9593
5	{S[sone+ses*L*VF*CPUE,N(.)]p[sone+ses*L*VF*innsats(I)CPUE(I),N(.)]r[sone+ses*VF*CPUE,N(.)]F[1]}	5997,6686	11,7389	0,00178	0,0028	36	5924,9885
6	{S[sone+ses*L*VF*CPUE,N(.)]p[sone+ses*L*VF*innsats(I)CPUE(I),N(.)]r[sone+ses*L*VF*CPUE,N(.)]F[1]}	5999,4403	13,5106	0,00074	0,0012	38	5922,6832
7	{S[sone+ses*L*VF*CPUE,N(.)]p[sone+ses*L*VF*innsats(I)CPUE(I),N(.)]r[sone+ses*L*L ² *VF*CPUE,N(.)]F[1]}	5999,4520	13,5223	0,00073	0,0012	39	5920,6549
8	{S[sone+ses*L*VF*CPUE,N(.)]p[sone+ses*L*VF*innsats(I)CPUE(I),N(.)]r[sone+ses*VF*L ² Sommer)*CPUE(sommer),N(.)]F[1]}	5999,5389	13,6092	0,00070	0,0011	36	5926,8588
9	{S[sone+ses*L*VF*CPUE,N(.)]p[sone+ses*L*VF*innsats(I)CPUE(I),N(.)]r[sone+ses+sone*L*L ² *VF*CPUE,N(.)]F[1]}	5999,7874	13,8577	0,00062	0,0010	42	5914,8639
10	{S[sone+ses*L*VF*CPUE,N(.)]p[sone+ses*L*VF*innsats(I)CPUE(I),N(.)]r[sone+ses+sone*L*L ² (O)*VF*CPUE,N(.)]F[1]}	6000,1904	14,2607	0,00051	0,0008	41	5917,3100

Tabell 5. Beta estimater (logit skala) for den CMR modellen med mest støtte, (modell 1 i Tabell 4).
 SO=sommer, HØ=høst, I=Innenfor sona, O=ovenfor sona, N=nedenfor sona, SE=standardfeil,
 LCL=nedre 95 % konfidensintervall, UCL=øvre 95 % konfidensintervall.

Parameter	Effekt(sona)[sesong]	Estimat	SE	LCL	UCL
S	Intercept(I)[SO]	4,136	0,485	3,186	5,086
"	Sone(O)	-0,791	0,168	-1,119	-0,462
"	Sesong[SO]	-0,538	0,563	-1,641	0,565
"	Lengde[SO]	-0,495	0,118	-0,726	-0,263
"	Lengde[HØ]	0,077	0,0726	-0,066	0,219
"	Vannføring[SO]	-0,190	0,284	-0,747	0,366
"	Vannføring[HØ]	-0,021	0,107	-0,231	0,188
"	CPUE(I)[SO]	-1,949	0,366	-2,667	-1,232
"	CPUE(I)[HØ]	-0,512	0,177	-0,859	-0,164
"	Konstant(N)	2,614	1,014	0,627	4,600
p	Intercept(I)[HØ]	-3,327	0,153	-3,626	-3,0279
"	Sone(O)	0,512	0,211	0,099	0,925
"	Sesong(O)[HØ]	-1,252	0,211	-1,665	-0,839
"	Lengde(I)[SO]	3,974	1,337	1,354	6,593
"	Lengde ² (I)[SO]	-4,061	1,364	-6,735	-1,387
"	Vannføring[SO]	-0,487	0,095	-0,674	-0,300
"	Vannføring[HØ]	0,909	0,160	0,595	1,223
"	Sesong(I)[HØ]	0,122	0,178	-0,226	0,469
"	Lengde(I)[SO]	0,224	0,088	0,051	0,396
"	Lengde(I)[HØ]	0,353	0,123	0,112	0,595
"	Vannføring(I)[SO]	-0,417	0,120	-0,653	-0,181
"	Vannføring(I)[HØ]	0,824	0,135	0,558	1,089
"	Innsats(I)[SO]	0,245	0,103	0,044	0,447
"	Innsats(I)[HØ]	0,037	0,141	-0,239	0,315
"	CPUE(I)[SO]	0,377	0,111	0,159	0,594
"	CPUE(I)[HØ]	-0,049	0,129	-0,302	0,203
"	Konstant(N)	-4,977	1,427	-7,775	-2,179
r	Intercept(I)[HØ]	-2,186	0,728	-3,613	-0,759
"	Sone(O)	0,827	0,473	-0,100	1,755
"	Sesong[HØ]	-3,883	0,765	-5,383	-2,383
"	Vannføring(Alle)[SO]	-0,656	0,456	-1,549	0,237
"	Vannføring(Alle)[HØ]	-0,325	0,322	-0,957	0,307
"	Innsats(I)[SO]	-0,879	0,287	-1,443	-0,317
"	Innsats(I)[HØ]	-0,335	0,712	-1,731	1,061
"	CPUE(I)[SO]	-1,799	0,637	-3,049	-0,550
"	CPUE(I)[HØ]	-1,558	1,219	-3,947	0,830
"	Konstant(N)	-17,491	713,960	-1416,853	1381,872
F	Fiksert til 1(Alle)				

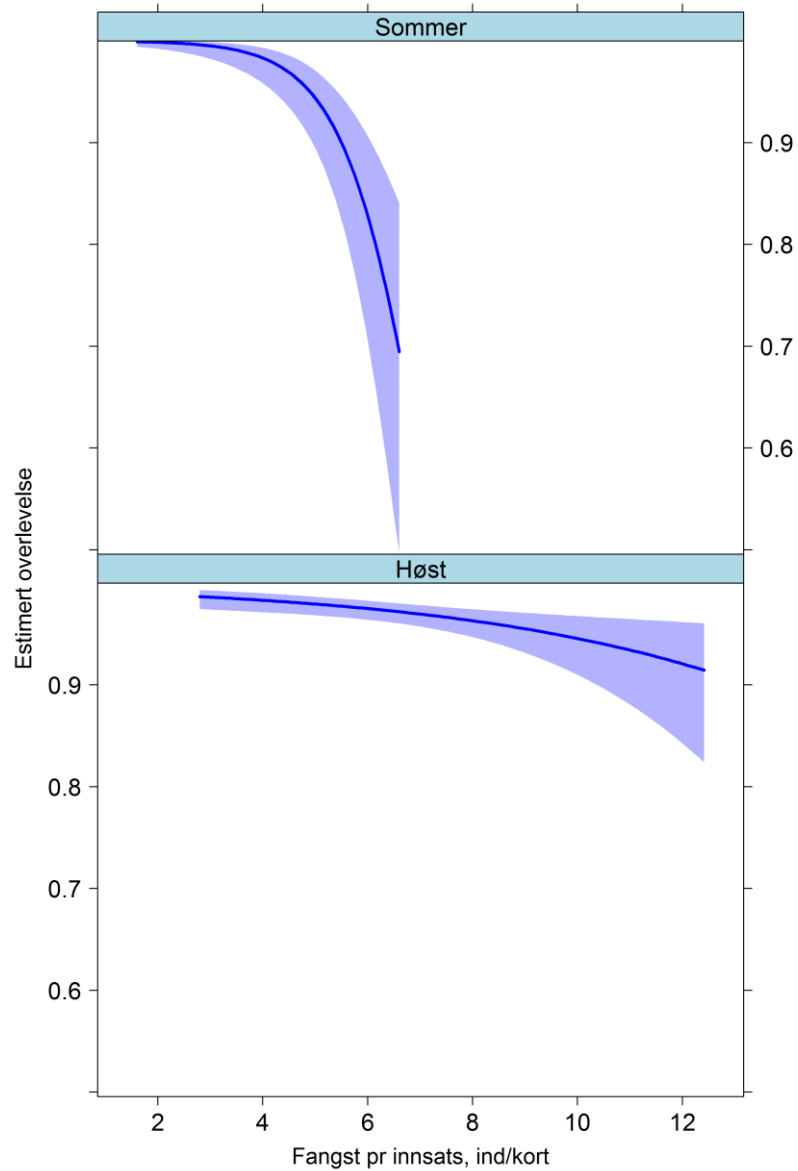
3.1.1. Overlevelse (S)

Om sommeren estimerte den mest støtta modellen at lengde har en negativ effekt på overlevelse, dvs. at overlevelsen går ned når størrelsen øker (Figur 8), men usikkerheten er også størst for de største lengdene. Om høsten er ikke overlevelsen størrelsesavhengig, da lengden har ingen eller svært svak positiv effekt på overlevelsen.



Figur 8. Estimert månedlig overlevelsessannsynlighet for sommer og høst, ovenfor og i Gjerfloen fluefiskesone, som en effekt av fiskens lengde. Estimaten er beregnet fra den mest støtta modellen i Tabell 4, og under gjennomsnittsverdier for andre kovariater som er med i modellen. 95% konfidensintervall er vist med de blå områdene.

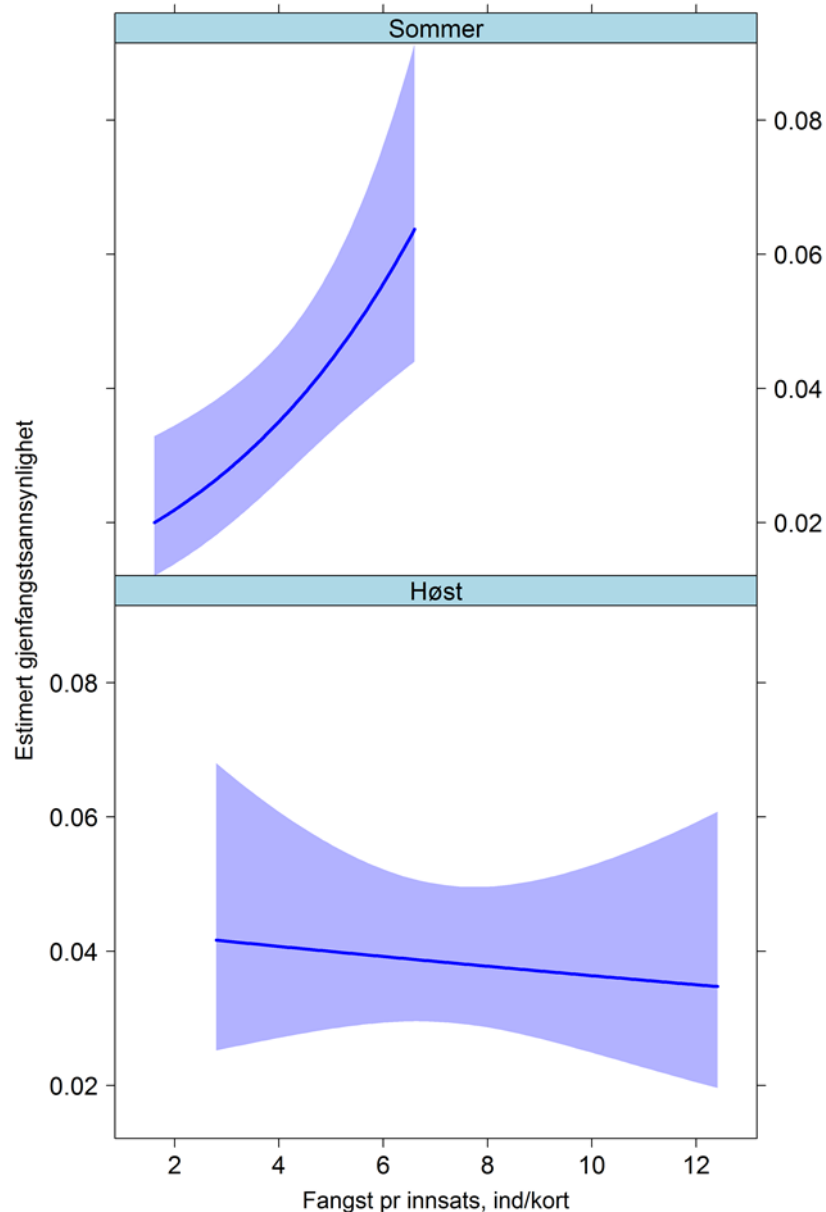
Overlevelsen i Gjerfloen fluefiskesone ble estimert til å være tetthetsavhengig, særlig på sommeren (Figur 9). Om sommeren er det en kraftig reduksjon i overlevelsen når tettheten av fisk øker. Om høsten er det bare en liten reduksjon i overlevelsen når tettheten av fisk øker.



Figur 9. Estimert sannsynlighet for overlevelse som effekt av tetthet av fisk, for sommer og høst i Gjerfloen fluefiskesone. Estimatenes er beregnet fra den mest støtta modellen i Tabell 4, og under gjennomsnittsverdier for andre kovariater som er med i modellen. 95% konfidensintervall er vist med de blå områdene.

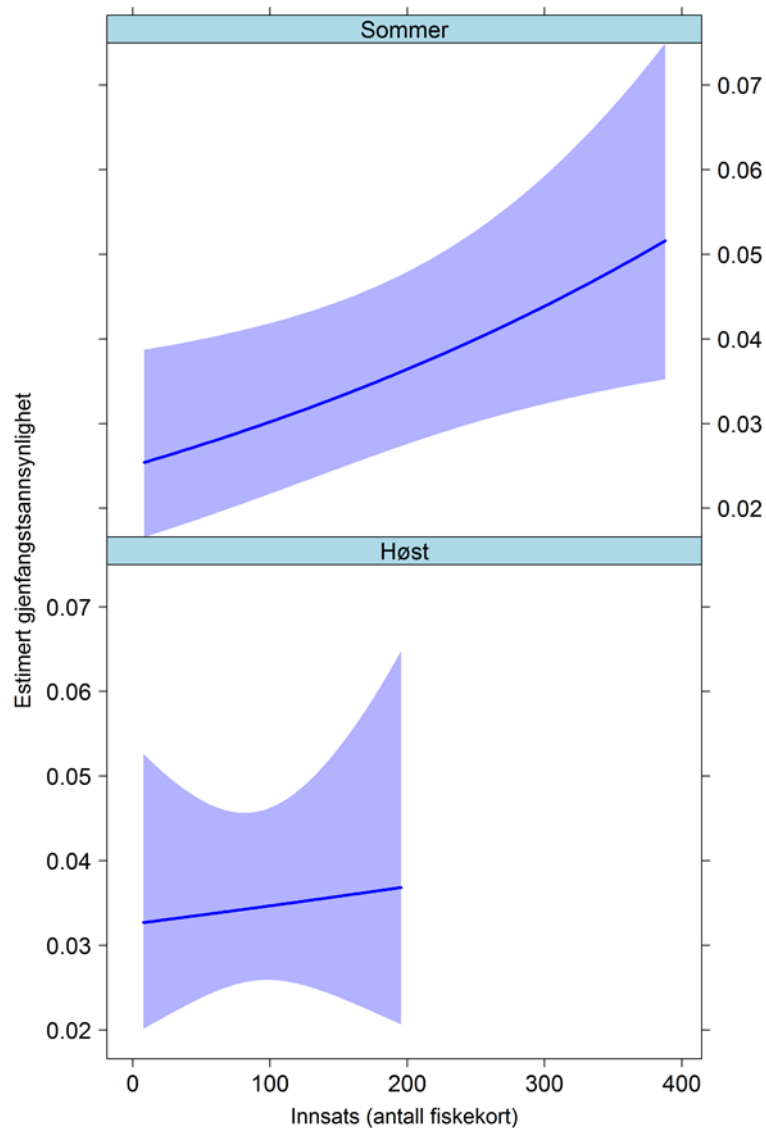
3.1.2 Gjenfangstsannsynlighet (p)

I Gjerfloen fluefiskesone er det estimert at om sommeren øker sannsynligheten for å bli gjenfanget når tettheten av fisk (CPUE) øker (Figur 10). Om høsten har tetthet en svak negativ effekt på gjenfangst-sannsynligheten.



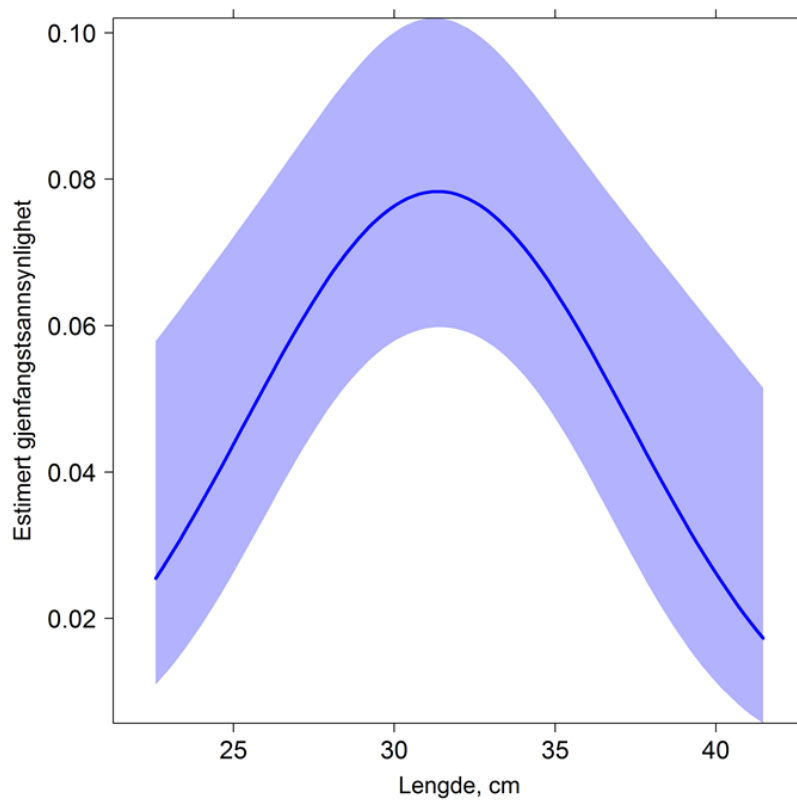
Figur 10. Estimert gjenfangstsannsynlighet som effekt av tetthet (CPUE) innenfor Gjerfloen fluefiskesone. Figuren viser sannsynligheten for å bli gjenfanget pr. måned. Estimaten er beregnet fra den mest støtta modellen i Tabell 4, og under gjennomsnittsverdier for andre kovariater som er med i modellen. 95% konfidensintervall er vist med de blå områdene.

Det er estimert at innsats (antall solgte fiskekort) har en positiv effekt på gjenfangstsansynligheten (p) innenfor Gjerfloen fluefiskesone (Figur 11). Effekten er sterkest på sommeren, og svakere på høsten, men om høsten selges det også færre fiskekort. Konfidensintervallet er stort både for sommer og høst, men størst for høsten.



Figur 11. Gjenfangstsansynlighet (p) som effekt av innsats (antall solgte fiskekort) innenfor Gjerfloen fluefiskesone, sommer og høst. Estimaterne er beregnet fra den mest støtta modellen i Tabell 4, og under gjennomsnittsverdier for andre kovariater som er med i modellen. 95% konfidensintervall er vist med blå områder.

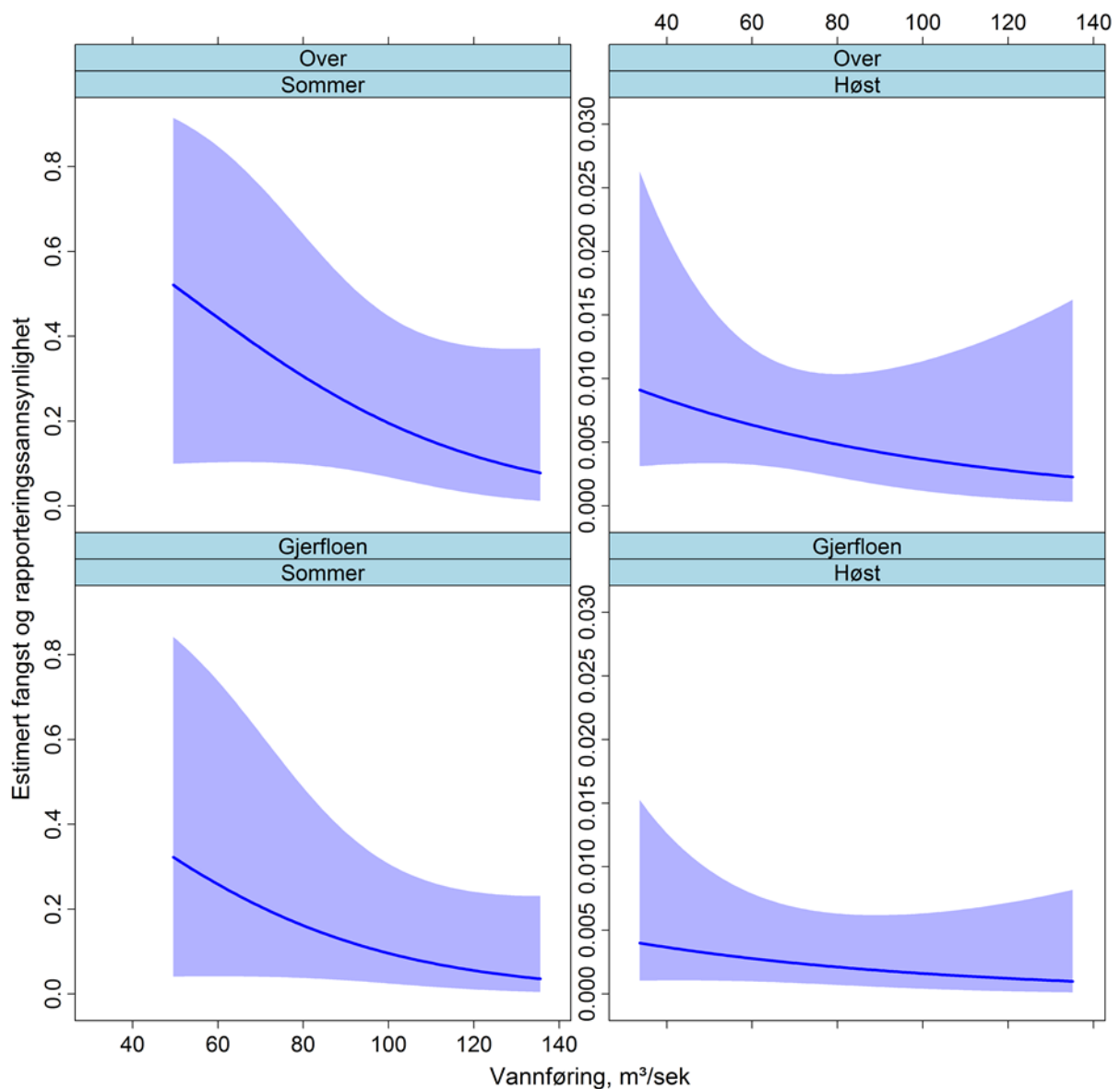
Ovenfor Gjerfloen fluefiskesone har lengde på fisken positiv effekt på gjenfangst-sannsynligheten opp til et punkt rundt 31-32 cm (Figur 12). Lengder over dette har negativ effekt på gjenfangstsannsynligheten.



Figur 12. Gjenfangstsannsynlighet (p) som effekt av lengde ovenfor Gjerfloen fluefiskesone. Estimaten er beregnet fra den mest støtta modellen i Tabell 4 og under gjennomsnittsverdier for andre kovariater som er med i modellen. 95% konfidensintervall er vist med blå områder.

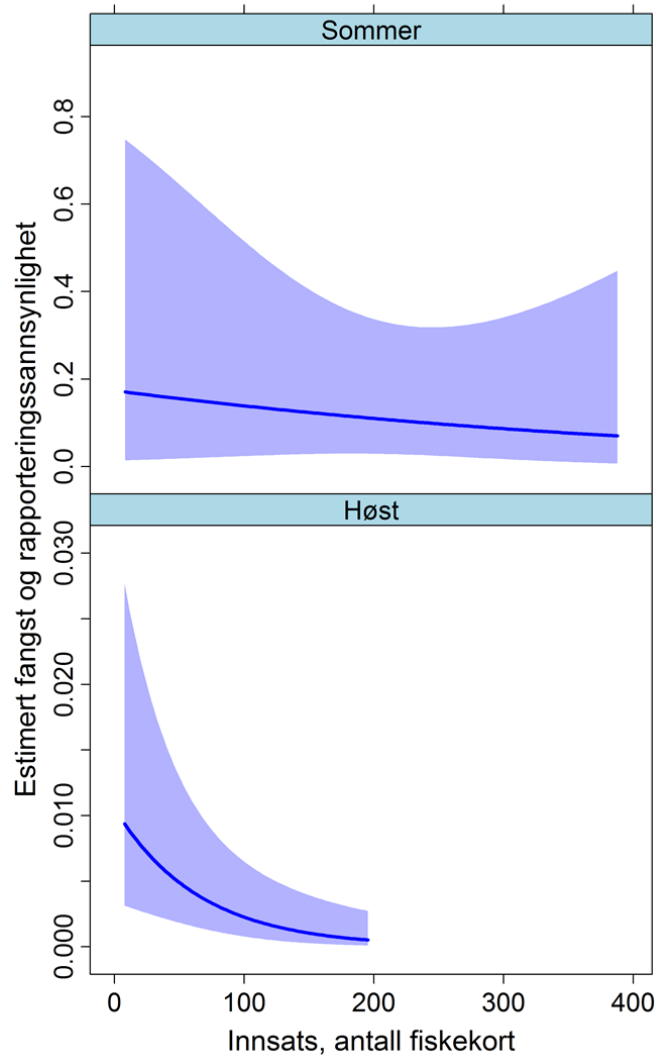
3.1.3 Fangst- og rapporteringssannsynlighet (r)

Det er estimert at fangst- og rapporteringssannsynligheten går ned når vannføringen øker (Figur 13). Effekten er mye sterkere på sommeren enn på høsten, og det gjelder både ovenfor og i Gjerfloen fluefiskesonen.



Figur 13. Estimert fangst- og rapporteringssannsynlighet som effekt av vannføring, sommer og høst, ovenfor og i Gjerfloen fluefiskesone. Estimaten er beregnet fra den mest støtta modellen i Tabell 4, og under gjennomsnittsverdier for andre kovariater som er med i modellen. 95% konfidensintervall er vist med blå områder.

Fangst- og rapporteringssannsynligheten er estimert til å gå ned når innsatsen (antall solgte fiskekort) øker (Figur 14). Effekten er veldig svak på sommeren, og konfidensintervallet er stort. Det blir drept mer fisk på sommeren enn om høsten, for om høsten blir det nesten ikke drept fisk.



Figur 14. Estimert fangst- og rapporteringssannsynlighet som effekt av innsats (antall solgte fiskekort) innenfor Gjerfloen fluefiskesone. Estimatenes er beregnet fra den mest støtta modellen i Tabell 4, og under gjennomsnittsverdier for andre kovariater som er med i modellen. 95% konfidensintervall er vist med blå områder.

3.2 Vandringsanalyser

De ti modellene med mest støtte for å estimere vandringsavstand er fremstilt i Tabell 6.

Vannføring er med i alle de ti modellene, så det er tydelig at vannføring er en viktig prediktor.

Parameterestimaterne for den modellen med mest støtte (modell 1 i Tabell 6) er fremstilt i Tabell 7.

Tabell 6. AIC tabell for de 10 modellene med mest støtte for å estimere vandringsavstand. K= Antall estimerte parametere, LL=Log Likelihood. Med prediktoren «avstand» menes det stedet hvor fisken ble merket og sluppet ut igjen.

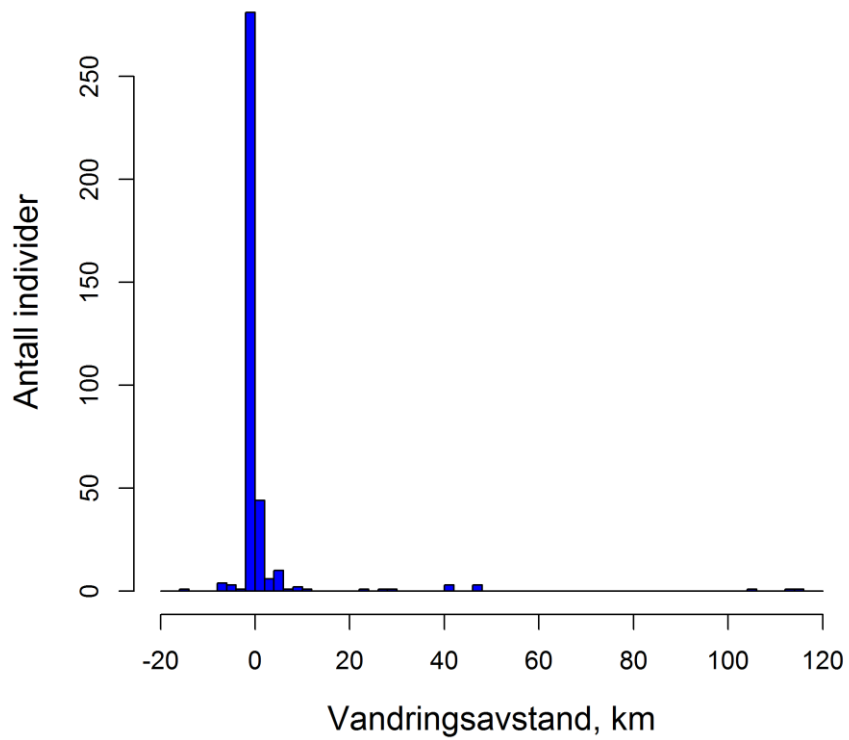
	Modellstruktur	K	AICc	ΔAICc	AICc-vekt	LL
1	vannføring ² *Avstand	7	882,15	0,00	1	-433,92
2	år* vannføring ² + Avstand	8	899,98	17,82	0	-441,79
3	år+vannføring ² + Avstand	6	900,01	17,85	0	-443,89
4	år*vannføring ²	7	904,85	22,70	0	-445,27
5	vannføring ²	4	905,03	22,88	0	-448,46
6	vannføring	3	906,18	24,03	0	-450,06
7	TAM ² + CPUE ² +vannføring ²	8	906,29	24,14	0	-444,94
8	Lengde ² + vannføring	5	906,64	24,49	0	-448,24
9	TAM ² + CPUE ² + vannføring ² + Lengde ²	10	906,77	24,62	0	-443,08
10	vannføring ² + Lengde	5	907,01	24,85	0	-448,42

Tabell 7. Parameterestimer og tilhørende ANOVA-teststatistikk for den modellen med mest støtte (modell 1) i Tabell 6. $R^2 = 0,1145$. Avstand=Det stedet der fisken ble merket og sluppet ut igjen.

Parameterestimat			Effekttest (ANOVA)			
Parameter	Estimat	SE	Prediktor	F	DF	p-verdi
Intercept	212,3	47,3	Vannføring	8,4	2	0,00027
Vannføring	-4,442	1,058	Avstand	9,53	1	0,002174
Vannføring ²	0,0233	0,00585	Vannføring*avstand	10,12	2	$5,3 \times 10^{-5}$
Avstand	1,849	0,415				
Vannføring*avstand	-0,0387	0,00931				
Vannføring ² *avstand	$2,029 \times 10^{-4}$	$5,153 \times 10^{-5}$				

Fordelingen av vandringsavstander i løpet av et år er vist i figur 15. Det er helt tydelig at de aller fleste fiskene som har blitt merket vandrer minimalt, og stort sett holder seg i samme område. Det stedet hvor fisken ble merket og sluppet ut igjen er angitt i km fra Isterfossen i Engerdal kommune. Når avstanden øker fra Isterfossen og nedover Trysilelva blir det et større og større negativt tall. Hvis fisken har vandret oppover elva fra der den ble sluppet ut etter merking, vil vandringsavstanden få et positivt tall. Hvis fisken derimot har vandret lenger ned i elva vil vandringsavstanden få et negativt tall.

Vandring i løpet av maksimum 365 dager

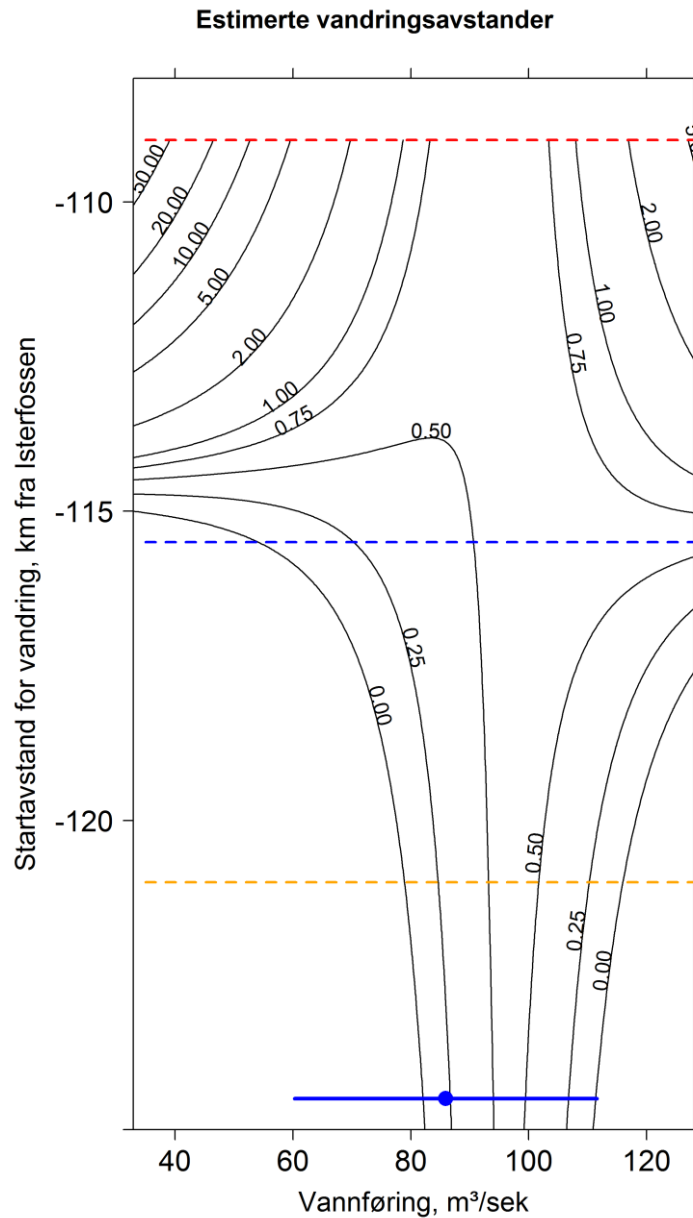


Figur 15. Fordeling av vandringsavstander i løpet av et år. Negativt tall på vandringsavstand betyr at fisken har vandret nedover elva, mens positivt tall betyr at fisken har vandret oppover elva.

Figur 16 viser at de fiskene som er merket og sluppet ut igjen ved Sagnfossen (den røde stiplede linja), vandrer ved lav vannføring, fra omtrent 40-80 m³/sek, og de er estimert til å kunne vandre opptil 50 km ved laveste vannføring. Når vannføringen øker vil vandringsavstanden avta. Når vannføringen er mellom 80 og 100 m³/sek er det estimert at de ikke vil vandre, men når vannføringen er over 100 m³/sek vil de vandre igjen, og vandringen vil øke litt når vannstanden øker.

De fiskene som er merket og sluppet ut igjen ved Gjerflofossen (den blå stiplede linja) er estimert til å vandre mellom 250-500 m når vannføringen er mellom 80 og 100 m³/sek (Figur 16). De fiskene som er merket og sluppet ut i området ved Rundfloen (den oransje stiplede linja) vandrer ikke ved lave vannføringer, men de vandrer når vannføringen er mellom 80 og 110 m³/sek. Disse fiskene er estimert til å kun vandre mellom 250 og 500 m (Figur 16).

Dette betyr at det er fisker som er merket og sluppet ut ved Sagnfossen som er estimert til å vandre lengst, og de vandrer ved lav vannføring. Fisker merket ved Gjerflofossen vandrer ikke før det er litt større vannføring, men de vandrer uansett bare korte avstander, og det samme gjelder for fisker som er merket ved Rundfloen.



Figur 16. Estimerte vandringsavstander i km, som effekt av vannføring og hvor fisken ble merket og sluppet ut igjen. Den røde stiplede linja representerer Sagnfossen, som er ovenfor Gjerfloen. Den blå stiplede linja representerer Gjerflofossen som er innenfor Gjerfloen fluefiskesone. Den oransje stiplede linja representerer Rundfloen, som er nedenfor Gjerfloen fluefiskesone. Den blå sirkelen nederst i figuren viser gjennomsnittlig vannføring, mens den loddrette streken viser standardavviket. Det er modell 1 fra Tabell 6 som ligger til grunn for denne figuren.

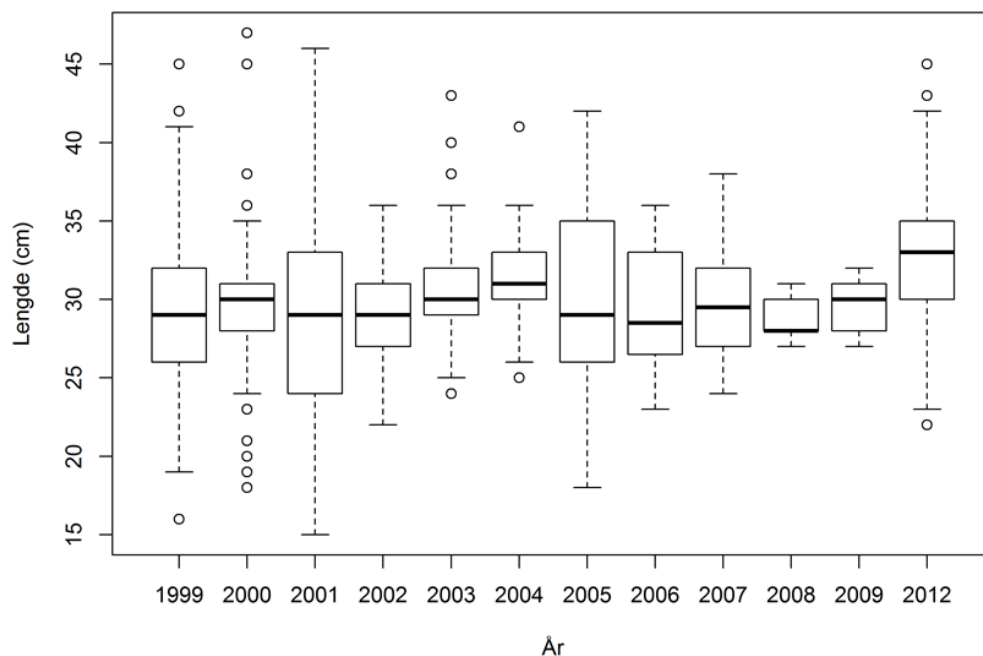
3.3 Størrelsesanalyser

Det er en positiv signifikant trend i individstørrelse i dataene der gjennomsnittslengden for harr i Gjerfloen fluefiskesone og områdene rundt har økt med $0,278 \pm 0,021$ cm i året fra 1999-2012 (Tabell 8).

Tabell 8. Parameter-estimer og tilhørende ANOVA-teststatistikk for modellen som ser på den merkede fiskens lengde og år. $R^2 = 0,04817$.

Parameterestimat			Effekttest (ANOVA)			
Parameter	Estimat	SE	Prediktor	F	DF	p-verdi
Intercept	-528,063	42,194	År	174,64	1	$< 2,2 \times 10^{-16}$
År	0,278	0,021				

I figur 17 ser det ut til at 2012 skiller seg ut med større fisk. Gjennomsnittslengden for harren i Gjerfloen og i områdene rundt i 2012 er større enn de tidligere årene (Tabell 9). Dette viser også en Tukeys post-hoc test (Vedlegg 5), men det er ikke signifikant forskjell mellom 2012 og årene 2004, 2007, 2008 og 2009.



Figur 17. Den merkede harrens lengde som funksjon av år. Det ble ikke merket fisk mellom 2009 og 2012, og derfor er det ikke med data fra denne perioden. Medianverdien er angitt som tykk horisontal linje inni rektanglene, og rektanglene omfatter 50% av observasjonene. De ytre vertikale strekene omfatter 90% av observasjonene.

Gjennomsnittslengden ved merking var $29,2 \pm 4,2$ cm i 1999, mens den var $32,5 \pm 4,1$ cm i 2012 (Tabell 9).

Tabell 9. Oversikt og gjennomsnittslengden med standardavvik for merket fisk i Gjerfloen fluefiskesone og områdene rundt fra 1999-2012.

År	Gj.snittslengde	Stand.avvik	Ant.merket fisk
1999	29,2	4,2	755
2000	29,6	4,4	96
2001	28,5	5,4	1333
2002	29,0	3,3	131
2003	30,6	3,1	112
2004	31,7	2,5	65
2005	29,9	5,6	509
2006	29,4	3,8	32
2007	29,7	3,6	14
2008	28,8	1,6	5
2009	29,6	2,1	5
2012	32,5	4,1	396
Totalsum	29,5	5,0	3453

4. Diskusjon

I denne studien om utviklingen av harrfisket i Gjerfloen fluefiskesone er hovedfunnene at overlevelse avtar med lengde og med fisketetthet, fangbarhet øker med fisketetthet og avtar med vannføring. Harren i Gjerfloen fluefiskesone viser seg å vandre minimalt, og det er faktorer som vannføring og hvor fisken ble merket og sluppet ut som påvirker vandringen. Gjennomsnittslengden hos harren i Gjerfloen fluefiskesone og områdene rundt har økt med $0,278 \pm 0,021$ cm i året fra 1999-2012, noe som kan tyde på at fangstreguleringene som gjelder i disse områdene har hatt effekt. Disse hovedfunnene vil i hovedsak diskuteres videre.

4.1 Overlevelse

I følge den modellen med mest støtte (modell 1 i Tabell 4), er det estimert at om sommeren avtar overlevelsen med økende tetthet (Figur 9), og lengde har negativ effekt på overlevelse (Figur 8). Det vil si at store individer har lavere overlevelse enn mindre individer. Dette gjelder både ovenfor og i Gjerfloen fluefiskesone. Om høsten er derimot ikke overlevelsen størrelsesavhengig. Dette resultatet var uventet, for større fisk har vanligvis høyere overlevelseshastighet enn mindre fisk, på grunn av deres evne til å holde på bedre territorier (Hughes 1992). Større fisk er også bedre til å unngå predasjon, og har større energireserver slik at de har større sjans for å overleve vinteren (Cargnelli & Gross 1997; Sogard & Olla 2000). I Idsjöströmmen i Sverige fant Näslund et al. (2005) at det var lav dødelighet hos store individer av harr. Barker et al. (2002) fant at på New-Zealand hadde stor regnbueørret høyere sannsynlighet for å overleve, og at sannsynligheten for å overleve økte med fiskens størrelse. Barker et al. (2002) mente at hvis det ikke er noen reguleringer av fisket, så er sportsfiske hovedårsaken til død hos stor fisk. Derimot fant Anderson og Nehring (1984) at i 1980 hadde brunørret som var 3+ eller eldre høyere sommerdødelighet enn yngre fisk. Mine resultater avviker fra det som var forventet, og fra resultatene til Näslund et al. (2005) og Barker et al. (2002).

I følge Museth et al. (2010) kan det være dårlige næringsforhold og ugunstig vannføring for stor harr i Gjerfloen fluefiskesone. Hvis det er lav vannføring bruker fisken mer energi på å svømme enn om det er moderat vannføring (Deegan et al. 1999), og dermed trenger fisken mer mat hvis det er lav vannføring. Ut fra Figur 5 ser det ikke ut til at vannføringen er spesielt

lav på sommeren, så jeg antar at det ikke er energiforbruket ved å svømme i liten vannføring som er årsaken til den lave overlevelsen for store individer.

Laksefisker krever mye oksygen, og de har lav toleranse for høye temperaturer (Jonsson & Jonsson 2011). Den lave toleransen for høye temperaturer skyldes i hovedsak at det løses mindre oksygen i varmt vann samtidig som fisken har høyere oksygenbehov fordi metabolismen øker med økende temperatur (Jonsson & Jonsson 2011). En mulig forklaring på lav overlevelse hos større individer av harr kan være en kombinasjon av lite mat (pga. høy fisketetthet) og temperatur. Under varme forhold er små individer mer konkurransedyktige enn store individer i områder hvor de konkurrerer om de samme byttedyrene (Claessen et al 2000; Ohlberger et al. 2011). Med økende temperaturer blir store individer mer sårbare for matmangel, da den relative metabolismen i stor fisk øker raskere med temperatur enn hos små individer (Ohlberger et al. 2011). Dermed kan kombinasjonen av matmangel og økende temperaturer om sommeren være grunnen til at store individer har lav overlevelse om sommeren.

En annen mulig forklaring på lav overlevelse hos større individer kan være at de er svekket etter gytingen på våren. Reproduksjon kan redusere overlevelsen (Hutchings et al. 1999), og det er dokumentert i flere studier av laksefisker at reproduksjon kan gå utover overlevelsen (Bell 1980; Dmitriew 2011; Hutchings et al. 1999). Mindre individer som ikke er kjønnsmodne vil ikke ha vært gjennom den påkjenningen på våren, og kan dermed ha et bedre utgangspunkt for å overleve sommeren.

4.2 Fangstsannsynlighet

4.2.1 Fangstsannsynlighet og tetthet

Heretter vil gjenfangstsannsynlighet (p) og fangst- og rapporteringsannsynlighet (r) bli kalt for fangbarhet. Begge disse inneholder sannsynligheten for å bli fanget, men det er hva som gjøres med fangsten som er forskjellen på disse to. Hvis fangsten slippes ut igjen er det p , og hvis fangsten avlives er det r , og det kan rapporteres eller ikke rapporteres. p er parameteren som ligger nærmest en ren sannsynlighet for fangst («vulnerability»).

Ut fra mine resultater er det estimert at på sommeren har økende tetthet av fisk positiv effekt på fangbarheten i Gjerfloen fluefiskesone (Figur 10). På høsten har derimot tetthet en svak negativ effekt på fangbarheten. Disse resultatene var litt overraskende. Jeg forventet at

fangbarheten ville gå ned med økende tetthet. Tradisjonelt har fangbarhet blitt definert som andelen av populasjonen som potensielt er sårbar for det fangstutstyret som brukes (Klefoth 2016). Imidlertid har hver fisk ulike fenotypiske egenskaper, og denne tilnærmingen utelater individuelle forskjeller i fangstsannsynlighet («vulnerability»). Et resultat av det er at man potensielt kan overse mange prosesser som påvirker fangbarheten (Klefoth 2016). Derfor må fangbarhet ikke på sees fra hele populasjonens perspektiv, men det må sees fra hver enkelt fisks perspektiv for å bedre forstå årsaker og konsekvenser av fiskeaktivitet (Maunder et al. 2006). Ved å se det fra en enkelt fisks ståsted (slik både p og r modelleres i Burnham modellen) forventet jeg at fangbarheten ville gå ned med økende tetthet, for jo flere fisk det er i området, jo mindre sannsynlighet er det at du selv (som fisk) blir fanget.

Det er godt kjent at fangbarhet ikke kan antas å være konstant, men varierer avhengig av kontekst (Arreguín-Sánchez 1996). Noen av disse kontekstene er blant annet forbundet med forekomst, fiskeatferd, populasjonsbiologi, kvalitet og mengde av fiskeinnsats, fiskestrategi og miljømessige forhold (Arreguín-Sánchez 1996). Fangbarheten er ofte relatert til forekomst, og når forekomsten forandrer seg over tid, så gjør fangbarheten også det (Maunder et al. 2006).

Mogensen et al. (2013) sammenlignet fangbarheten for amerikansk gjørs (walley (*Sander vitreus*)) og gjedde i nordlige og sørlige populasjoner. Han fant at det var høyere fangbarhet i de nordlige populasjonene enn i de sørlige, og mente at det skyldtes lite mat (Mogensen et al. 2013). I Oneida Lake i USA hadde amerikansk gjørs høyere fangbarhet de årene det var lave vekstrater, og det indikerte at sulten fisk var mer fangbare (VanDeValk et al. 2005). Også Chittleborough (1970) fant at fangbarheten økte når det ble lite mat tilgjengelig. Dette kan forklares med at når fisken er sulten øker furasjeringsaktiviteten, den blir mindre kresen og spiser det meste den kommer over, og den tar større sjanser ved å ta i bruk mer risikofylte habitater (Damsgird & Dill 1998; Godin & Crossman 1994). Dette øker risikoen for både predasjon og sannsynligheten for å bli fanget (Biro et al. 2003; Biro et al. 2007; Mogensen et al. 2013). Bryan (1974) testet hypotesen om at arktisk harr (*Thymallus arcticus*) som ble fanget ved sportsfiske hadde spist mindre mat enn harr som ble fanget med not, og han fant støtte for denne hypotesen. Dette støtter påstanden om at sulten fisk har større sjanse for å bli fanget.

Også temperatur, sesong og fiskens størrelse kan påvirke fangbarhet. Chittleborough (1970) fant at fangbarheten for «Western Australian Rock Lobster» (*Panulirus longipes cygnus*) økte

når temperaturen økte, og det skyldtes mest sannsynlig at aktiviteten økte med høyere temperaturer. Også Morgan (1974) fant at fangbarheten for «Western Australian Rock Lobster» var positivt korrelert med vanntemperatur. Fangbarheten kan reduseres på grunn av miljømessige forandringer som er uavhengig av fiskerne (van Poorten & Post 2005), og det er påvist signifikant nedgang for fangbarhet gjennom sommeren (van Poorten & Post 2005). Sesongforandringer i temperatur og ressurstilgang kan påvirke furasjeringsatferden til fisken og dermed også hvor sårbare de er for fiskere (Askey et al. 2006). Furasjeringsaktiviteten til fisk er størst ved intermediære temperaturer, mens ved høye og lave temperaturer er det lav furasjeringsaktivitet (Ingram et al. 1999).

Fangbarheten kan variere med størrelsen eller alderen på fisken (Arreguín-Sánchez 1996), og generelt er stor fisk mer sårbar for sportsfiske (Askey et al. 2013; Tsuboi & Endou 2008; van Poorten & Post 2005)). Oppførsel har signifikant effekt på fangbarhet (Biro & Post 2008), og fangbarhet vil variere med størrelse hvis fisk av ulike størrelsesklasser oppfører seg forskjellig (Rogers et al. 2003), og som nevnt tidligere kan høy aktivitet føre til høyere fangbarhet.

Når det kommer til hvordan populasjonstetthet påvirker fangbarheten er det ulike oppfatninger og konklusjoner. Newby et al. (2000) undersøkte om sportsfiskefangstsannsynlighet til amerikansk gjørs i Lake Escanaba i Wisconsin, USA avhenger av tetthet, og de konkluderte med at fangbarheten ikke var tetthetsavhengig (Newby et al. 2000). Dette resultatet støttes av resultatene til Hansen et al. (2000). De analyserte data fra 111 innsjøer nord i Wisconsin, og de fant også at sportsfiskefangstsannsynlighet til amerikansk gjørs ikke varierte med populasjonstettheten. VanDeValk et al. (2005) fant derimot at fangbarheten til amerikansk gjørs gikk ned når populasjonstettheten økte, mens Shuter et al. (1998) konkluderte med at sportsfiskefangstsannsynlighet for kanadarøye (Lake trout (*Salvelinus namaycush*)) økte signifikant ved lave populasjonstettheter. Tsuboi og Endou (2008) fant at forholdet mellom fangbarhet og forekomst kan variere mellom arter. For hvitflekket røye (Whitespotted char (*Salvelinus leucomaenis*)) var fangbarheten uavhengig av forekomsten, mens for «red-spotted masu salmon» (*Oncorhynchus masou*) økte fangbarheten når det var minkende forekomst (Tsuboi & Endou 2008). For fiskearter som gjerne holder seg samlet, så kan fangbarheten øke selv om det er nedgang i forekomsten av fisk. Dette kan skje hvis fiskerne klarer å lokalisere hvor fisken holder til, og klarer å beskatte den (Post et al. 2002).

På sommeren fant jeg at fangbarheten økte med økende populasjonstetthet. Dette var litt overraskende og ikke i tråd med hva andre har funnet. Jeg fant ingen litteratur som omhandler fangbarhet hos harr, og har derfor tatt i bruk litteratur om fangbarhet hos andre arter for å belyse mine resultater. For høsten gikk fangbarheten ned med økende tetthet, og denne trenden var som forventet, men ikke signifikant. Sett fra fiskens ståsted vil det være mindre sannsynlighet at du selv blir fanget når populasjonstettheten øker. At fangbarheten går ned med økende tetthet samsvarer med resultatene til VanDeValk et al. (2005).

Min eneste forklaring på at fangbarheten øker med økende tetthet, er at det blir for lite mat i området om sommeren. Det er meg bekjent ikke gjort undersøkelser av mattilgangen ved Gjerfloen. Museth et al. (2010) fant at stor harr ved Gjerfloen hadde dårlig tilvekst, og mente at dette kunne skyldes dårlig næringstilgang. Ved høy eller økende populasjonstetthet kan det bli for lite mat. Figur 9 viser at overlevelsen går ned med økende tetthet, og dette skyldes mest sannsynlig at det blir for lite mat når det er høy tetthet. Dette styrker min påstand om at det er lite mat i området. Bryan (1974) fant at arktisk harr fanget ved sportsfiske hadde spist mindre mat enn harr som ble fanget med not, og det er vist i flere studier at fangbarheten øker når fisken er sulten (Chittleborough 1970; Mogensen et al. 2013; VanDeValk et al. 2005). På høsten var det en svak nedgang i fangbarheten når tettheten økte. Min forklaring på dette er sesongforandringer i temperatur. Når det blir lavere temperatur går forasjeringsaktiviteten til fisken ned (Ingram et al. 1999), og lavere aktivitet fører til lavere fangbarhet. Det kan derfor virke som at sommerens tetthetsavhengige dødelighet forsterkes av at vanntemperaturen da er høyere og dermed øker også matbehovet til harren gjennom at metabolismen til harren øker.

4.2.2 Fangstsannsynlighet og størrelse

Ovenfor Gjerfloen fluefiskesone har lengden på fisken positiv effekt på fangbarheten opptil 31-32 cm (Figur 12). Lengder over dette har negativ effekt på fangbarheten. En mulig forklaring på dette kan være at fangbarhet vil variere med størrelse, hvis fisk av ulik størrelse har forskjellig oppførsel (Bayley & Austen 2002; Rogers et al. 2003). Hvis individer av stor størrelse har lavere aktivitet enn mindre individer vil de store individene ha lavere fangbarhet.

Store individer kan være mer aktive og utforske området i større grad enn mindre individer, for de store individene har lavere predasjonsrisiko (Biro & Post 2008). Markham et al. (1991) fant at bevegelsesmønster og habitatpreferanser kan gjøre at store «white crappies» (*Pomoxis annularis*) er mindre tilgjengelige for fiskere, fordi de holder seg på dypere vann og har

reduisert aktivitet i løpet av dagen. Härkönen et al. (2014) fant at utforskende oppførsel hos ørret økte sjansen for at den ble fanget av fiskere. Voksen harr holder seg helst i den bentiske sonen (Scott 1985), og større individer holder seg på dypere vann enn mindre individer (Haugen & Rygg 1996).

At store individer kan ha høyere aktivitet enn mindre individer pga. lavere predasjonsrisiko (Biro & Post 2008) kan være årsaken til at fangbarheten øker med størrelse opp til 31-32 cm. En forklaring på at fangbarheten går ned etter 31-32 cm kan være at stor harr holder seg på dypt vann (Haugen & Rygg 1996) og dermed er det vanskeligere for fiskerne å få tak i den.

En annen forklaring til at fangbarheten går ned med økende fiskestørrelse kan være at fiskene lærer seg til å unngå fluer med krok. Young og Hayes (2004) fant i sin studie at brunørret viste en form for læringsrespons. Ørret som hadde blitt fisket tidligere så ut til å bli mer skremt av fiskere eller trengte mindre fluer med lav profil for og fanges, enn naiv ørret som ikke hadde blitt fisket tidligere (Young & Hayes 2004). Det er uklart hvorfor ikke det samme ble funnet i Gjerfloen fluefiskesone.

4.2.3 Fangstsannsynlighet og vannføring

Det er estimert at fangstsannsynligheten går ned når vannføringen øker (Figur 13). Det gjelder både ovenfor og innenfor Gjerfloen fluefiskesone, og effekten er mye sterkere på sommeren enn på høsten. En mulig forklaring på det er at når det blir større vannføring vil tettheten av fisk bli lavere, og fisken vil ha flere plasser å gjemme seg på slik at den blir mindre tilgjengelig for fiskerne. Når vannføringen øker vil vanntemperaturen blir lavere, og det fører til lavere furasjeringsaktivitet (Ingram et al. 1999). Når vannføringen øker vil det også komme mer mat drivende (Brittain & Eikeland 1988) og da trenger ikke fisken å ha like høy furasjeringsaktivitet som når det er mindre vannføring. Som nevnt tidligere vil lavere aktivitet føre til mindre sannsynlighet for å bli fanget (Biro et al. 2003; Biro et al. 2007; Mogensen et al. 2013). Jeg vil tro at lavere aktivitet som følge av en kombinasjon av lavere temperatur og mer mat som kommer drivende er en mulig forklaring på at fangbarheten går ned med økende vannføring.

4.3 Vandring

Ut fra Figur 15 er det tydelig at de aller fleste fiskene vandrer fra 0-1 km oppover eller nedover elva. I Figur 16 er det estimert vandringsavstand som effekt av vannføring, og hvor fisken ble merket og sluppet ut igjen. Det ser ut til at det er fisk som er merket og sluppet ut igjen ved Sagnfossen som vandrer lengst (opptil 50 km), og fisken her vandrer når det er lav vannføring (40-80 m³/s). Fisk som er merket og sluppet ut igjen ved Gjerfloen og Rundfloen vandrer kortere avstander (250-500 m) og de vandrer ved litt større vannføring (80-100 m³/s). Dette tyder da på at harren i Gjerfloen fluefiskesone er relativt stasjonær, og dette fant også Museth et al. (2010) i sin rapport om utviklingen av harrfisket i Gjerfloen fluefiskesone. I en studie av vandringsmønster hos harr og ørret i Femund-/Trysilvassdraget fra 1999-2003 fant de også at harren i vassdraget er forholdsvis stasjonær (Kjøsnes et al. 2004). Over 90 % av harren ble gjenfanget innen en avstand fra merkestedet på ±10 km.

Christian Andersen (1968) skrev sin hovedfagsoppgave om vandring hos harr i Trysilvassdraget, og han fant at harr som ble merket ved Sætre i Nybergsund og i Lutnes hadde et stasjonært preg, dvs. at de vandret lite. Sætre ligger omtrent 15 km ovenfor der hvor Gjerfloen fluefiskesone starter, og Lutnes ligger omtrent 11 km nedenfor der hvor Gjerfloen fluefiskesone starter. Det var likevel noen få individer som vandret langt, men Andersen (1968) anså disse for å være individer med at avvikende vandringsmønster. I de nedre merkeområdene av Trysilelva har harren gode gyte-, nærings- og overvintringsforhold nær hverandre, og dette dokumenteres av relativt mange gjenfangster i nærheten av hverandre (Andersen 1968). Andersen (1968) mente dermed at harren i dette området er tilpasset til å finne egnede gyte-, oppvekst-, nærings- og overvintringssteder innen et relativt begrenset område, og at de derfor ikke har noe behov for å vandre. Der hvor Gjerfloen fluefiskesone ligger i dag er ikke nevnt i oppgaven til Andersen (1968), men det ligger i de nedre delene av Trysilelva og ikke så langt fra Lutnes. Ut fra mine resultater, og Museth et al. (2010) sine er det ganske tydelig at harren i Gjerfloen fluefiskesone er stasjonær. Dette styrkes også av at det ikke er så veldig langt fra Lutnes, hvor Andersen (1968) fant at populasjonen var stasjonær.

Arktisk harr er en av få fiskearter i ferskvann som vandrer lange avstander mellom sommer- og vinterhabitater (Buzby & Deegan 2000). Hvor langt fisken må vandre avhenger av hvor langt det er mellom de egnede habitatene. Nykänen et al. (2004) fant at harren vandret fra 0,7-1,6 km for å komme til overvintringsstedet, Nykänen et al. (2001) fant at den vandret 0-14 km og arktisk harr kan vandre opptil 101 km for å komme til overvintringsstedet (West et al. 1992).

Buzby og Deegan (2000) fant ut at selv om arktisk harr vandrer mellom sommer- og vinterhabitat, så er det mange individer som kommer tilbake til det samme sommerhabitatet år etter år. Det gjør de selv det var lite mat i habitatet sommeren året før (Buzby & Deegan 2000). Buzby og Deegan (2000) mente at dette kan skyldes de korte somrene i Alaska, og da har harren kort tid på å skaffe seg nok ressurser til å overleve den lange vinteren, og gytingen som finner sted på våren. Å finne et nytt sommerhabitat krever tid og energi (Buzby & Deegan 2000). I tillegg er harr veldig territoriell når det kommer til beiteområder, og i et nytt habitat vil det være ukjente konkurrenter som kan være i stand til å fortrenge nykommeren (Buzby & Deegan 2000). Tiden som går med på å lete etter nye habitater, og kostnadene som går med til å holde på territoriet ser ut til å utligne den risikoen det er å bli i det utvalgte habitatet som ikke er av den beste kvaliteten (Buzby & Deegan 2000). Dette er trolig grunnen til at harren ved Gjerfloen fluefiskesone er så stasjonær, til tross for at det i følge Museth et al. (2010) er dårlig næringstilgang og ugunstig vannføring for stor harr i området

Det at harren er så stedeget til sommerhabitatet gjør dem mer sårbare for naturlige og menneskeskapt forstyrrelser (Buzby & Deegan 2000). Hvis tettheten av harr har gått ned i områder av ei elv, så er det likevel lite sannsynlig at harr i andre områder av elva vil utforske nye områder eller forflytte seg til områder hvor fisketettheten har gått ned (Buzby & Deegan 2000). Det har blitt forsøkt og sette ut harr i Alaska, for å gjenoppbygge populasjoner av arktisk harr som har blitt redusert av overfiske, men dette har ikke vært vellykket (Buzby & Deegan 2000). Siden det viser seg å være vanskelig å gjenoppbygge harrpopulasjoner, og i kombinasjon med at harr har lav evne til å kolonisere nye områder på grunn av høy stedegethet, gjør at det er viktig å beskytte populasjoner av harr før de blir alvorlig påvirket (Buzby & Deegan 2000).

4.4 Endring i individstørrelse

Gjennomsnittstørrelsen på harr i Gjerfloen fluefiskesone og i områdene rundt har økt med $0,278 \pm 0,021$ cm i året (Tabell 8) fra 1999-2012, og gjennomsnittstørrelsen i 2012 er større enn tidligere år (Tabell 9), men det er ikke signifikant forskjell mellom 2012 og årene 2004, 2007, 2008 og 2009 (Vedlegg 5). Dette var litt overraskende resultater, for det er estimert at sommeroverlevelsen går ned med økende størrelse (Figur 8) og økende tetthet (Figur 9). Siden fisken er stasjonær vil det kunne føre til høyere tetthet og dermed lavere overlevelse. Dette kan potensielt være utfordrende for målsetningen om stor fisk, da færre individer vil

overleve til å bli gamle og store, og som nevnt tidligere er det forventet at det er de store individene som vil slite når det er lite mat og høyere temperaturer. Likevel har gjennomsnittsstørrelsen for fisken i området økt med årene og det kan skyldes fangstreguleringene.

I Idsjöströmmen i Sverige fant Näslund et al. (2005) at innføring av fang-og-slipp førte til betydelige forandringer i størrelsesstrukturen i harrpopulasjonen. Antall harr av trofé-størrelse økte over tid, og resultatene indikerte også at gjennomsnittsstørrelsen hadde økt over tid (Näslund et al. 2005). Dette stemmer med resultatene fra andre studier på laksefisker (Anderson & Nehring 1984; Carline et al. 1991). Anderson og Nehring (1984) fant at andelen av regnbueørret over 30 cm økte etter innføring av reguleringer. I 1979 var 54 % av regnbueørreten i fang-og-slipp området over 30 cm i total lengde. I 1982 hadde prosentdelen av regnbueørret økt til 84 % i det samme området (Anderson & Nehring 1984). På grunnlag av dette mener Anderson og Nehring (1984) at for å oppnå et sportsfiske med god kvalitet er man nødt til å forvalte for å få en populasjon av god kvalitet, ved å redusere beskatningen slik at en større andel av stor ørret (30-50 cm) kan opprettholdes.

Watkins Mill Lake i USA ble åpnet for offentlig fiske i 1974, og da var det en minimumslengde på 15", (38,1 cm) på lakseabbor (Largemouth bass) (Eder 1984). I 1976 ble det oppdaget at veksten på størrelsen på lakseabboren var dårlig, og gjennomsnittslengden var 12,0" (30,48 cm). I 1977 ble det derfor innført en regulering som skulle beskytte lakseabbor som var mellom 12-14,9". Det var da lov til å høste lakseabbor som var mindre enn 12" og lenger enn 15", mens fisk mellom 12 og 14,9" måtte slippes ut igjen. Denne reguleringen førte til forbedringer i størrelsen, og i 1982 hadde gjennomsnittsstørrelsen økt til 15,4" (39,1 cm) (Eder 1984). Wilde (1997) fant at fangstvindu førte til en økning i populasjonsstørrelsen for lakseabbor, og det ble en større andel stor fisk. Derimot førte det ikke til økning i fangstratene (Wilde 1997).

I Meredith Reservoir i Texas ble det innført minstemål på 407 mm på amerikansk gjørs i 1987 (Munger & Kraal 1997). Munger og Kraal (1997) fant at innføringen av minstemålet var en suksess i forhold til å bygge opp populasjonen. Fangstratene økte og det ble det større antall fisk i lovlig størrelse (over 407 mm), men en negativ effekt av minstemålet var at det ble en liten nedgang i tilvekst (Munger & Kraal 1997). Derimot fant Wilde (1997) at minimumslengder for lakseabbor ikke førte til en økning i antall stor fisk, men det førte til en økning i populasjonsstørrelse og økning i fangstratene. I en langsiktig studie fant Pierce

(2010) at det kun var maksimalmål som egnet seg til å bevare de største individene i en bestand. Arlinghaus et al. (2010) fant at å bevare den store fisken kun var mulig med fangstvindu, mens tap av store individer ikke var til å unngå med minstemål, og dette støtter resultatene til Pierce (2010).

I områdene rundt Gjerfloen er det lignende fangstreguleringer som i Gjerfloen; i Vestsjøberget Fluefiske er det minstemål på 35 cm og maksimalmål på 38 cm for harr, i området mellom de to sonene og nedenfor Gjerfloen er det maksimalmål på 35 cm (Vedlegg 3). At gjennomsnittsstørrelsen i Gjerfloen fluefiskesone og områdene rundt har økt som følge av fangstreguleringer, samsvarer da med effektene etter innføring av reguleringer i studiene til Näslund et al. (2005), Anderson og Nehring (1984) og Eder (1984). Museth et al. (2010) fant derimot at i perioden 2002-2009 var det en tendens til at tettheten av fisk under 30 cm økte, og at tettheten gikk ned for større fisk i Gjerfloen fluefiskesone. Museth et al. (2010) mener at dette i hovedsak skyldes svært lav individuell tilvekst til harr etter 30-35 cm lengde. Dette kan skyldes dårlig næringsforhold og ugunstig vannføring for stor harr (Deegan et al. 1999; Museth et al. 2010). I delkapittel 4.3 er det forklart hvorfor harr velger å forbli i et habitat, selv om det ikke er optimalt. Kjøsnes et al. (2004) fant i sin studie at harren i Femund-/Trysilvassdraget har generelt god tilvekst de første årene, for deretter å stagnere. Hvis man sammenligner Gjerfloen med andre vassdrag i Norge og Sverige, så ser det ut til å være dårlig individuell tilvekst for voksen fisk (Museth et al. 2009; Näslund et al. 2005). Harr som er mindre enn 30 cm vokser bedre i Glomma enn i Femund-/Trysilvassdraget, men harr som er større enn 30 cm har en større årlig tilvekst i Femund-/Trysilvassdraget enn i Glomma (Kjøsnes et al. 2004). Kjøsnes et al. (2004) sammenlignet tilveksten til harr med resultatene til Andersen (1968), og det ser ut til at det var noe bedre tilvekst for harr i Femund-/Trysilvassdraget fra 1999-2003 enn da Andersen (1968) skrev sin oppgave.

Maksimalmålet på 38 cm ble innført i Gjerfloen fluefiskesone i 2008 og hadde bare vart i to år da rapporten til Museth et al. (2010) ble skrevet. Grunnen til at Museth et al. (2010) ikke fant noen effekt av maksålet på 38 cm kan være at det hadde gått for kort tid, for det kan ta opptil 10 år før man ser effekten (Näslund et al. 2005). En annen forklaring på at andelen stor harr ikke økte etter innføringen av fangstreguleringene kan være kombinasjonen av beskjeden og svært lav individuell tilvekst hos harr etter hhv. 30 og 35 cm lengde, og en relativ høy årlig dødelighet (Museth et al. 2010).

Fiskestørrelsen i 2012 skiller seg ut med større fisk (Figur 17), og det kan tenkes at dette f.eks. skyldes en spesielt varm sommer. I Figur 5 skiller derimot ikke 2012 seg noe særlig fra andre år med tanke på temperatur og vannføring. Det ser heller ikke ut til at de foregående årene skiller seg noe særlig ut med tanke på temperatur og vannføring. Det kan likevel ha vært gode vekstforhold i 2012 eller andre faktorer som har påvirket veksten som jeg har oversett. En mulig forklaring på at resultatene fram til 2012 viser en økt størrelse kan være at det har gått tilstrekkelig lang tid til at man kan se effekten av de innførte reguleringene. Resultatene til Museth et al. (2010) kan i stor grad være påvirket av minstemålet på 40 cm som var fra 2000-2007, og som nevnt tidligere er det ikke alltid at minstemål fører til en større andel stor fisk (Wilde 1997). Pierce (2010) og Arlinghaus et al. (2010) fant at minstemål ikke bevarer de store individene, men at fangstvindu og maksimalmål er de beste fangstreguleringene hvis man ønsker stor fisk i bestanden.

Det kan dermed tenkes at maksimalmål er bedre egnet for Gjerfloen fluefiskesone for å få fram en større andel stor fisk, og at det er det vi ser effekten av i mine resultater. Ved maksimalmål er det fisken under maksimalmålet som eventuelt blir beskattet, og fisken over maksimalmål vil ha større sannsynlighet for å overleve. I tillegg er det svært få av fiskerne i Gjerfloen fluefiskesone som ønsker å beholde fisken de fanger til tross for at de kan beholde en fisk pr. dag, med det resultat at de aller fleste fiskene slippes ut igjen (pers. medd Snorre Grønnæss 15.10.16). Det betyr at en stor andel av fisken som er nært oppunder maksimalmålet også slippes ut igjen, og kan bidra til at gjennomsnittsstørrelsen på fisken øker.

4.5 Mulige feilkilder og videre forskningsbehov

Ved bruk av merke-gjenfangstanalyser (CMR) gjør man flere antagelser, og alle brudd på disse antagelsene vil kunne påvirke resultatene. En antagelse er at alle de merkede individene har lik sannsynlighet for å bli gjenfanget, men fakta er at det veldig ofte er variasjoner i fangbarheten blant individer (Cooch & White 2006). F.eks. kan fisk av ulik størrelse ha ulik fangbarhet på grunn av forskjeller i aktivitetsnivå. En annen antagelsen er at alle individene i populasjonen har samme sannsynlighet for å overleve, uavhengig av hvor de ble merket (Cooch & White 2006). Her kan det være forskjeller i for eksempel hvordan merkepersonell og fiskere håndterer fisken, og det kan påvirke overlevelsen. En tredje antagelse er at merker ikke faller av og blir borte, men et problem i merkestudier er nettopp tap av merker (Barker et

al. 2002). Ved merketap kan det bli underrapportering av gjenfangster (Museth et al. 2010). At fisk vandrer ut av området kan også føre til underrapportering (Museth et al. 2010). Det er ofte mulig å registrere merketap, ved at man ser på fisken hvor merket har vært festet (Museth & Qvenild 2003). Ved å forbedre merketeknikken kan man i stor grad unngå merketap (Museth & Qvenild 2003).

Når det kommer til fangst- og rapporteringssannsynlighet (r) vil rapporteringsraten fra fiskere være en viktig faktor. Det kan være at det i begynnelsen av prosjektet er mange ivrige fiskere som bidrar med rapporter, men så dabbler rapporteringen litt av ettersom tida går. Hvis det er tilfelle vil det føre til underrapportering. Snorre Grønnæss har likevel sagt at når fiskerne er innom og kjøper fiskekort oppfordrer han dem til å levere fangstrapporter, så jeg tror at rapporteringsraten er relativt høy i Gjerfloen fluefiskesone. Derimot kan det skje at fiskerne er unøyaktige eller slurvete i rapporteringene sine, f.eks. med lengdemål av fisken. Det kan også være at de avliver flere fisk enn de har lov til, eller at de avliver fisk over maksimalmålet.

I denne oppgaven ble fangst pr. innsats (individ pr. kort) brukt som et mål på tetthet. Det hadde antagelig vært bedre å beregne populasjonstettheten, og bruke det som et mål på tetthet i stedet. Fangst. pr innsats kan for eksempel påvirkes av værforhold og hvor gode personene er til å fiske. Det er heller ikke gitt at det fanges flere fisk dersom populasjonen er tettere da økt tetthet kan påvirke hvert enkelt individs fangstsannsynlighet. Som innsats er det benyttet antall solgte fiskekort, men ofte er det antall fisketimer som benyttes som et mål på innsatsen. Når man bruker antall solgte fiskekort som innsats, så har man ikke helt oversikten over hvor stor innsatsen egentlig er, for en person fisker kanskje bare 2-3 timer, mens en annen fisker 10-15 timer.

Den modellen med mest støtte som ble brukt til å estimere overlevelse, fangbarhet og fangst- og rapporteringssannsynlighet klarte ikke å estimere dette nedenfor Gjerfloen fluefiskesone, og derfor ble disse parameterne satt til å være konstante nedenfor Gjerfloen fluefiskesone. Modellen estimerte F til å være nært 1 eller 1, noe som gjør det vanskelig å estimere konfidensintervallet og derfor ble F fiksert til 1.

Alt fiskeutstyr er selektivt for størrelse til en viss grad (Miranda & Dorr 2000), og det gjelder også for utstyr som brukes til fluefiske (Leclerk & Power 1980). Ved bruk av utstyr til fluefiske fanges det lite av de minste individene, men fangbarheten øker med størrelsen for så å avta litt når fisken nærmer seg 40 cm (Leclerk & Power 1980). Ved merkingen av fisk ble det i hovedsak brukt stang (flue og mark). Den minste lengden var 15 cm, og den største

lengden 47 cm. Hvis man ønsker å få en oversikt også over de minste individene i populasjonen bør man vurdere å ta i bruk andre redskapstyper.

For å få mer innsikt i utviklingen av fisket i Gjerfloen fluefiskesone bør man fortsette med merking av fisk og fangstregistreringer. Det vil være interessant å finne ut av om gjennomsnittsstørrelsen fortsetter å øke eller om den etterhvert vil stagnere. Det kan også være nyttig å fortsette med merkingen av fisk i andre deler av vassdraget. Det kan være aktuelt å gjennomføre for eksempel elfiske i Gjerfloen fluefiskesone, men også i andre området av Trysilelva, for å kartlegge og sammenligne bestandene av harr. For å få en enda bedre oversikt over harrens vandringsmønster i Gjerfloen fluefiskesone og andre deler av Trysilelva kan det være aktuelt å merke fisken med radio/akustiske-sendere. På den måten kan man undersøke blant annet hvordan harren forflytter seg gjennom døgnet, hvor den helst oppholder seg, hvor den oppholder seg om vinteren og hvor den gyter. Ut fra mine resultater kan det se ut til at mattilgangen i Gjerfloen fluefiskesone er begrenset, og Museth et al. (2010) mener også at det er dårlig næringstilgang. For å fastslå dette kan det være nyttig å undersøke næringstilgangen i området, blant annet hvilke arter av invertebrater som finnes, hvilke invertebrater spiser harren i dette området mest av, hvilke invertebrater foretrekker stor harr og når i løpet av sommeren er det størst tetthet av invertebrater.

4.6 Konklusjon

Et overraskende resultat i denne studien var at om sommeren har lengde negativ effekt på overlevelse. Det er som regel slik at store individer har lav dødelighet. Det viste seg at overlevelsen om sommeren er tetthetsavhengig. Fisketetthet har positiv effekt på fangbarhet, og dette var også et overraskende resultat. Etter denne studien kan man slå fast at harren i Gjerfloen fluefiskesone fortsatt er stasjonær. De aller fleste fiskene som har blitt merket vandrer minimalt, og de holder seg stort sett i det samme området. I perioden 2002-2009 ble det også vist at harren i dette området er stasjonær, og vandringsmønstrene har dermed ikke endret seg.

At sommeroverlevelsen er tetthetsavhengig er et viktig funn. Siden harren i dette området er stasjonær kan det føre til økt tetthet, og dermed lavere overlevelse. Det er forventet at det er de store individene som vil slite når det er lite mat og høyere temperaturer om sommeren. Dette er en utfordring i forhold til at man ønsker å oppnå større fisk ved bruk av

fangstreguleringer, og kan være en flaskehals for økt produksjon av stor harr. Til tross for dette kan det se ut som at fangstreguleringene har hatt effekt, for gjennomsnittslengden for harr i området har økt med $0,278 \pm 0,021$ cm i året fra 1999-2012. I tillegg er gjennomsnittsstørrelsen i 2012 er større enn tidligere år, men det er ikke signifikant for alle årene. Det er likevel uklart om det er fangstreguleringene som er årsaken til dette, eller om det f.eks. kan ha vært spesielt gode vekstforhold for harr som ble merket i 2012.

Referanseliste

- Aas, Ø. & Kaltenborn, B. P. (1995). Consumptive orientation of anglers in Engerdal, Norway. *Environmental Management*, 19 (5): 751.
- Akaike, H. (1974). A new look at the statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control*, 19 (6): 716-723. doi: 10.1109/TAC.1974.1100705.
- Allan, J. D., Abell, R., Hogan, Z., Revenga, C., Taylor, B. W., Welcomme, R. L. & Winemiller, K. (2005). Overfishing of inland waters. *BioScience*, 55 (12): 1041-1051.
- Andersen, C. (1968). *Vandringer hos harr, Thymallus thymallus (L.) i Trysilvassdraget belyst ved merkingsforsøk*. Hovedfagsoppgave. Oslo: Universitetet i Oslo.
- Anderson, D. R. (2008). *Model-based inference in the life sciences: a primer on evidence*. New York: Springer Verlag.
- Anderson, R. (1980). The role of length limits in ecological management. *Practical fisheries management: More for less in the*: 41-45. (Sitert etter Wilde, G.R. 1997).
- Anderson, R. M. & Nehring, R. B. (1984). Effects of a catch-and-release regulation on a wild trout population in Colorado and its acceptance by anglers. *North American Journal of Fisheries Management*, 4 (3): 257-265.
- Anderson, R. O. (1976). Management of small warm water impoundments. *Fisheries (USA)*. (Sitert etter Wilde, G.R.1997).
- Anon. (2004). Driftsplan for fisk og fiske i Femund-/Trysilvassdraget 2004-2012. For kommunene: Trysil-Engerdal-Rendalen-Tolga-Os-Røros. 98 s.
- Arlinghaus, R., Mehner, T. & Cowx, I. G. (2002). Reconciling traditional inland fisheries management and sustainability in industrialized countries, with emphasis on Europe. *Fish and fisheries*, 3 (4): 261-316.
- Arlinghaus, R. (2005). A conceptual framework to identify and understand conflicts in recreational fisheries systems, with implications for sustainable management. *Aquatic Resources, Culture and Development*, 1 (2): 145-174.
- Arlinghaus, R., Cooke, S. J., Lyman, J., Policansky, D., Schwab, A., Suski, C., Sutton, S. G. & Thorstad, E. B. (2007). Understanding the complexity of catch-and-release in recreational fishing: an integrative synthesis of global knowledge from historical, ethical, social, and biological perspectives. *Reviews in Fisheries Science*, 15 (1-2): 75-167.
- Arlinghaus, R., Matsumura, S. & Dieckmann, U. (2010). The conservation and fishery benefits of protecting large pike (*Esox lucius* L.) by harvest regulations in recreational fishing. *Biological Conservation*, 143 (6): 1444-1459.
- Arreguín-Sánchez, F. (1996). Catchability: a key parameter for fish stock assessment. *Reviews in fish biology and fisheries*, 6 (2): 221-242.
- Askey, P. J., Richards, S. A., Post, J. R. & Parkinson, E. A. (2006). Linking angling catch rates and fish learning under catch-and-release regulations. *North American Journal of Fisheries Management*, 26 (4): 1020-1029.
- Askey, P. J., Parkinson, E. A. & Post, J. R. (2013). Linking fish and angler dynamics to assess stocking strategies for hatchery-dependent, open-access recreational fisheries. *North American Journal of Fisheries Management*, 33 (3): 557-568.
- Barker, R. J., Taylor, P. H. & Smith, S. (2002). Effect of a change in fishing regulations on the survival and capture probabilities of rainbow trout in the upper Rangitikei River, New Zealand. *North American Journal of Fisheries Management*, 22 (2): 465-473.
- Barnhart, R. A. (1989). Symposium review: catch-and-release fishing, a decade of experience. *North American Journal of Fisheries Management*, 9 (1): 74-80.
- Bartholomew, A. & Bohnsack, J. A. (2005). A review of catch-and-release angling mortality with implications for no-take reserves. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 15 (1-2): 129-154.
- Bayley, P. B. & Austen, D. J. (2002). Capture efficiency of a boat electrofisher. *Transactions of the American Fisheries Society*, 131 (3): 435-451.
- Bell, G. (1980). The costs of reproduction and their consequences. *The American Naturalist*, 116 (1): 45-76.

- Berget, D. A. (2016). *Informasjon om fiskekort og fiskeregler Trysil Fellesforening for jakt og fiske. Personlig melding.* (05.12.16).
- Biro, P. A., Post, J. R. & Parkinson, E. A. (2003). Density-dependent mortality is mediated by foraging activity for prey fish in whole-lake experiments. *Journal of Animal Ecology*, 72 (4): 546-555.
- Biro, P. A., Post, J. R. & Booth, D. J. (2007). Mechanisms for climate-induced mortality of fish populations in whole-lake experiments. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104 (23): 9715-9719.
- Biro, P. A. & Post, J. R. (2008). Rapid depletion of genotypes with fast growth and bold personality traits from harvested fish populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105 (8): 2919-2922.
- Brana, F., Nicieza, A. & Toledo, M. (1992). Effects of angling on population structure of brown trout, *Salmo trutta* L., in mountain streams of Northern Spain. *Hydrobiologia*, 237 (1): 61-66.
- Brittain, J. E. & Eikeland, T. J. (1988). Invertebrate drift—a review. *Hydrobiologia*, 166 (1): 77-93.
- Bryan, J. (1974). Hunger and the capture of grayling and char. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 31 (12): 1945-1948.
- Burnham, K. P. (1993). A theory for combined analysis of ring recovery and recapture data. I Lebreton, J.-D. & North, P. M. (red.) *Marked individuals in the study of bird population*, s. 199–213. Basel: Birkhäuser Verlag
- Buzby, K. M. & Deegan, L. A. (2000). Inter-annual fidelity to summer feeding sites in Arctic grayling. *Environmental Biology of Fishes*, 59 (3): 319-327.
- Cargnelli, L. M. & Gross, M. R. (1997). Notes: fish energetics: larger individuals emerge from winter in better condition. *Transactions of the American Fisheries Society*, 126 (1): 153-156.
- Carline, R. F., Beard Jr, T. & Hollender, B. A. (1991). Response of wild brown trout to elimination of stocking and to no-harvest regulations. *North American Journal of Fisheries Management*, 11 (3): 253-266.
- Chittleborough, R. (1970). Studies on recruitment in the Western Australian rock lobster *Panulirus longipes cygnus* George: density and natural mortality of juveniles. *Marine and Freshwater Research*, 21 (2): 131-148.
- Claessen, D., de Roos, A. M. & Persson, L. (2000). Dwarfs and giants: cannibalism and competition in size-structured populations. *The American Naturalist*, 155 (2): 219-237.
- Clapp, D. F., Clark Jr, R. D. & Diana, J. S. (1990). Range, activity, and habitat of large, free-ranging brown trout in a Michigan stream. *Transactions of the American Fisheries Society*, 119 (6): 1022-1034.
- Coggins, L. G., Catalano, M. J., Allen, M. S., Pine, W. E. & Walters, C. J. (2007). Effects of cryptic mortality and the hidden costs of using length limits in fishery management. *Fish and Fisheries*, 8 (3): 196-210.
- Cooch, E. & White, G. (2006). Program MARK: a gentle introduction. 10 utg.
- Cunjak, R. A. (1996). Winter habitat of selected stream fishes and potential impacts from land-use activity. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53 (S1): 267-282.
- Damsgird, B. & Dill, L. M. (1998). Risk-taking behavior in weight-compensating coho salmon, *Oncorhynchus kisutch*. *Behavioral Ecology*, 9 (1): 26-32.
- Deegan, L. A., Golden, H. E., Harvey, C. J. & Peterson, B. J. (1999). Influence of environmental variability on the growth of age-0 and adult Arctic grayling. *Transactions of the American Fisheries Society*, 128 (6): 1163-1175.
- Dervo, B. K. (2014). Fisketuristers forbruk i Hedmark i 2013-Utprøving av en metode for kartlegging av fiskeres forbruksmønster og informasjonsvaner.
- Dmitriew, C. M. (2011). The evolution of growth trajectories: what limits growth rate? *Biological Reviews*, 86 (1): 97-116.
- Dyk, V. (1984). The characteristics of grayling biotopes. *Acta Veterinaria Brno*, 53 (1-2): 71-80.
- Eder, S. (1984). Effectiveness of an imposed slot length limit of 12.0-14.9 inches on largemouth bass. *North American Journal of Fisheries Management*, 4 (4B): 469-478.
- Fabricius, E. & Gustafson, K.-J. (1955). *Observations on the spawning behaviour of the grayling, Thymallus thymallus (L.)*: National Swedish Board of Fisheries.

- Gjerfloen fluefiskesone. (Udatert). *Om Gjerfloen*. Tilgjengelig fra: <http://www.fluefiske-trysil.com/no/gjerfloen.htm> (lest 05.05.2017).
- Godin, J.-G. J. & Crossman, S. L. (1994). Hunger-dependent predator inspection and foraging behaviours in the threespine stickleback (*Gasterosteus aculeatus*) under predation risk. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 34 (5): 359-366.
- Greenberg, L., Svendsen, P. & Harby, A. (1996). Availability of microhabitats and their use by brown trout (*Salmo trutta*) and grayling (*Thymallus thymallus*) in the River Vojmån, Sweden. *Regulated Rivers: Research & Management*, 12 (2-3): 287-303.
- Grønnæss, S. (2016a). *Fiskekortdata. Personlig melding* (20.09.16).
- Grønnæss, S. (2016b). *Informasjon om sona. Personlig melding* (15.10.16).
- Gönczi, A. P. (1989). A study of physical parameters at the spawning sites of the European grayling (*Thymallus thymallus* L.). *Regulated Rivers: Research & Management*, 3 (1): 221-224.
- Haddeland, P. J., Junge, C., Serbezov, D. & Vøllestad, L. A. (2015). Genetic parentage analysis confirms a polygynandrous breeding system in the European grayling (*Thymallus thymallus*). *PLoS one*, 10 (3): e0122032.
- Hansen, M. J., Beard Jr, T. D. & Hewett, S. W. (2000). Catch rates and catchability of walleyes in angling and spearing fisheries in northern Wisconsin lakes. *North American Journal of Fisheries Management*, 20 (1): 109-118.
- Haugen, T. & Rygg, T. (1996). Food-and habitat-segregation in sympatric grayling and brown trout. *Journal of Fish Biology*, 49 (2): 301-318.
- Haugen, T. (2000). Early survival and growth in populations of grayling with recent common ancestors—field experiments. *Journal of fish biology*, 56 (5): 1173-1191.
- Haugen, T. & Vøllestad, L. (2000). Population differences in early life-history traits in grayling. *Journal of evolutionary biology*, 13 (6): 897-905.
- Huehn, D. & Arlinghaus, R. (2011). *Determinants of hooking mortality in freshwater recreational fisheries: a quantitative meta-analysis*. American Fisheries Society Symposium. 141-170 s.
- Hughes, N. F. (1992). Selection of positions by drift-feeding salmonids in dominance hierarchies: model and test for Arctic grayling (*Thymallus arcticus*) in subarctic mountain streams, interior Alaska. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 49 (10): 1999-2008.
- Hutchings, J. A., Pickle, A., McGregor-Shaw, C. & Poirier, L. (1999). Influence of sex, body size, and reproduction on overwinter lipid depletion in brook trout. *Journal of fish biology*, 55 (5): 1020-1028.
- Härkönen, L., Hyvärinen, P., Paappanen, J. & Vainikka, A. (2014). Explorative behavior increases vulnerability to angling in hatchery-reared brown trout (*Salmo trutta*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 71 (12): 1900-1909.
- Ingram, A., Ibbotson, A. & Gallagher, M. (1999). The Ecology and management of European Grayling [*Thymallus thymallus* (Linnaeus)] Interim Report.
- Isermann, D. A., Willis, D. W., Lucchesi, D. O. & Blackwell, B. G. (2005). Seasonal harvest, exploitation, size selectivity, and catch preferences associated with winter yellow perch anglers on South Dakota lakes. *North American Journal of Fisheries Management*, 25 (3): 827-840.
- Jakober, M. J., McMahon, T. E., Thurow, R. F. & Clancy, C. G. (1998). Role of stream ice on fall and winter movements and habitat use by bull trout and cutthroat trout in Montana headwater streams. *Transactions of the American Fisheries Society*, 127 (2): 223-235.
- Jonsson, B. & Jonsson, N. (2011). Habitat use. I: *Ecology of Atlantic Salmon and Brown Trout*, s. 67-135: Springer.
- Kilden NIBIO. (2016). *Kart til ArcGis*. Tilgjengelig fra: <https://kilden.nibio.no/> (lest 08.11.16).
- Kjøsnes, A. J., Museth, J., Nashoug, O. & Qvenild, T. (2004). Studier av vandringer hos harr og ørret i Femund/Trysilvassdraget 1999–2003. *Fylkesmannen i Hedmark. Miljøvern avdelingen. Rapport: 2-2004*.
- Klefoth, T. H. (2016). *The phenotypic correlates of individual vulnerability to angling*. Doktoravhandling. Berlin: Humboldt university.
- Landbruks- og matdepartementet. (2006). *Handlingsplan for innlandsfiske. Handlingsplan for økt bruk av innlandsfisk som grunnlag for verdiskapning innen mat- og opplevelsproduksjon*. 57 s.

- Lebreton, J. D., Burnham, K. P., Clobert, J. & Anderson, D. R. (1992). Modeling survival and testing biological hypotheses using marked animals - a unified approach with case-studies. *Ecological Monographs*, 62 (1): 67–118.
- Leclerc, J. & Power, G. (1980). Selectivity of fly-fishing, spinning and gillnet for brook charr and ouananiche in a large northern Quebec river. *Environmental Biology of Fishes*, 5 (2): 181-184.
- Lewin, W.-C., Arlinghaus, R. & Mehner, T. (2006). Documented and potential biological impacts of recreational fishing: insights for management and conservation. *Reviews in Fisheries Science*, 14 (4): 305-367.
- Linløkken, A. (1989). Spørreundersøkelse blant fiskerne i Glomma i Hedmark. *Rapport* (Vol 6, s.26). Glommaprosjektet: Fylkesmannen i Hedmark.
- Løken, Ø. (2011). Ørreten i Trysil. *Trysil Fellesforening for jakt og fiske*. 31 s.
- Mallet, J., Lamouroux, N., Sagnes, P. & Persat, H. (2000). Habitat preferences of European grayling in a medium size stream, the Ain river, France. *Journal of Fish Biology*, 56 (6): 1312-1326.
- Markham, J. L., Johnson, D. L. & Petering, R. W. (1991). White crappie summer movements and habitat use in Delaware Reservoir, Ohio. *North American Journal of Fisheries Management*, 11 (4): 504-512.
- 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.
- Maunder, M. N., Sibert, J. R., Fonteneau, A., Hampton, J., Kleiber, P. & Harley, S. J. (2006). Interpreting catch per unit effort data to assess the status of individual stocks and communities. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 63 (8): 1373-1385.
- Meteorologisk Institutt. (2016). eKlima. Tilgjengelig fra: http://sharki.oslo.dnmi.no/portal/page?_pageid=73,39035,73_39049&_dad=portal&_schema=PORTAL (lest 04.10.2016).
- Miranda, L. E. & Dorr, B. S. (2000). Size selectivity of crappie angling. *North American Journal of Fisheries Management*, 20 (3): 706-710.
- Mogensen, S., Post, J. R. & Sullivan, M. G. (2013). Vulnerability to harvest by anglers differs across climate, productivity, and diversity clines. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 71 (3): 416-426.
- Morgan, G. (1974). Aspects of the population dynamics of the western rock lobster, *Panulirus cygnus* George. II. Seasonal changes in the catchability coefficient. *Marine and Freshwater Research*, 25 (2): 249-259.
- Munger, C. R. & Kraal, J. E. (1997). Evaluation of length and bag limits for walleyes in Meredith Reservoir, Texas. *North American Journal of Fisheries Management*, 17 (2): 438-445.
- Muoneke, M. I. & Childress, W. M. (1994). Hooking mortality: a review for recreational fisheries. *Reviews in Fisheries Science*, 2 (2): 123-156.
- Museth, J. & Qvenild, T. (2003). Merkingforsøk i fisketrappa ved Løpet i Renavassdraget i perioden 1985-2000.
- Museth, J., Kraabøl, M., Arnekleiv, J. V., Johnsen, S. I. & Teigen, J. (2009). Planlagt kraftverk i Rosten i Gudbrandsdalslågen. Utredning av konsekvenser for harr, ørret og bunndyr i influensområdet.
- Museth, J., Johnsen, S. I., Grønnæss, S. & Qvenild, T. (2010). Gjerfloen Fluefiske-utviklingen i fisket perioden 2002-2009. *NINA*, 564. 24 s.
- Myers, R. A. & Worm, B. (2005). Extinction, survival or recovery of large predatory fishes. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 360 (1453): 13-20.
- Newby, J. R., Hansen, M. J., Newman, S. P. & Edwards, C. J. (2000). Catchability of walleyes to angling in Escanaba Lake, Wisconsin, 1980–1995. *North American Journal of Fisheries Management*, 20 (4): 873-881.
- Northcote, T. G. (1995). Comparative biology and management of Arctic and European grayling (*Salmonidae*, *Thymallus*). *Reviews in fish biology and fisheries*, 5 (2): 141-194.
- Novinger, G. D. (1984). Observations on the use of size limits for black basses in large impoundments. *Fisheries*, 9 (4): 2-6. (Sitert etter Wilde, G.R. 1997).

- NVE. (2016). Hydra II. Tilgjengelig fra: <https://www.nve.no/hydrologi/hydrologiske-data/historiske-data/data-i-hydra-ii-databasen/> (lest 04.10.16).
- Nyhuus, A. (2017). *Opplysninger om Vestsjøberget fluefiske. Personlig melding* (13.02.17).
- Nykänen, M., Huusko, A. & Mäki-Petäys, A. (2001). Seasonal changes in the habitat use and movements of adult European grayling in a large subarctic river. *Journal of Fish Biology*, 58 (2): 506-519.
- Nykänen, M. & Huusko, A. (2002). Suitability criteria for spawning habitat of riverine European grayling. *Journal of Fish Biology*, 60 (5): 1351-1354.
- Nykänen, M. & Huusko, A. (2003). Size-related changes in habitat selection by larval grayling (*Thymallus thymallus* L.). *Ecology of Freshwater Fish*, 12 (2): 127-133.
- Nykänen, M., Huusko, A. & Lahti, M. (2004). Changes in movement, range and habitat preferences of adult grayling from late summer to early winter. *Journal of Fish Biology*, 64 (5): 1386-1398.
- Näslund, I., Nordwall, F., Eriksson, T., Hannersjö, D. & Eriksson, L.-O. (2005). Long-term responses of a stream-dwelling grayling population to restrictive fishing regulations. *Fisheries research*, 72 (2): 323-332.
- Näslund, I., Eriksson, T., Hannersjö, D., Bergwall, L., Jacobsson, G. & Leonardsson, K. (2010). Time trends in angler compliance with harvest regulations in stream fisheries. *Fisheries Management and Ecology*, 17 (1): 52-62.
- Ohlberger, J., Edeline, E., Vøllestad, L. A., Stenseth, N. C. & Claessen, D. (2011). Temperature-driven regime shifts in the dynamics of size-structured populations. *The American Naturalist*, 177 (2): 211-223.
- Pierce, R. B. (2010). Long-term evaluations of length limit regulations for northern pike in Minnesota. *North American Journal of Fisheries Management*, 30 (2): 412-432.
- Post, J. R., Sullivan, M., Cox, S., Lester, N. P., Walters, C. J., Parkinson, E. A., Paul, A. J., Jackson, L. & Shuter, B. J. (2002). Canada's recreational fisheries: the invisible collapse? *Fisheries*, 27 (1): 6-17.
- Pringle, H. (1997). Ice Age communities may be earliest known net hunters. *Science*, 277 (5330): 1203-1204.
- Qvenild, T. & Nashoug, N. (1998). Driftsplan for Femund/Trysilvassdraget. Del 1:Fiskeressursene - status. *Fylkesmannen i Hedmark, miljøvernavdelingen*, 9/98. 72 s.
- R Development Core Team. (2015). *R: a language and environment for statistical computing* (3.2.1 ed.). Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing (<http://www.R-project.org>).
- Rogers, M. W., Hansen, M. J. & Beard Jr, T. D. (2003). Catchability of walleyes to fyke netting and electrofishing in northern Wisconsin lakes. *North American Journal of Fisheries Management*, 23 (4): 1193-1206.
- Sagnes, P., Gaudin, P. & Statzner, B. (1997). Shifts in morphometrics and their relation to hydrodynamic potential and habitat use during grayling ontogenesis. *Journal of Fish Biology*, 50 (4): 846-858.
- Scott, A. (1985). Distribution, growth, and feeding of postemergent grayling *Thymallus thymallus* in an English river. *Transactions of the American Fisheries Society*, 114 (4): 525-531.
- Sempeski, P., Gaudin, P., Persat, H. & Grolet, O. (1995). Diet selection in early-life stages of grayling (*Thymallus thymallus*). *Archiv für Hydrobiologie*, 132: 437-452.
- Sempeski, P. & Gaudin, P. (1995). Habitat selection by grayling-II. Preliminary results on larval and juvenile daytime habitats. *Journal of Fish Biology*, 47 (2): 345-349.
- Shuter, B., Jones, M., Korver, R. & Lester, N. (1998). A general, life history based model for regional management of fish stocks: the inland lake trout (*Salvelinus namaycush*) fisheries of Ontario. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 55 (9): 2161-2177.
- Sogard, S. & Olla, B. (2000). Endurance of simulated winter conditions by age-0 walleye pollock: effects of body size, water temperature and energy stores. *Journal of Fish Biology*, 56 (1): 1-21.
- Toivonen, A.-L., Tuunainen, P., Navrud, S., Roth, E., Bengtsson, B. & Gudbergsson, G. (1999). *Measuring the total economic value of recreational fisheries in Scandinavia*. Evaluating the benefits of recreational fishing. Papers, discussion and issues: a conference held at the UBC Fisheries Center June. 150-153 s.

- Trysil Fellesforening for jakt og fiske. (2015). *Kart*. Hentet 02.05.2017 fra: http://trysil-fellesforening.no/fiske/content_1/text_e435c3c9-1e1e-4bd5-8426-d108092e2f7c/1435306773720/fiskekart2015.pdf
- Trysil Fellesforening for jakt og fiske. (2016). *Fiskeregler 2016*. Tilgjengelig fra: http://trysil-fellesforening.no/fiske/content_1/text_e435c3c9-1e1e-4bd5-8426-d108092e2f7c/1474631570043/fiskeregler_2016.pdf (lest 17.04.16).
- Tsuboi, J.-i. & Endou, S. (2008). Relationships between catch per unit effort, catchability, and abundance based on actual measurements of salmonids in a mountain stream. *Transactions of the American Fisheries Society*, 137 (2): 496-502.
- van Poorten, B. T. & Post, J. R. (2005). Seasonal fishery dynamics of a previously unexploited rainbow trout population with contrasts to established fisheries. *North American Journal of Fisheries Management*, 25 (1): 329-345.
- VanDeValk, A. J., Forney, J. L., Jackson, J. R., Rudstam, L. G., Brooking, T. E. & Krueger, S. D. (2005). Angler catch rates and catchability of walleyes in Oneida Lake, New York. *North American Journal of Fisheries Management*, 25 (4): 1441-1447.
- Vestsjøberget (udatert). *Kart*. Hentet 06.03.2017 fra: <http://fishspot.no/wp-content/uploads/2013/06/Kart-688.png>
- West, R. L., Smith, M. W., Barber, W. E., Reynolds, J. B. & Hop, H. (1992). Autumn migration and overwintering of Arctic grayling in coastal streams of the Arctic National Wildlife Refuge, Alaska. *Transactions of the American Fisheries Society*, 121 (6): 709-715.
- White, G. C. & Burnham, K. P. (1999). Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study*, 46: 120-139.
- Wilde, G. R. (1997). Largemouth bass fishery responses to length limits. *Fisheries*, 22 (6): 14-23.
- Young, R. G. & Hayes, J. W. (2004). Angling pressure and trout catchability: behavioral observations of brown trout in two New Zealand backcountry rivers. *North American Journal of Fisheries Management*, 24 (4): 1203-12.

Vedlegg

Vedlegg 1: Utsnitt av kart over Trysilelva, som viser Vestsjøberget fluefiske og Gjerfloen fluefiske i forhold til hverandre

Vedlegg 2: Fiskeregler i Trysilelva, Vestsjøberget fluefiske og Gjerfloen fluefiske

Vedlegg 3: Tidslinje over fiskereglene i Trysilelva, Vestsjøberget fluefiske og Gjerfloen fluefiskesone

Vedlegg 4: Oversikt over hvilke fisker som har fått merkene klippet av

Vedlegg 5: Tukey-post-hoc tabell over størrelsestrend i Gjerfloen fluefiskesone fra 1999-2012

Vedlegg 2: Detaljert beskrivelse av hvilke fiskeregler som har vært gjeldende, og gjelder i Trysilelva, Vestsjøberget fluefiske og Gjerfloen fluefiskesone.

Fiskeregler i Trysilelva

Før 2000 var det minstemål på 25cm for harr og ørret i hele Trysilelva (unntatt Vestsjøberget fluefiske), se Figur 2. Fra 2000-2013 var det minstemål på 35cm for harr, og minstemål på 30cm for ørret i hele elva (unntatt Vestsjøberget fluefiske og Gjerfloen fluefiskesone) (pers. medd Dag Arne Berget 05.12.16).

Fra 01.01.14 ble følgende regler gjeldende:

På strekningen nord for Sennsjøen, samt på strekningen fra Koloåas utløp til riksgrensen er størstemål for ørret 30 cm og for harr 35 cm. All fisk over størstemålet skal straks settes mest mulig uskadd ut igjen med slikt unntak: Hver fisker kan fange og avlive en ørret eller harr over størstemålet per døgn. Det bør benyttes mothakeløse kroker under fisket. På strekningen fra Sennsjøen til Koloåas utløp er minstemål for ørret og harr 25 cm. All fisk under minstemålet skal straks settes mest mulig uskadd ut igjen. Personer under 16 år trenger ikke å følge reglene for minste- og størstemål (Trysil Fellesforening for jakt og fiske 2016).

Dette vil altså si at ovenfor Vestsjøberget fluefiske er det et minstemål for harr og ørret på 25cm, og all fisk under minstemålet skal settes ut igjen. På den korte strekningen mellom Vestsjøberget og Gjerfloen fluefiskesone gjelder maksimalmål på 35cm for harr, og maksimalmål på 30cm for ørret, og det er tillatt å avlive en harr/ørret over maksålet pr dag. Nedenfor Gjerfloen fluefiskesone gjelder også maksimalmål på hhv 35 og 30cm for harr og ørret, og det er tillatt å avlive en harr/ørret over maksimalmål pr. dag, (se også vedlegg 3).

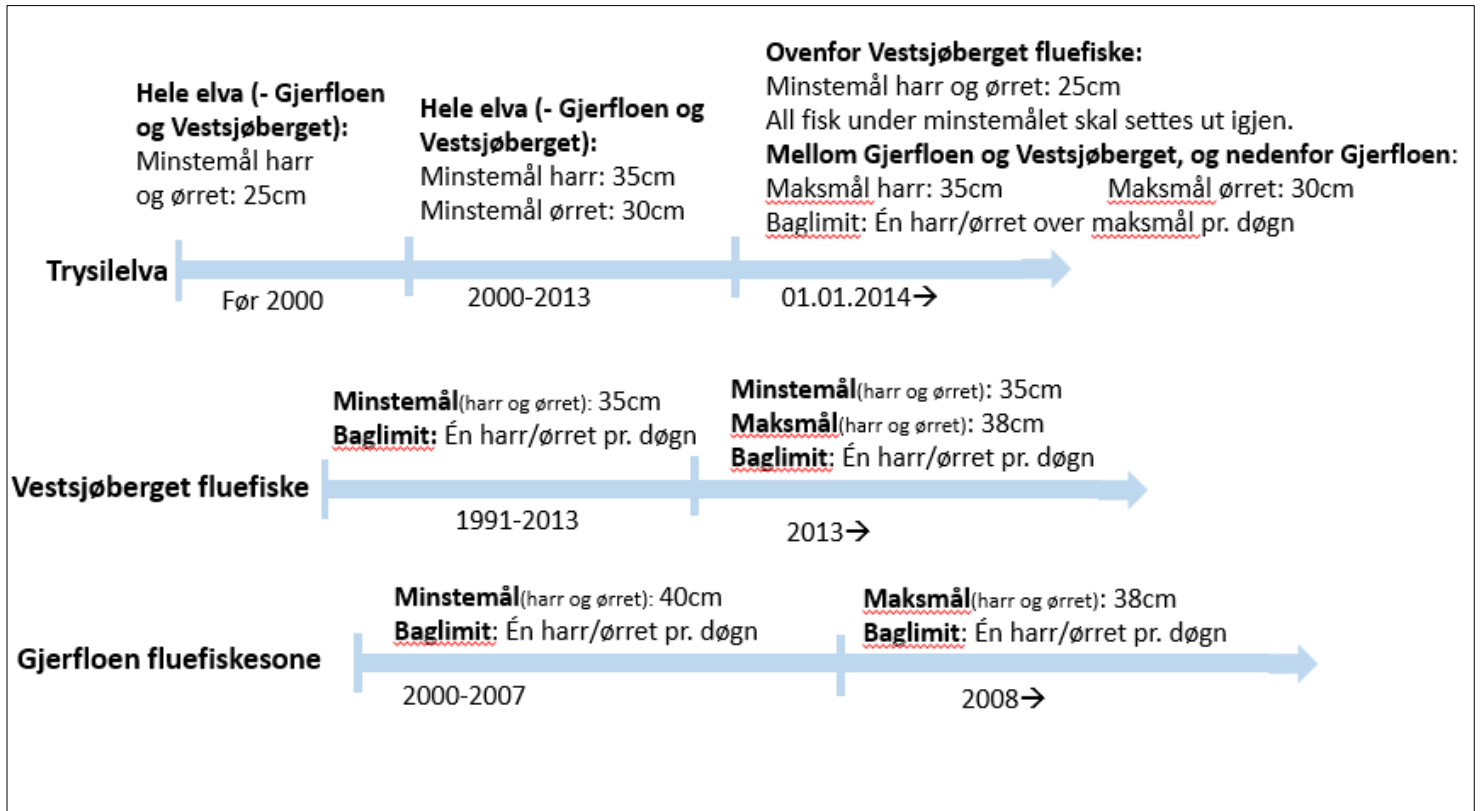
Fiskeregler i Gjerfloen

Fra 2000-2007 var det minstemål på 40cm, dvs at det ikke var tillatt å avlive harr eller ørret som var under 40 cm. I 2008 ble minstemålet endret til et maksimalmål på 38 cm, dvs at det ikke er tillatt å avlive harr eller ørret som er lenger enn 38 cm. I hele perioden har det vært baglimit på én harr eller ørret (Museth et al. 2010).

Fiskeregler i Vestsjøberget

I Vestsjøberget har det vært minstemål og baglimit siden 1991. Minstemålet har hele tiden vært 35cm, men det ble også innført et maksimalmål på 38 cm i 2013. Det er ikke kortsalg i dette området, men elvestrekningen leies ut eksklusivt til en gruppe på opptil 8 personer for ei uke. Dermed er belastningen på fisket svært lav i forhold til når det er kortsalg (pers. medd Anders Nyhuus 13.02.17) .

Vedlegg 3: Tidslinje som viser hvilke fiskeregler som har vært, og er gjeldene for Trysil-elva, Vestsjøberget fluefiske og Gjerfloen fluefiske.



Vedlegg 4: Oversikt over hvilke fisker som har fått merket klippet av innenfor Gjerfloen fluefiskesone.

ID	Merkedato:	Gj.fangstdato 1:	Gj.fangsdato 2:
125101	06.09.12	28.07.15	
125106	06.09.12	27.06.15	
125141	07.09.12	01.08.15	
125169	10.09.12	31.07.15	
125173	10.09.12	01.08.15	
125257	13.09.12	20.06.15	06.08.15

Vedlegg 5: Tukey-post-hoc tabell over størrelsestrend i Gjerfloen fluefiskesone fra 1999-2012.

Parvis år	Differanse	LCL	UCL	p
2000-1999	0,390	-1,315	2,096	1,000
2001-1999	-0,706	-1,423	0,011	0,058
2002-1999	-0,276	-1,765	1,214	1,000
2003-1999	1,353	-0,241	2,947	0,191
2004-1999	2,478	0,443	4,513	<0.05
2005-1999	0,635	-0,268	1,538	0,476
2006-1999	0,192	-2,649	3,034	1,000
2007-1999	0,469	-3,777	4,715	1,000
2008-1999	-0,445	-7,508	6,618	1,000
2009-1999	0,355	-6,708	7,418	1,000
2012-1999	3,288	2,311	4,265	<0.05
2001-2000	-1,097	-2,760	0,567	0,582
2002-2000	-0,666	-2,781	1,449	0,997
2003-2000	0,963	-1,227	3,152	0,956
2004-2000	2,088	-0,441	4,616	0,226
2005-2000	0,245	-1,507	1,996	1,000
2006-2000	-0,198	-3,411	3,015	1,000
2007-2000	0,079	-4,425	4,582	1,000
2008-2000	-0,835	-8,056	6,385	1,000
2009-2000	-0,035	-7,256	7,185	1,000
2012-2000	2,897	1,107	4,688	<0.05
2002-2001	0,431	-1,011	1,872	0,998
2003-2001	2,060	0,511	3,608	<0.05
2004-2001	3,184	1,185	5,184	<0.05
2005-2001	1,342	0,521	2,162	<0.05
2006-2001	0,899	-1,917	3,715	0,997
2007-2001	1,176	-3,053	5,405	0,999
2008-2001	0,261	-6,792	7,314	1,000
2009-2001	1,061	-5,992	8,114	1,000
2012-2001	3,994	3,093	4,895	<0.05
2003-2002	1,629	-0,397	3,655	0,264
2004-2002	2,754	0,365	5,142	<0.05
2005-2002	0,911	-0,632	2,453	0,740
2006-2002	0,468	-2,636	3,572	1,000
2007-2002	0,745	-3,681	5,171	1,000
2008-2002	-0,169	-7,342	7,003	1,000
2009-2002	0,631	-6,542	7,803	1,000
2012-2002	3,563	1,977	5,150	<0.05
2004-2003	1,125	-1,330	3,579	0,941
2005-2003	-0,718	-2,361	0,925	0,958

2006-2003	-1,161	-4,316	1,995	0,989
2007-2003	-0,884	-5,346	3,578	1,000
2008-2003	-1,798	-8,993	5,397	1,000
2009-2003	-0,998	-8,193	6,197	1,000
2012-2003	1,935	0,250	3,619	<0.05
2005-2004	-1,843	-3,916	0,231	0,139
2006-2004	-2,286	-5,685	1,114	0,551
2007-2004	-2,009	-6,647	2,629	0,961
2008-2004	-2,923	-10,229	4,383	0,978
2009-2004	-2,123	-9,429	5,183	0,999
2012-2004	0,810	-1,297	2,916	0,984
2006-2005	-0,443	-3,312	2,426	1,000
2007-2005	-0,166	-4,430	4,099	1,000
2008-2005	-1,080	-8,154	5,994	1,000
2009-2005	-0,280	-7,354	6,794	1,000
2012-2005	2,653	1,598	3,707	<0.05
2007-2006	0,277	-4,767	5,321	1,000
2008-2006	-0,638	-8,207	6,932	1,000
2009-2006	0,163	-7,407	7,732	1,000
2012-2006	3,095	0,202	5,988	<0.05
2008-2007	-0,914	-9,115	7,287	1,000
2009-2007	-0,114	-8,315	8,087	1,000
2012-2007	2,819	-1,462	7,099	0,584
2009-2008	0,800	-9,156	10,756	1,000
2012-2008	3,733	-3,351	10,817	0,858
2012-2009	2,933	-4,151	10,017	0,972



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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway