

Norges miljø- og biovitenskapelige universitet
Institutt for naturforvaltning

Masteroppgave 2014
30 stp

Habitatvalg og overlevelse for unger av kvinand (*Bucephala clangula*), kunstige hekkeplasser og mulige forvaltningstiltak

Habitat Selection and Survival of Common
Goldeneye (*Bucephala clangula*)
Ducklings, Artificial Nesting Sites and
Possible Management Measures

Skule Huseby

Forord

Denne oppgaven er siste del av master i naturforvaltning ved NMBU og utgjør 30 studiepoeng av 180. Ideen med oppgaven sprang ut av et pågående prosjekt, Kvinandprosjektet, som er et samarbeid mellom Lillehammer kommune ved skolesjefen, og Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU) ved professor Geir A. Sonerud. Prosjektet består i å utplassere hekkedasser for kvinand for å se om det kan øke bestanden av kvinand i området. Prosjektet hadde pågått over flere år uten at man hadde kunnet konstatere noen positiv virkning på bestanden. Det var usikkert hvor mange av ungene som overlevde til flygedyktig alder og hvor de eventuelt oppholdt seg. For hekkesesongen 2010 ble det derfor besluttet å radiomerke seks hunner, og fargemerke ungene for å finne ut mer om forflytning og overlevelse.

Innsamling av data i felt er forbundet med stor usikkerhet, og om jeg ville klare å komme fram til en modell av for eksempel overlevelse som gjenspeilet populasjonen var langt fra sikkert. Dette ville kunne være avgjørende for gjennomføringen av masteroppgaven. Det var derfor viktig for meg å finne motivasjon i det faktum at hvis jeg kunne finne ut i det minste hvordan det gikk med et av kullene, ville det ha verdi for eierne av prosjektet. Det kunne spore til videre innsats for de involverte i prosjektet. Fokus på hva som er den egentlige årsak til undersøkelsen, og ikke bare tenke på teori og analyse av data er noe Burnham og Anderson (2002) fremholder som viktig. For meg personlig ville det kanskje ha størst verdi hvis jeg klarte å finne «signifikante» effekter. Jeg var allikevel klar på at hovedfokuset mitt var å prøve å gi en verdi tilbake til prosjektet og dette kommuniserte jeg også til prosjektleder Helge Grønlien. Han har vært den drivende kraft, og stått for mye av planleggingen og det praktiske feltarbeidet i de årene prosjektet har pågått. Hans lokalkunnskap og deltagelse under mitt feltarbeid har vært av avgjørende betydning, så stor takk til Helge. Takk også til min veileder professor Geir A. Sonerud som hadde det vitenskapelige ansvaret for kvinandprosjektet. Til sist men ikke minst en takk til min familie som ga meg anledning til å gjennomføre et masterstudium i en travel familiehverdag.

Drøbak, 9.mai, 2014

Skule Huseby

Sammendrag

I området rundt Lillehammer, Norge, har det siden 2005 blitt utplassert hekkedasser for kvinand (*Bucephala clangula*). Formålet er å undersøke om reirplasser er en begrensende faktor i forskningsområdet til Kvinandprosjektet. Prosjektet er et samarbeid mellom Lillehammer kommune og Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU). Det var usikkert hvilken virkning utplassering av kasser hadde på bestanden, og hvilken overlevelse det var for de ungene som ble klekket i kassene. Hvor eventuelle overlevende unger forflyttet seg og vokste opp var også usikkert. Seks kvinandhunner ble radiomerket, og kullene fargemerket for å kunne registrere forflytning og overlevelse hos ungene. Tekniske problemer gjorde at det ikke ble mulig å radiopeile hunnene som planlagt. Fire hunner med kull ble gjenfunnet ved visuell gjennom søkning av studieområdet, og ungene identifisert ved hjelp av fargemerkingen. Andre studier har vist at konkurranse med fisk om mat kan være en viktig faktor ved valg av oppvekstsvann. Det ble undersøkt om fisk og andre faktorer som vannvegetasjon, størrelse på vann og kull og distansen kullet ble flyttet hadde innvirkning på valg av oppvekstsvann og overlevelse, men ingen sammenheng ble funnet. Distansen hunnen flyttet kullet korrelerte positivt med kullstørrelsen ($p = 0,010$). Dette kan ha en sammenheng med at store kull har større reproduktiv verdi enn små, og at hunnen investerer mer i store kull ved å flytte de lenger til potensielt gode oppvekstsvann. Det ble ikke funnet noen signifikant forskjell i overlevelse på unger i aldersklasse I (0-23 dager) og aldersklasse II (24-54 dager), men det var stor variasjon på overlevelse mellom de fire kullene. Utvalgsstørrelsen på fire hunner med kull gjør det vanskelig å si noe sikkert om resultatene. Det ble konstatert at kull ble klekket i kassene, og at unger nådde flygedyktig alder. Det er derfor trolig at oppsetting av kasser i området har en positiv effekt på kvinandbestanden. Mer kunnskap om hvordan dette samvirker med predatorer kan gi enda bedre effekt av dette forvaltningstiltaket, slik at kassene blir plassert der de er minst utsatt for predasjon. Fisk kan påvirke populasjonen ved å redusere mattilgangen for kvinandunger, og det kan derfor være viktig å sikre fiskefrie vann som oppvekstområder. Skogbrukslova med forskrifter og Levende Skog gir muligheter for å sikre at naturlige hekkedasser for kvinand blir tatt vare på i studieområdet og i Norge generelt.

Abstract

In the area around Lillehammer, Norway, there have been deployed nest-boxes for common goldeneye (*Bucephala clangula*), since 2005. The purpose is to investigate if nesting places was a limiting factor in the common goldeneye project area. This was a joint project between Lillehammer county and Norwegian University of Life Sciences (NMBU). It was unclear what effect nest-boxes had on the population and the survival for the ducklings that hatched in the nest-boxes. Where any surviving ducklings moved and got reared was also uncertain. Six common goldeneye females were radio-marked and broods color-marked to determine the movement and survival of ducklings. Due to technical problems it was not possible to radio-locate females as planned. Four females with broods were recovered by a visual search of the study area and the broods were identified by the color-marking. Other studies have shown that competition with fish for food may be an important factor when choosing rearing water. It was investigated whether fish and other factors such as water vegetation, water and broods size and the distance moved by the broods had an impact on the choice of rearing water and survival, but no associations were found. The distance females moved the broods correlated positively with broods size ($p = 0.010$). This may be associated with large broods have greater reproductive value than smaller ones, and that females invest more in large broods by moving further to the potentially beneficial rearing water. There was no significant difference in survival of young in age class I (0-23 days) and age class II (24-54 days), but there was considerable variation in survival between the four broods. The sample size of four females with broods makes it difficult to be certain about the results. It was noted that broods were hatched in the nest-boxes, and that ducklings reached fledging age. It is therefore likely that the provision of nest-boxes in the area have a positive effect on the common goldeneye population. More knowledge about how this interacts with predators can provide even better effect of this management measure, so that the nest-boxes are placed where they are least susceptible to predation. Fish can influence the population by reducing the food supply for common goldeneye ducklings, and it may therefore be important to ensure fish-free waters as rearing areas. The Norwegian Forestry Act and its regulations and the Living Forest standard offers opportunities to ensure that natural breeding sites for common goldeneye are preserved in the study area and in Norway in general.

Innholdsfortegnelse

Innledning.....	5
Metode.....	9
Studieområdet.....	9
Datainnsamling.....	9
Dataanalyse.....	13
Resultater.....	17
Distanse flyttet og kullstørrelse	18
Oppvekstvann og fisk	18
Dødelighet, areal av oppvekstvannet og andelen vannvegetasjon	19
Dødelighet og kullstørrelse.....	20
Dødelighet og distanse flyttet	20
Overlevelse	20
Diskusjon.....	23
Vurdering av metode	23
Flytting og valg av vann	24
Distanse flyttet og kullstørrelse	25
Oppvekstvann og fisk	26
Dødelighet, areal av oppvekstvannet og andelen vannvegetasjon	27
Dødelighet og kullstørrelse.....	27
Dødelighet og distanse flyttet	28
Overlevelse	28
Forvaltning.....	29
Konklusjon.....	30
Referanser.....	31
Vedlegg	36

Innledning

Forståelse av overlevelse og reproduksjon hos arter i habitater påvirket av mennesker, og kunnskap om biologisk mangfold, er viktig for å kunne planlegge og implementere forvaltningsmessige tiltak for å minske tap av biologisk mangfold (United Nations 1992). Tap av biologisk mangfold skjer som følge av menneskelig aktivitet (United Nations 1992). Norge er forpliktet til å redusere tapet av biologisk mangfold gjennom konvensjonen om biologisk mangfold (United Nations 1992), og Norge har vedtatt å stanse tapet av biologisk mangfold innen 2010 (St.meld. nr 25 (2002-2003)). Vern av biologisk mangfold er også inntatt i Naturmangfoldloven (2009). Mye av tapet av biologisk mangfold skjer som følge av ødeleggelse og fragmentering av arters leveområder.

En art som er utsatt for menneskelig påvirkning er kvinand (*Bucephala clangula*), som er avhengig av hull i trær for å kunne reprodusere, og i områder med intensiv skogsdrift har den mistet mange av sine naturlige hekkeplasser (Cramp *et al.* 1977). Skogsdrift i Norge er regulert gjennom Skogbrukslova (2005) med forskrifter. Forskrift om berekraftig skogbruk (2006, § 5 første ledd) gir pålegg om at skogbrukstiltak skal følge retningslinjene til Levende Skog (2006). Hule trær kan være en begrensende faktor for sekundære hullrugere (Lack 1954). Tettheten av hullrugere er avhengig av antall stående døde trær (Mannan *et al.* 1980, Mannan & Meslow 1984) som det finnes flest av i gammelskog (Cline *et al.* 1980), og hekkeplasser for hullrugere er trolig ikke en begrensende faktor i naturlig skog (Wesolowski 2007).

For å undersøke om reirplasser er en begrensende faktor for kvinand i prosjektområdet, har det blitt utplassert kasser som kunstige hekkeplasser for kvinand siden 2005, da det ble utplassert 37 kasser ved vannene i prosjektområdet (H. Grønlien, pers. med). Prosjektet ville prøve å finne ut om økt tilgang på reirplasser ville resultere i økt hekkebestand og økt ungeproduksjon (H. Grønlien, pers. med). Hele forskningsområdet for Kvinandprosjektet består av 8 uavhengige delområder, hvorav 4 delområder er forsøksområder og 4 delområder er referanseområder. I forskningsområdet er det 56 vann hovedsakelig i skogsområder hvorav 47 vann ligger i Lillehammer kommune, 7 vann i Ringsaker kommune og 1 vann i hver av kommunene Gausdal og Øyer (H. Grønlien, pers. med). De første kvinandhekkingene kom i 2007 etter at innflyvningshullet i kassene ble utvidet foran denne sesongen, og trolig var innflyvningshullet litt for lite i 2005 og 2006 (H. Grønlien, pers. med). Antall kvinandhekkinger økte fra 4 i 2007 til 17 i 2009, og alle kvinandhekkingene i 2007 var vellykkede, mens 9 kvinandhekkinger var vellykkede i 2009 (H. Grønlien, pers. med). Fire observasjonsrunder, fortrinnsvis fordelt på en

hver i månedene mai, juni, juli og august, blir gjennomført hvert år, og de fleste kvinandkullene har ikke blitt observert på noen av observasjonsrundene (H. Grønlien, pers. med). Kvinandprosjektet spekulerte i årsakene til hvorfor kvinandkullene bare ble borte, var ungedødeligheten stor, var kvinandungene for godt skjult og sky til at de lot seg observere, eller ble kvinanungene drenert ned og ut av forskningsområdet? (H. Grønlien, pers. med). Bestanden av hekkende kvinand og antall kull klekt har økt, men det er ikke observert noen økning i antall unger som har vokst opp til flygedyktighet (G.A.Sonerud, pers.med).

Det er derfor uvisst hvilken effekt utplasseringen av hekkedasser i studieområdet har for kvinandbestanden. Kunstige hekkedasser kan ha positiv innvirkning på bestandsstørrelsen hos kvinand (Pöysä & Pöysä 2002). Ved en eksperimentell stengning av kasser ble antall kull og kullstørrelse betydelig redusert, men kvinand hadde like stor utbredelse i området (Corrigan *et al.* 2011). Pöysä & Pöysä (2002) fant at antall par av kvinand økte i vann der de plasserte ut kasser, mens de ikke registrerte noen virkning på antall kull eller antall unger som vokste opp til flygedyktig alder. Utplassering av kasser kan også føre til økt predasjon og kullparasittisme (Pöysä & Pöysä 2002, Evans *et al.* 2002), så høye tilbakevendingsrater for unge hunner i områder med høy tetthet av kasser behøver ikke bety at bestanden har økt på grunn av forvaltningstiltak (Boyd *et al.* 2009). Høy tetthet av hekkende kvinand i kasser kan ha sin årsak i mangel på naturlige hull (Sénéchal *et al.* 2008). I polsk gammelskog ble det påvist et overskudd av naturlige hull i trær, og at konkurranse om disse var mindre viktig (Wesolowski 2007).

Andre begrensende faktorer for bestanden enn hekkedasser kan være tilgang til mat (Eriksson 1979), eller predasjon (Elmberg *et al.* 2010). Kvinand er filopatrisk til hjemmeområdet med en klar overvekt til filopatri blant hunnene i forhold til hannene (Pöysä, Runko & Ruusila 1997). Det er mindre sannsynlig at en hunn med en mislykket hekking vil vende tilbake til samme reirplass påfølgende år enn en hunn med vellykket hekking, og hvis hun flytter samsvarer antall egg negativt med avstanden hunnen flytter, og hun starter også eggleggingen senere når hun flytter (Dow & Fredga 1983). Dette gir færre unger klekt og økt dødelighet for ungene. Kvinand er utsatt for predasjon fra mår (*Martes martes*) (Paasivaara & Pöysä 2008) noe som også er tilfellet i studieområdet (H. Grønlien, pers. med). Måren er avhengig av passende skog (Paasivaara & Pöysä 2008), og holder seg gjerne i det samme området over flere år (Dow & Fredga 1983).

Kvinand viser liten preferanse for å hekke ved vann som er gode oppvekstsvann for ungene, og velger gjerne et annet oppvekstsvann enn vannet nærmest der ungene ble klekket (Pöysä &

Vitanen 1994, Wayland & McNicol 1994, Paasivaara & Pöysä 2004). Hunnen og kullet vil også være utsatt for predasjon og økt dødelighet for ungene under forflytning over land til et annet vann (Erikson 1979). Dødeligheten er ikke nødvendigvis knyttet til forflyttingen over land (Wayland & McNicol 1994), eller distansen (Pöysä & Vitanen 1994), og det er mulig at kvinand har utviklet spesielle tilpassinger til forflytning over land (Pöysä & Paasivaara 2006). Manglende eller dårlige korridorer i form av elver, bekker og vannfylte grøfter kan ha negativ innvirkning på overlevelse ved forflytning fra et vann til et annet (Pöysä & Paasivaara 2006).

Hvor egnet et vann er avhenger av byttedyr og mengden av disse (Erikson 1978, Eadie & Keast 1982, Pöysä & Vitanen 1994, Wayland & McNicol 1994, Paasivaara & Pöysä 2004). Konkurransen om maten fra fisk og da spesielt abbor (*Perca fluviatilis*) har også betydning for valg av vann, eller hvor egnet vannet er som oppvekstvann (Eadie & Keast 1982, Rask *et al.* 2001, Nummi *et al.* 2012). Abbor og kvinandunger har fler av de samme artene som byttedyr (Eadie & Keast 1982), og fiskeløse vann blir gjerne foretrukket framfor vann med fisk (Erikson 1979).

I vann med gjedde (*Esox lucius*) vil det være en risiko for at unger blir tatt av gjedde, og det er funnet høyere dødelighet blant kvinandunger i vann med gjedde enn i vann uten gjedde (Paasivaara & Pöysä 2004, 2007). Eksperiment har vist at kvinandunger ikke viser fryktrespons for gjedde, men endrer atferd ved å være mer på vakt og dykke mindre som igjen minsker tilgjengelig tid til furasjering (Beattie & Nudds 1989). Gjedd kan også redusere bestanden av abbor (Wahlstrøm *et al.* 2000), og minske konkurransen om mat mellom abbor og kvinand. For islandsand (*Bucephala islandica*) ble det observert høyere ungedødelighet når det var fler kull i samme vann, og dødeligheten var størst for kullet som ankom sist (Savard *et al.* 1991).

Kvinand kan vise stor aggressivitet mot andre kvinender med kull (Cramp *et al.* 1977, Ruusilä & Pöysä 1998), og dette kan påvirke valget om å bli i et vann eller flytte til et annet.

Antall unger i et kull kan påvirke hvilke valg hunnen gjør. Et lite kull eller et kull som har opplevd høy dødelighet kan bli forlatt tidligere enn et stort kull med liten dødelighet (Pöysä 1992). Investeringen hunnen gjør i kullet er relatert til kullets reproduktive verdi (Trivers 1972), og store kull har større reproduktiv verdi enn små kull. En investering hunnen gjør er å føre kullet over land til et annet vann. Det har en kostnad med økt risiko for ungene og henne selv. Hun utsetter seg for risiko fra landlevende predatorer, og får ikke tatt til seg næring ved forflytningen.

Denne studien ville søke svar på hva som skjedde med unger som ble klekt i kassene prosjektet hadde plassert ut, og om hunnens valg av oppvekstvann og ungedødelighet hadde noen sammenheng med distansen kullet ble flyttet over land, kullstørrelse, fisk, vannvegetasjon og størrelsen på oppvekstvannet. Ungeoverlevelsen skulle registreres for hvert kull og for to aldersklasser, og sjekkes for positive eller negative korrelasjoner med disse faktorene. Resultatene ville kunne forhåpentlig si noe om hvilken virkning utplasseringen av kunstige hekkeplasser i studieområdet hadde for bestanden av kvinand, og danne grunnlag for et eventuelt videre arbeid.

Det skulle undersøkes, 1) om store kull ble flyttet lenger enn små kull, altså om det var en positiv sammenheng mellom kullstørrelse og distansen kullet ble flyttet av hunnen over land, 2) om tilstedeværelsen av fisk hadde noen virkning på valg av oppvekstvann, 3) om ungeoverlevelse ble påvirket av oppvekstvannets størrelse og andelen vannvegetasjon, 4) om ungeoverlevelse ble påvirket av kullstørrelse eller distansen de ble flyttet og 5) daglig overlevelseshastighet og total dødelighet for hvert kull frem til flygedyktighet.

Metode

Studieområdet

Undersøkelsen ble foretatt ved vann i Lillehammer og Ringsaker kommuner, Norge, i mai-september 2010. Vannene varierte i størrelse fra 5 til 170 daa, og var beliggende 360-730 moh. Studieområdet (130 km², 61°04'70"-61°17'40"N, 10°50'00"-10°67'80"Ø; Figur 1) ble valgt fordi det hadde blitt utplassert kvinandkasser ved noen av vannene som en del av kvinandprosjektet. Prosjektet hadde kartlagt de fleste vann med hensyn på fiskearter og utført botaniske registreringer. Området består for det meste av skog, dominert av bjørk (*Betula pubescens*) i høyereliggende områder, en del gran (*Picea abies*) i lavereliggende områder med bedre bonitet, og noe furu (*Pinus sylvestris*) på dårlige boniteter i både lavere- og høyereliggende områder. Det er endel menneskelig aktivitet i studieområdet i forbindelse med hytter og jord- og skogbruk. Skogsdriften er mest utbredt i lavereliggende områder mens høyereliggende, om sommeren, for en stor del brukes av sau (*Ovis aries*) på utmarksbeite.



Figur 1. Stort bilde studieområdet, lite bilde Norge, hvit sirkel markerer studieområdets beliggenhet. Kart, Statens kartverk.

Datainnsamling

Kvinandkassene ble besøkt

av deltakere i kvinandprosjektet fra begynnelsen av mai for å bestemme hvor hekking kom i gang og når egglegging startet (H. Grønlien, pers. med). Kassene ble besøkt færrest mulig

ganger, for ikke å forstyrre mer enn nødvendig, siden kvinandhunnen er følsom for forstyrrelser i den tidlige rugefasen (Schmidt *et al.* 2006). Tre uker etter antatt hekkestart ble kassene besøkt hver dag, siden forventet rugeperiode er 29-30 dager, og at ungene i gjennomsnitt blir på reiret 24-37 timer etter klekking som skjer synkront (Cramp *et al.* 1977). Kassene ble inspisert ved å klatre i treet. Hunnen forlot i de fleste tilfeller kassen da klatringen startet, og eggene kunne deretter inspiseres ved å løfte av topplokket på kassen. Ved hvert besøk ble det registrert antall egg og om de var varme. Hadde ikke hunnen rukket å dekke til eggene før hun forlot kassen, ble de dekket til før topplokket ble lagt på, slik at eggene ikke skulle bli kalde. Radiomerking ble foretatt rett før klekking eller i tidsrommet mellom klekking og uthopping, da hunnen har høyest tålegrense for forstyrrelser i dette tidsrommet (Schmidt *et al.* 2006), og det blir mindre risiko for at hun oppgir hekkingen. Hunnen ble fanget ved å blokkere inngangen med en lue festet på en stang, klatre opp i treet og ta henne ut ved å åpne kassens topplokk. Seks hunner ble påsatt en VHF-sender på de to sentrale halefjærene. Senderen ble festet ved å lime den med lynlim på den ene sentrale halefjæren, og i tillegg feste senderen den til den andre sentrale halefjæren med de to trådene som senderen ble levert med fra fabrikant (Figur 2). To personer var sammen om å utføre dette. Sender var modell PIP3 fra Biotrack, UK, vekt 3g. Hunnen ble deretter sluppet. Kullet ble fjernet fra kassen og lagt i en sekk før det ble tatt ned på bakken. Ungene i hvert kull ble farget med sprittusj i den hvite kinnflekken (Figur 2), med forskjellige farger for hvert kull (Schmidt *et al.* 2006). Kullet ble deretter lagt tilbake i kassen slik at de kunne hoppe ut som normalt. Uthopping av hele kullet tar som regel 40-150 sekunder, ungene er selvstendige rett etter klekking og tar til seg føde selv (Cramp *et al.* 1977). Kvinandhunnene ble peilet med mottaker (produsent Telonics, Arizona, USA) og håndholdt yagiantenne (produsent Televilt, Sverige) hver dag til signaler ikke lenger var hørbare. Det viste seg at det ikke ble mulig å peile hunnene som planlagt. Signalene ble for svake til å høres når hunnen ikke var i fri sikt fra mottaker. I tillegg ble signalene svake med en gang hunnen la seg på vannet slik at det i praksis ikke var mulig å bestemme retning til senderen. Peiling ble etter en stund oppgitt som metode når det ble klart at det ikke var mulig å følge hunnen med kull ved hjelp av radiosender og mottaker (Vedlegg 5). Problem med å følge de radiomerkede hunnene er også rapportert i andre studier (Pöysä *et al.* 1997, Paasivaara & Pöysä 2004, Schmidt *et al.* 2006). Schmidt *et al.* (2006) byttet til ryggmontert sender noe som eliminerte problemet. For de fire fargemerkede kullene som ble gjenfunnet, og ble observert sammen med en hunn, hadde ingen av disse hunnene sender festet til kroppen. Det ble for to av hunnene, Røislia og Karussa, konstatert at de hadde mistet senderen før ti dager var gått etter at denne var montert. Røislias sender ble funnet ni dager etter merking



Figur 2. Øverst, kvinandhunn med påsatt sender. Nederst, unge farget rød i den hvite kinnflekken

fortsatt festet til de to sentrale halefjærene som var brukket. Karussa ble observert ni dager etter merking uten sender. Det er derfor sannsynlig at de resterende fire hunnene som ble radiomerket også hadde mistet senderen siden det ikke ble mottatt signaler fra disse. Røyslias sender ble gjenbrukt og montert på Karussa etter at hun hadde mistet den første senderen.

For å finne igjen hunner med kull ble vann i studieområdet besøkt i tillegg til utvalgte vann utenfor studieområdet, som kunne være mulig å nå for hunnen med kull, da ikke alle kull ble gjenfunnet i studieområdet, og hunnen kan ta med seg kullet opp til to kilometer til et oppvekstvann (Cramp *et al.* 1977). Fire kull ble gjenfunnet og identifisert ved hjelp av fargemerkingen, og hunnen som ble observert sammen med kullet ble antatt å være mor. Ved hver observasjon ble antall unger i hvert kull registrert. Manglende unger siden forrige registrering ble antatt døde hvis de ikke ble observert ved to etterfølgende besøk ved oppvekstvannet eller funnet ved nærliggende vann (Vedlegg 1).

Etter at fargemerkingen ikke lenger var synlig, farge ble observert opp til 31 dagers alder, ble observerte unger ved de enkelte vann antatt å ha opprinnelse fra de fargemerkede kull, hvis det ikke ble observert unger fra andre kull, eller at kullstørrelsen økte. Observasjonsperioden i studieområdet var 28.mai- 28. september. Registering av antall unger for statistisk analyse ble foretatt fram til 55 dagers alder, da ungene er flygedyktige normalt ved 57-66 dagers alder (Cramp *et al.* 1977), eller til kullet ikke hadde blitt observert ved to etterfølgende besøk. Det ble utført observasjoner etter 55 dager og antall unger ble registrert, men disse ble ikke inntatt i beregningene for daglig overlevelse.

I en undersøkelse med merkede individer, og med de tester som var aktuelle, vil et signifikant resultat på 95 % -nivå forutsette en utvalgsstørrelse på minimum seks individer, og det blir anbefalt en utvalgsstørrelse på over ti og helst over tretti (Siegel 1956, Siegel 1957, Aebischer *et al.* 1993). I denne undersøkelsen var utvalgsstørrelsen opprinnelig seks uavhengige individer, det vil si seks kvinandhunner med unger. Dette ble redusert til fire kvinandhunner med unger i registreringsperioden. To hunner med kull, Røyslia og Demma1, ble etter radiomerking og fargemerking ikke registrert etter dag en etter uthopping.

De seks radiomerkede hunnene ble gitt navn fra det vannet der de hekket. I denne oppgaven brukes disse navnene der det faller naturlig. Kroka hekket ved Kroktjern, Demma 1 og 2 ved

Demmtjern, Abbor-Akksa ved Abbor-Akksjøen, Røyslia ved Røyslitjern og Karussa ved Karustjern.

Vann i studieområdet var tidligere blitt undersøkt med hensyn på fisk av kvinandprosjektet. I tillegg ble det gjort en vurdering om vann inneholdt mye eller lite fisk. Dette var en delvis subjektiv bedømmelse basert på observasjoner av fiskere, fiskeplasser og båter ved vannet, i tillegg til kommentarer på internett om fisk i vannene. Vannene ble klassifisert med tallverdiene 0 for fiskeløst, 1 for fisk og 2 for fiskerikt (Vedlegg 4).

Areal av vann og vannvegetasjon ble funnet ved å bruke arealfunksjonen i www.norgeibilder.no (Vedlegg 3). Andel vannvegetasjon ble bestemt som forholdet mellom areal-vannvegetasjon og totalareal for det enkelte vann.

Tillatelse til merking av kvinand var gitt av Forsøksdyrutvalget (FOTS ID 2512) og Direktoratet for naturforvaltning (arkivkode 448.15/4).

Dataanalyse

Habitatvalg og overlevelse kan være påvirket av mange faktorer som kan ha varierende effekt, og som også kan variere i tid og rom. Noen av disse faktorene kan ha innbyrdes avhengigheter. Kompleksiteten i et biologisk miljø vil trolig være for stor til at vi klarer å lage en modell som speiler virkeligheten. For å oppnå det måtte datamengden kanskje være uendelig stor. Det er også en viss mulighet for at vi påvirker det biologisk systemet vi prøver å beskrive ved denne datainnhenting. Det er derfor viktig at metoden er basert på vitenskapelige fakta og en god a priori-vurdering, og ikke et mer eller mindre tilfeldig valg av data og analyser av disse for å lete etter mulige mønstre (Burnham & Anderson 2002).

Burnham & Anderson (2002) foreslår å bruke publisert litteratur og erfaring for å utarbeide et sett av a priori-modeller, og mener at det ofte er for stort fokus på analyseteori og dataanalyse og for lite refleksjon på hvorfor studien ble utført. Det er i innledningen omtalt bakgrunnen for studien og noe av den publiserte litteratur på området. De statistiske testene i denne oppgaven er basert på dette.

Ved utarbeidelse av de aktuelle modellene bør det ofte være inkludert en modell som innehar alle potensielt relevante faktorer man tror kan spille inn, basert på tilgjengelig vitenskap og ikke på en foreløpig analyse av data (Burnham & Anderson 2002).

Modellen vil passe bedre til dataene med økende antall parametere man tar med i modellen med fare for at man får overtilpassede data. Utfordringen blir å holde modellen så enkel som mulig og rettet mot de mulige forklaringsvariablene, og samtidig ikke utelate en modell som kan inneholde en viktig faktor (Burnham & Anderson 2002).

Hvis antall parametere er mange, kanskje like mange som utvalgsstørrelsen, kan man finne signifikante resultater selv om variablene er uavhengig av den responsfaktor man undersøker, noe som er kjent som Freedmans paradoks (Freedman 1983). Løsningen er å holde antall modeller lavt og ha en stor utvalgsstørrelse i forhold til antall parametere (Burnham & Anderson 2002).

Det kan være betydningsfulle faktorer som opptrer sjeldent, som spesielle vær situasjoner, og det vil være tilfeldig om disse blir observert ved en datainnsamling som er basert på bare en sesong.

Store datasett vil kunne gi støtte for komplekse modeller, mens små datasett kun vil gi støtte til enkle modeller, og det vil da kanskje ikke være mulig å utarbeide en global modell (Burnham & Anderson 2002).

Det gjensto en utvalgsstørrelse på fire hunner med kull etter at to hunner med kull ikke ble gjenfunnet. Dette er da under grensen på seks individer som er regnet som minimum utvalgsstørrelse (Siegel 1956,1957, Aebischer *et al.* 1993). Det ble likevel foretatt statistiske beregninger, men da med bare en parameter for hver beregning.

Hadde det foreligget en datamengde som kunne støttet en mer kompleks modell med fler parametere, ville det blitt utført beregninger basert på Fishers «likelihood» teori og Akaike's «an information criterion», AIC, som gir mulighet for å innta de parametere som kan ha betydning i modeller og så teste de mot hverandre. Dette kan gi et mer representativt bilde av virkeligheten enn hypotesetesting (Burnham & Anderson 2002).

Daglig overlevelse ble beregnet i aldersklasse I (0-23 dager) og aldersklasse II (24-54 dager) som funksjon av tap og eksponeringstid. Det ble brukt t-test for å undersøke om det var forskjell på overlevelse mellom aldersklasse I og II. Det ble ikke beregnet overlevelse etter 55 dagers alder da ungen, ved å fly, kunne ha flyttet en distanse som ikke gjør det mulig å avgjøre om den har overlevd eller ikke.

For unge ikke funnet siden siste besøk antas det at den har overlevd halve perioden mellom to besøk, og ungens bidrag til eksponeringstiden for kullet blir halvparten av tiden mellom siste

observasjon i live og første observasjon av kullet uten ungen (Mayfield 1961, 1975, Ringelman & Longcore 1982). For Krokas kull som 7.august ble observert med 4 unger og 19.august med 3 unger, vil dette for eksempel gi en eksponering på 3 unger ganger 12 dager, pluss 1 unge ganger 6 dager, totalt 42 eksponeringsdager (Mayfield 1961, 1975, Ringelman & Longcore 1982). Etter metode fra Mayfield (1961, 1975) og Ringelman & Longcore (1982) som gir daglig dødelighets- og overlevelsrate og sannsynligheten for å overleve en periode, ble antall unger tapt i kullet dividert med eksponering summert for 55 dagers-perioden, som gir daglig dødelighetsrate m

$$m = \frac{tap}{eksponering}$$

daglig overlevelsrate s

$$s = 1 - m$$

og sannsynligheten for å overleve for en periode hvor d er antall dager

$$s^d$$

varians S^2 ble beregnet etter Johnson (1979)

$$S^2 = \frac{(eksponering - tap)tap}{(eksponering)^3}$$

som igjen gir standardfeil

$$SE = \sqrt{S^2}$$

konfidensintervall blir etter Ringelman & Longcore (1982)

$$s - zSE \text{ til } s + zSE$$

for 95 % konfidensnivå hvor z er kritisk verdi og lik 1,96 (finnes av tabeller) på 95 % nivået under forutsetning at dataene er normalfordelt.

Eksempelvis gir dette for Krokas kull som hadde en eksponering på 335 ungedager og et tap på 5 av et kull på 9 unger, en daglig dødelighetsrate

$$m = \frac{tap}{eksponering} = \frac{5}{335} = 0,0149$$

og daglig overlevelsrate

$$s = (1 - m) = (1 - 0,0149) = 0,9851$$

etter formel gitt over blir varians

$$S^2 = \frac{(335 - 5)5}{(335)^3} = 0,0000438884$$

og standardfeil er gitt ved

$$SE = \sqrt{S^2} = \sqrt{0,0000438884^2} = 0,00662$$

dette gir konfidensintervall minimum = $(0,9851 - 1,96 * 0,00662) = 0,9721$

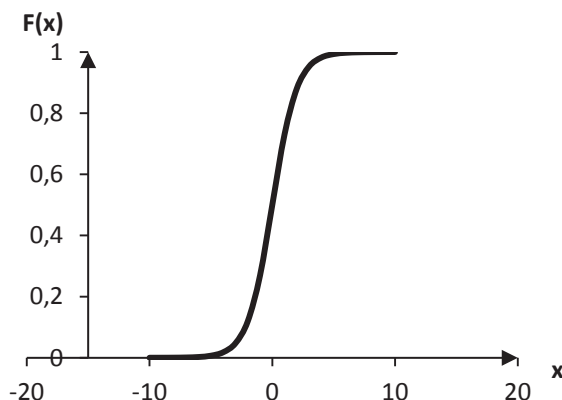
maksimum = $(0,9851 + 1,96 * 0,00662) = 0,9981$

For Krokas kull vil dette gi daglig overlevelse 0,9851 med konfidensintervall 0,9721-0,9981.

Tap, beregnet eksponering, dødelighet, overlevelse, varians, standardfeil og konfidensintervall i vedlegg 2.

Total dødelighet for hvert kull ble beregnet av antall unger ved klekking og antall unger ved siste observasjon. Dødelighet i perioden 0-54 dager var 0,55-0,75 og overlevelse 0,25-0,45 (Tabell 3). Det kunne derfor brukes lineær regresjon siden verdiene av dødelighet og overlevelse ble liggende på den tilnærmete lineære delen, i intervallet 0,2-0,8 på y-aksen (Tuftes 2000), av den sigmoide kurven (Figur 3), som for en logistisk funksjon er gitt ved

$$F(x) = \frac{1}{1 + e^{-(\beta_0 + \beta_1 x)}}$$



Figur 3. Den sigmoide kurven til en logistisk funksjon. Sannsynlighet for dødelighet er representert ved vertikal akse og vi ser at beregnet dødelighet mellom 0,55 og 0,75 blir liggende på den tilnærmete lineære del av kurven. Horisontal akse representerer forklaringsvariabel som påvirker dødelighet som her distanse flyttet i km.

Hvor x er forklaringsvariabel som areal av vann, kullstørrelse, distanse flyttet og andre som kan ha innvirkning på dødelighet og hvor $F(x)$ er en funksjon av disse.

Lineær regresjon ble brukt for å teste sammenhengen mellom distansen kullet flyttet og kullstørrelse, og for å teste sammenhengen mellom dødelighet for ungene og areal av oppvekstvannet, andelen vannvegetasjon, kullstørrelse og distansen kullet ble flyttet av hunnen.

Binær logistisk regresjon ble brukt for å teste sammenheng mellom tilstedeværelse av fisk i et vann og om dette ble brukt som oppvekstvann.

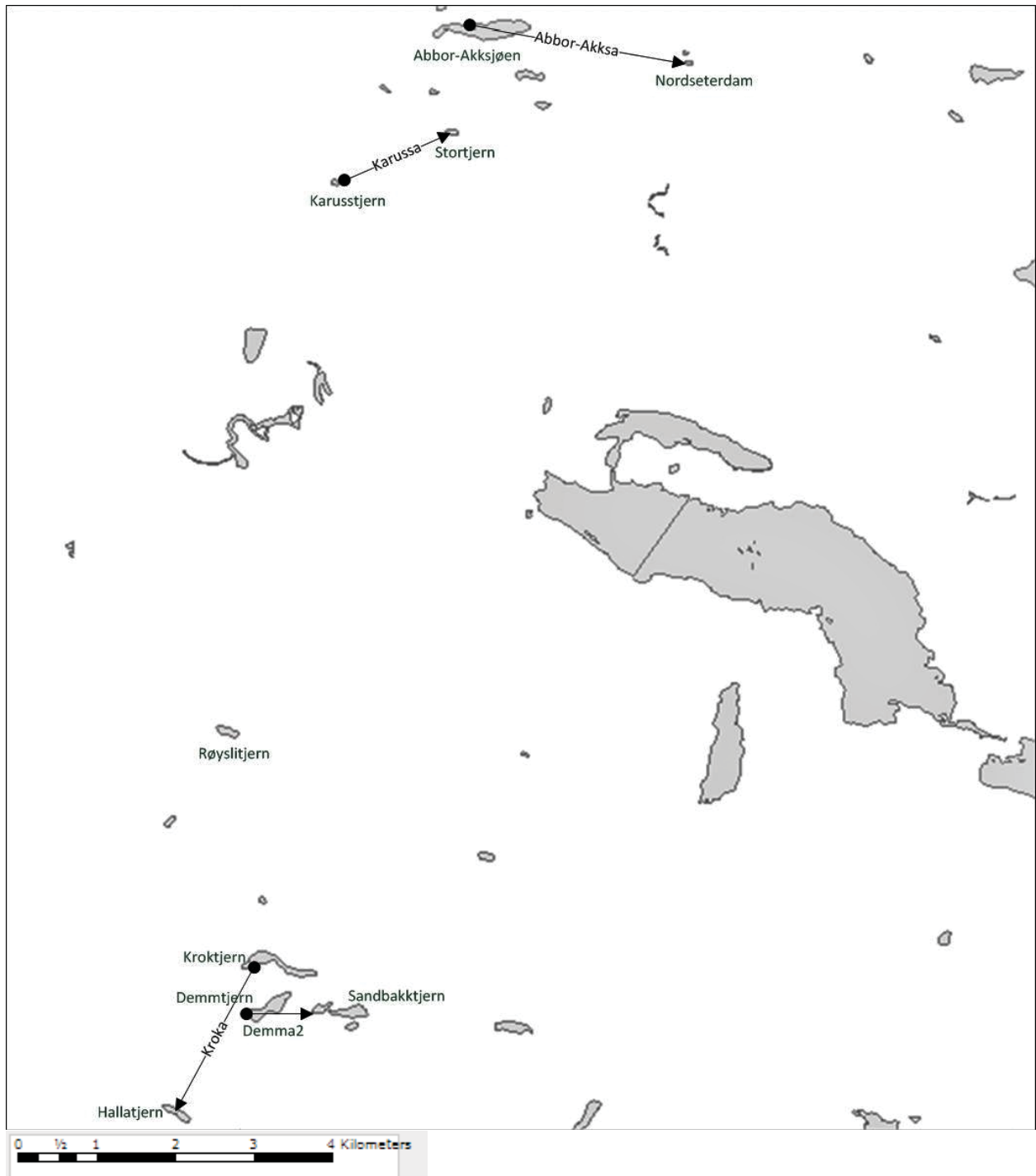
Statistiske beregninger ble utført i Minitab (versjon 16.2.4). Figurer og tabeller ble laget i Microsoft Excel 2010 og Microsoft Word 2010.

Plott av data ble sjekket for å avgjøre om data hadde en lineær struktur eller ikke. Plott av residualer ble sjekket for å avgjøre om disse var normalfordelt eller ikke. Siden utvalgsstørrelsen var svært liten ble det vanskelig å avgjøre både linearitet til data og fordeling av residualer, men det ble antatt linearitet og normalfordeling hvis det ikke med sikkerhet kunne påvises det motsatte.

Resultater

For resultater i dette kapittelet hvor n ikke er oppgitt er n lik 4. Av seks kvinandhunner som fikk påsatt radiosender og som fikk kullet fargemerket ble fire hunner med kull gjenfunnet etter 1 - 21 dager (median = 3,5 dager).

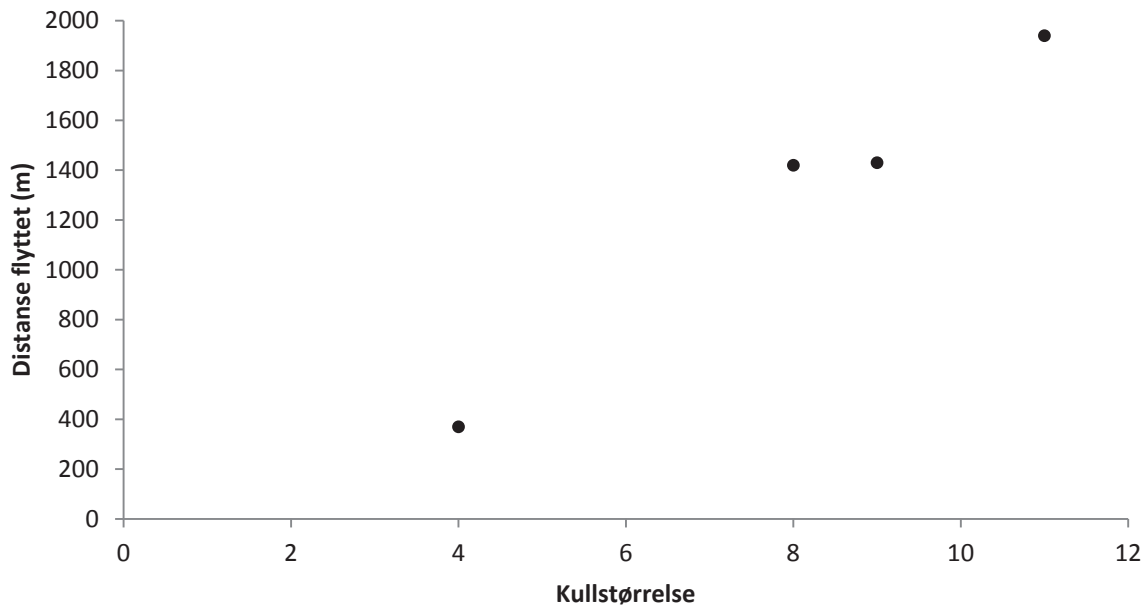
Hunnene med kull forflyttet seg over land 0,4 km - 1,9 km (median = 1,4 km; Figur 4).



Figur 4. Studieområdet og den retning og distanse i luftlinje de fire kullene flyttet. Ruten kullene tok i terrenget er ikke kjent. Sirkel markerer plassering av hekkekasse, pil markerer korteste vei til oppvekstvann over land og varierte fra 0,4 km til 1,9 km. Kart, NVE.

Distanse flyttet og kullstørrelse

Distansen kullet ble flyttet av hunnen korrelerte positivt med kullstørrelsen ved uthopping ($F = 102,84$, $p = 0,010$, $R\text{-kvadrat} = 0,98$; Figur 5). Utvalgsstørrelsen (4) er svært liten. Alle fire hunnene som ble gjenfunnet forlot hekkevannet og tok med seg kullet til et nytt vann. To hunner i tillegg til de fire forsvant fra hekkevannet, og ble ikke gjenfunnet. Ingen av hunnene som ble gjenfunnet flyttet kullet til oppvekstvann som ble brukt av en annen hunn med kull.



Figur 5. Distansen kullet ble flyttet av hunnen etter uthopping, i relasjon til størrelsen på kullet.

Oppvekstvann og fisk

For de fire kullene som ble fulgt til 55 dagers alder, og for de totalt åtte vannene som ble brukt som enten hekke- eller oppvekstvann, ble det ikke funnet sammenheng med oppvekstvann og tilstedeværelsen av fisk (logistisk regresjon; link function: logit; log-likelihood = -4,499, $G = 2,093$, $df = 1$, $p = 0,148$, $n = 8$ vann; Tabell 1). Plott av data viste en lineær sammenheng og ingen transformasjon av data ble foretatt. Plott av residualer viste en tilnærmet normal fordeling av disse.

Tabell 1. Navn på vann, tilstedeværelse av fisk ja=1 nei=0, vann brukt som oppvekstvann ja=1 nei=0.

Vann	Fisk	Oppvekst
Demmtjern	1	0
Sandbakktjern	1	1
Kroktjern	1	0
Hallatjern	0	1
Abbor-Akksjøen	1	0
Nordseterdam	0	1
Karustjern	0	0
Stortjern	0	1

Av de seks merkede kullene flyttet et kull (Karussa) fra et fiskeløst vann til et annet fiskeløst vann. To kull (Kroka, Abbor-Akksa) flyttet fra vann med fisk til antatt fiskeløst. To kull (Røyslia, Demma1) flyttet fra vann med fisk til ukjent vann eller gikk tapt. Et kull (Demma2) flyttet fra et vann med mye fisk til et vann med færre fisk. Vannene Kroktjern og Demmtjern, som kan ses på som et vann med hensyn på fisk siden de er forbundet med en kanal hvor fisk kan forflytte seg er vann som ble vurdert som fiskerike. Alle tre kull som ble klekt ved disse vannene (Kroka, Demma1, Demma2) flyttet til andre vann, Kroka til Hallatjern, Demma2 til Sandbakktjern, eller ble klassifisert som tapt (Demma1). Abbor-Akksjøen ble også vurdert som fiskerikt og kullet ved dette vannet (Abbor-Akksa sitt) flyttet til en antatt fiskeløs dam. Forflytning mellom vann, figur 4, og tabell 2 for mengden fisk i hekke- og oppvekstvann.

Tabell 2. Navn på hunn med kull og hvor fiskerikt vannet var som hun hekket ved og hvor hun flyttet ungene til. 0 = fiskeløst, 1 = fisk, 2 = fiskerikt, * = ikke kjent.

Navn på hunn med kull	Fisk i hekkevann	Fisk i oppvekstvann
Karussa	0	0
Kroka	2	0
Abbor-Akksa	2	0
Røyslia	1	*
Demma1	2	*
Demma2	2	1

Dødelighet, areal av oppvekstvannet og andelen vannvegetasjon

Det ble ikke funnet noen sammenheng med dødelighet og areal av oppvekstvannet ($F = 0,00$, $p = 0,969$, R -kvadrat = 0,01), eller andelen vegetasjon i vannet ($F = 0,01$, $p = 0,928$, R -kvadrat = 0,05).

Data hadde en lineær sammenheng og residualene var tilnærmet normalfordelt.

Dødelighet og kullstørrelse

Det ble ikke funnet noen sammenheng mellom dødelighet og kullstørrelse ($F = 0,20$, $p = 0,697$, R -kvadrat = $0,09$).

Data hadde en lineær sammenheng og residualene var tilnærmet normalfordelt.

Dødelighet og distanse flyttet

Det ble ikke funnet noen sammenheng mellom dødelighet, og den distansen som hunnen flyttet kullet over land til et oppvekstsvann ($F = 0,10$, $p = 0,787$, R -kvadrat = $0,05$).

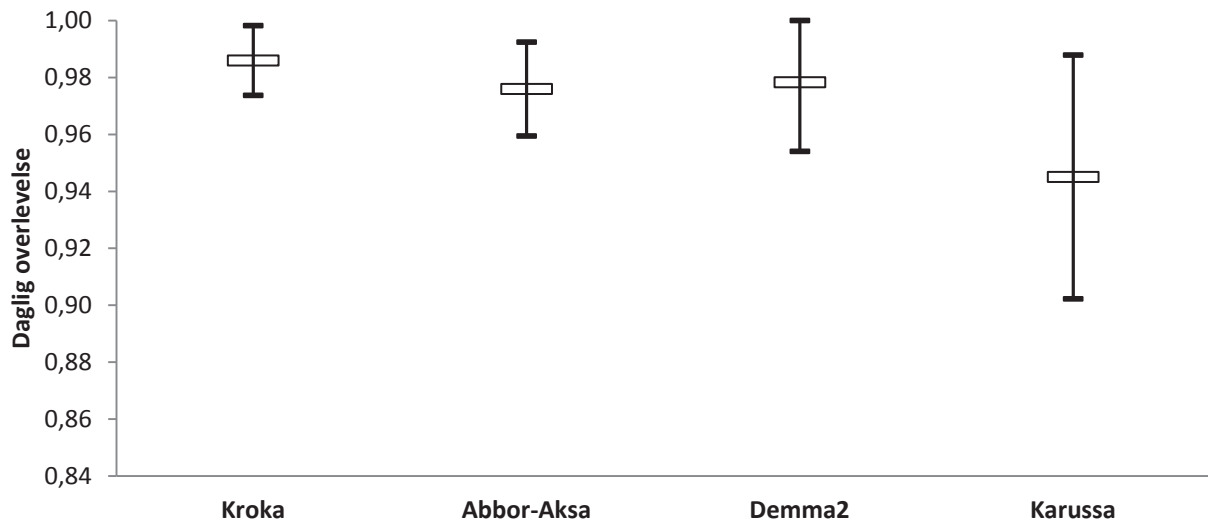
Data hadde en lineær sammenheng og residualene var tilnærmet normalfordelt.

Overlevelse

Kullene hadde en dødelighet fra 0 % til 75 % (median = 15 %) fra de ble klekket til de ble gjenfunnet. Det er ikke kjent hvor mye av tapet som skjedde under selve forflyttingen eller ved oppvekstsvannet før de ble gjenfunnet. Et av kullene (Karussa) ble gjenfunnet etter seks dager, og hadde mistet seks av åtte unger. Ett av kullene (Demma1) ble fulgt visuelt fra uthopping til kullet gikk til ro for natten samme dag, uten tap. Dette kullet forflyttet seg ikke over land, men brukte en kanallignende forbindelse mellom to vann (Kroktjern og Demmtjern). Ett annet kull (Demma2) hadde heller ikke tap etter uthopping og under forflyttingen til et oppvekstsvann (fra Demmtjern til Sandbakktjern). De andre kullene lot seg ikke følge etter uthopping da signalene fra sender trolig var for svake, men ble gjenfunnet ved å gjennomse studieområdet visuelt. Kullene ble identifisert ved hjelp av fargemerkingen. Ingen av hunnene som ble observert sammen med kullene hadde påsatt sender, men alle var i umiddelbar nærhet av det merkede kullet.

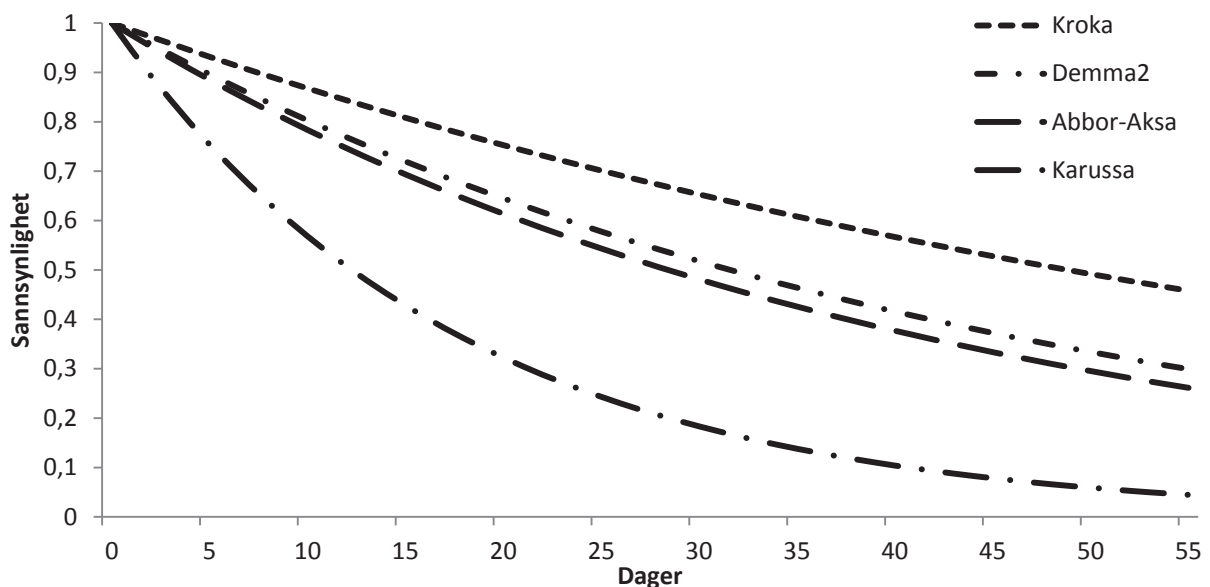
Det ble ikke konstatert signifikant forskjell (t-test; $p = 0,77$) på overlevelse mellom unger i aldersklasse I og aldersklasse II på 95 % -nivået og de etterfølgende beregninger ble derfor basert på en aldersklasse, 0-54 dager.

For de fire kullene som ble gjenfunnet varierte daglig overlevelse fra 0,9450 (95 % konfidensintervall, 0,9022-0,9878) til 0,9859 (95 % konfidensintervall, 0,9737-0,9982), (Figur 6, Vedlegg 2).



Figur 6. Daglig overlevelse for aldergruppen 0-54 dager for de fire kullene som ble gjenfunnet. Hunnens navn på horisontal akse. Åpen markør verdi for overlevelse, fylt markør for 95 % konfidensintervall.

Sannsynligheten for å overleve de 55 dagene varierte fra 0,04 til 0,46 (median = 0,28; Figur 7), beregnet etter s^d hvor s er daglig overlevelseshastighet og d er antall dager (Mayfield 1961, 1975, Ringelman & Longcore 1982). Ikke alle kullene ble observert fram til 55 dagers alder, og figur 8 viser dermed hvor sannsynlig det var at de ville overleve fram til denne alder basert på daglig overlevelseshastighet, som igjen var beregnet av eksponeringstid og tap (Vedlegg 2). Sannsynlighet for overlevelse er dermed ekstrapolert for de kull som ikke ble observert til 55 dagers alder.



Figur 7. Sannsynlighet for overlevelse som funksjon av alder på ungene for de fire kull som ble gjenfunnet. Beregnet etter s^d hvor s er daglig overlevelseshastighet og d er antall dager.

For de fire kullene som ble gjenfunnet var overlevelsen fra klekking til de ble observert siste gang mellom 0,25 og 0,45 (median = 0,26; Tabell 3). Dette er overlevelsen basert på hvor mange unger det var ved klekking, og hvor mange det var ved siste observasjon. På grunnlag av observert overlevelse er det ikke mulig, hverken å interpolere eller ekstrapolere, for å finne overlevelse i eller utenfor observasjonsperioden, i motsetning til metoden til Mayfield (1961,1975) og Ringelman & Longcore (1982). Overlevelse og dødelighet i observasjonsperioden ble brukt for å avgjøre om det kunne brukes lineær regresjon som beskrevet i metodedelen.

Tabell 3. Tap, dødelighet og overlevelse i observasjonsperioden for de fire kullene som ble gjenfunnet.

Navn på hunn	Kroka	Abbor-Akksa	Demma2	Karussa
Opprinnelig kullstørrelse	9	11	4	8
Kullstørrelse ved siste observasjon	4	3	1	2
Tap	5	8	3	6
Dødelighet i perioden	0,55	0,73	0,75	0,75
Overlevelse i perioden	0,45	0,27	0,25	0,25
Observasjonsperiode (dager)	54	55	46	44

Diskusjon

Vurdering av metode

Den forstyrrelse som ble påført hunnen og ungene i undersøkelsen har både en etisk og metodisk side. Kan det forsvares etisk den belastning som ble påført hunnen og ungene, og hadde dette noen påvirkning for overlevelse og fremtidig reproduktiv suksess? Det er ikke sikkert at forstyrrelsen på reiret som tvang hunnen til å forlate kassen, medførte større belastning enn det hun er naturlig tilpasset predatorer som klatrer i trær. Det vil allikevel utgjøre en risiko for at denne ekstra forstyrrelsen får henne til å oppgi hekkingen, men det skjedde ikke for noen av hunnene som ble studert. Forstyrrelsen både på reiret og ved vannet etter at ungene har hoppet ut, kan ha fått betydning for hennes beslutning om å forlate vannet for å finne et annet vann som oppvekstvann for ungene. I tilfelle vil metoden direkte påvirke resultatet og analysene av de innsamlede data i større eller mindre grad. Ungene ble også påført en belastning ved håndteringen. I tillegg fikk de endret drakten sin ved fargemerkingen. Den ekstra belastningen kan virke inn på overlevelsessevnen, og fargemerkingen kan muligens gjøre de mer synlige for predatorer, eller den endrete drakten kan bli tatt for et svakhets tegn og gjøre de mer utsatt for predasjon. Metoden vil i så fall føre til at resultat for overlevelse blir feilaktig i tillegg til at den har påvirket overlevelsen til ungen negativt. Hunnen ble påsatt radiosender, og både håndteringen med påsetting og at hunnen måtte bære på en radiosender vil kunne ha negativ virkning, både i lufta og under dykking. Det er usikkert om det påvirket resultatene og fikk negativ betydning for hunnen og ungene, men det er noe som bør komme i betraktning ved valg av metode ved slike undersøkelser. En trolig mer skånsom metode er kameraovervåkning i kassene, for å fastslå når hekking er startet og klekking og uthopping har skjedd. Denne metode brukes allerede i andre delområder i kvinandprosjektet, og kan også avdekke parasittisme og predasjon (H. Grønlien, pers. med).

Det var valgt en utvalgsstørrelse på seks individer som er den nedre grense når man skal utføre de planlagte statistiske tester av de innsamlede data (Siegel 1956, 1957, Aebischer *et al.* 1993). Studien var derfor avhengig av data fra alle individene med kull, men det ble bare data fra fire. Data ble innhentet i bare en sesong og enkelte variabler kan variere fra år til år. Totalt sett vil et slikt oppsett nok være mest egnet i en pilotstudie, og denne undersøkelsen vil trolig passe best i denne kategorien.

Flytting og valg av vann

Utplassering av kunstige hekkeplasser har vært brukt som en metode for å kompensere for tapet av naturlige hekkeplasser for kvinand i studieområdet (H. Grønlien, pers. med). I en naturlig skog vil det trolig være tilstrekkelig hekkeplasser i gamle trær (Wesolowski 2007). Reduksjonen av naturlige hull i studieområdet skyldes i hovedsak moderne skogbruk. Ved avvirkning av skogen skal stående døde løvtrær som regel ikke hogges (Levende Skog 2006). Det er usikkert hvordan slike trær egner seg som hekkeplasser i forhold til en naturlig, ikke menneskepåvirket skog. Kanteffekter kan opptre, og endre interaksjoner mellom predator og bytte ved at habitatbruk og tetthet av potensielle reirpredatorer forandres (Andrén 1995). Dette kan gjøre disse trærne mindre egnet som hekkeplasser. Kvinand foretrekker også hekkeplasser nær vann, trolig fordi dette reduserer predasjonsrisiko rett etter at ungene har hoppet ut, og skal forflytte seg til et vann (Pöysä *et al.* 1999). Ungene gir gjerne fra seg lyder i reiret, ved uthopping blir de synlige og mor lager kallelyder, noe som kan gjøre de utsatt for predasjon (Pöysä *et al.* 1999).

Hvorfor hekker ikke hunnen ved oppvekstvannet, og unngår å måtte flytte kullet over land til et annet vann med den risiko for ungene og henne selv dette innebærer? Var det ikke hekkemuligheter ved oppvekstvannet, eller valgte hun å klekke ungene ved et annet vann enn der hun ville de skulle vokse opp? Fire av seks kvinandhunner som ble merket valgte å flytte med ungene til et annet vann enn der de ble klekket. De to andre kan også ha flyttet til et annet vann uten at det ble registrert. Det er få naturlige hekkeplasser i studieområdet, men ved to av vannene som ble valgt som oppvekstvann var det ledig kasse som kunne vært tatt i bruk. To av hunnene kunne dermed unngått å flytte ungene over land ved å hekke i disse kassene.

Det bør være kvaliteter ved vannet det flyttes til som mer enn oppveier kostnadene ved flytting, eller kostnadene ved å hekke ved oppvekstvannet må være større enn summen av kostnadene ved å hekke ved et annet vann og kostnaden ved flytting. Hvis migrasjonen er kalkulert må fordelene være kjent for hunnen, og hun har skaffet seg kunnskap om det nye vannet. Hun kan ha vokst opp der selv, hun kan ha skaffet seg kunnskapen de gangene hun ikke lå i kassa og forlot vannet, eller hun har vært der tidligere. Kroka ble ved gjentatte anledninger observert å forlate hekevannet mens hun lå på reiret. Var det for å skaffe seg kunnskap om andre vann? På grunn av de omtalte problemene med senderen er det ingen data på hvor hun var, men hun ble observert flygende i en retning som gjør det trolig at hun kan ha vært ved det vannet som hun siden tok med seg kullet til. Kvinand er filopatrisk til hjemmeområdet (Pöysä, Runko & Ruusila 1997). Kvinandhunner prefererer reirplasser som ikke har blitt predatert, og blir hun selv utsatt for predasjon på reiret vil hun trolig velge en reirplass lengre unna enn der hun ble predatert

(Dow & Fredga 1983). Det ble ikke innhentet data på hvilke kasser som har blitt utsatt for predasjon i studieområdet, så det er uvisst om tidligere predasjon har fått hunnene til velge andre hekkevann enn det de valgte som oppvekstvann.

Hunnen kan også ha flyttet ungene for å unngå senere konkurranse med sine døtre (Pöysä, Runko & Ruusila 1997). Studier har vist at snøgås (*Anser caerulescens*) viser høyere grad av filopatri for det vannet der de vokser opp, og ikke der de blir klekket (Healey *et al.* 1980). Det er mulig dette også gjelder for kvinand, da preging på oppvekstområdet kan være et generelt trekk for arter som migrerer (Klopfer og Granzhorn 1985). Hunnen kan derfor prege ungene på et annet vann (Pöysä & Paasivaara 2006) enn hun selv er preget på av sin mor, og dermed minske konkurransen med sine egne gener. Hvis det er et overskudd av hekkende kvinand i området vil imidlertid ungene allikevel måtte konkurrere om ressursene, men selv om det kan være slektskap også til disse kvinendene vil det bli mindre konkurranse med felles gener. Spill-teoretiske prinsipper kan derfor muligens komme til uttrykk ved at hunnen, eller rettere allelene som koder for adferden ved å flytte, tjener mer på å vinne en konkurranse med fremmede gener ved å flytte, enn å vinne over egne gener man deler med nært beslektede individer ved ikke å flytte.

Det er også mulig å tenke seg at hunnen kan tjene på ikke å flytte ungene, ved at hun da lettere kan hjelpe sine døtre mot konkurranse fra andre individer av samme art når døtrene har fått egne kull.

Distanse flyttet og kullstørrelse

Det ble funnet en sammenheng mellom hvor langt hunnen flyttet kullet og hvor mange unger det var i kullet ved klekking. Utvalgsstørrelsen er liten ($n=4$) så det er ikke mulig å si noe om populasjonen i studieområdet som helhet, men kullstørrelse kan være en av faktorene som styrer valget (adferden) om å flytte kullet. Det vil i så fall ikke redusere støtten til en teori om at hunnen flytter ungene for å minske konkurransen med sine egne gener. Jeg har ikke kunnskap om andre studier som har sett på denne problemstillingen. Å flytte ungene er en investering hunnen gjør, og hun vil gjøre den investeringen som gir størst reproduktiv suksess (Trivers 1972). I dette tilfellet vil det å flytte ungene gi størst reproduktiv suksess ved at hunnen velger å flytte kullet. Hunnen justerer investeringen til kullets fremtidige suksess (Trivers 1972), og den dødelighet kullet har hatt kan si noe om fremtidig dødelighet (Pöysä, Virtanen & Milonoff 1997). Dette kan føre til at hunnen forlater et kull tidligere hvis det har opplevd høy dødelighet (Pöysä 1992), og isteden investerer i et eventuelt fremtidig kull. Tilsvarende vil et stort kull kanskje være verdt den større investeringen det vil være å flytte langt i stedet for kort. Dette

betyr likevel ikke at en hunn alltid vil flytte langt med store kull, eller at å flytte langt gir større reproduktiv suksess.

Studier har visst at det ser ut som hunnen som hovedregel velger å flytte kullet til et annet vann enn der de ble klekket (Paasivaara & Pöysä 2004). Hvis hunnen som hovedregel flytter ungene til et annet vann enn det de ble klekket, vil hunnen måtte ta et valg om hvilket vann hun vil flytte til. Hvis hun vil minske konkurransen med sine egne døtre vil hun kanskje velge det vannet som er lengst unna, gitt at dette vannet er innenfor en avstand som gjør det mulig for ungene å nå uten for store tap, og at vannet har de andre egenskapene hun prefererer. En opplagt egenskap er mattilgang for henne selv og ungene. Hunnen kan selvsagt lett flytte til et annet vann hvor det er god mattilgang, men dette har også en kostnad blant annet i form av økt energiforbruk.

Oppvekstvann og fisk

Det ble ikke funnet sammenheng mellom hvilke vann som ble brukt som oppvekstvann, og om de var fiskeløse eller ikke. Igjen er utvalgsstørrelsen liten ($n=8$) og data om fisk er mangelfulle så det er ikke mulig å si noe sikkert om dette. Basert på hvilke vann som hadde fisk, og vurderingen av hvor mye fisk det var, kan en mulighet være at hunnen prefererer oppvekstvann uten fisk eller vann med lav tetthet av fisk. Alle kullene som ble klekket ved vann med fisk ($n=5$), flyttet til fiskeløse vann ($n=2$), flyttet til vann med mindre fisk ($n=1$) eller forsvant ($n=2$). I tillegg flyttet det ene kullet ($n=1$) som ble klekket ved et fiskeløst vann til et annet fiskeløst vann. Alle kull ($n=4$) som ble gjenfunnet vokste altså opp i et fiskeløst vann eller i et vann med antatt færre fisk enn der det ble klekket. Siden kvinandunger og fisk konkurrerer om de samme byttedyrene (Erikson 1979, Eadie & Keast 1982), kan det som ble observert i denne undersøkelsen være en følge av at hunnen velger vann hvor konkurransen med fisk er lav, eller ikke tilstede. Det motsatte også kan være tilfelle at fiskerike vann prefereres (Eadie & Keast 1982, Zicus & Hennes 1994). Trolig vil dette gjelde vann som er så næringsrike at de kan opprettholde livskraftige populasjoner av både fisk og fugl (Eadie & Keast 1982). Det ble ikke innhentet data på næringsinnholdet for vann i studieområdet.

Fisk og da særlig gjedde utgjør en risiko ved at gjedde kan predatere på små kvinandunger (Paasivaara & Pöysä 2004), og predasjon fra fisk på kvinandunger kan ha større betydning enn konkurranse om mat (Elmberg *et al.* 2010). I tillegg vil tilstedeværelsen av gjedde også kunne minske tid til furasjering ved at ungene bruker tid på å være oppmerksom på den faren som gjedde utgjør (Beattie & Nudds 1989). Det ble ikke innhentet data på gjedde ved hekke- eller oppvekstvann i studieområdet, men forsøk har vist at kvinandunger ikke klarer å skille på gjedde

og annen fisk, og kvinandunger var mer på vakt og dykket mindre når de ble utsatt for modeller av fisk (Beattie & Nudds 1989). Så det kan være at tilstedeværelsen og tetthet av fisk også avgjør hvor egnet et vann er som oppvekstvann hvis ungene må bruke tid på anti-predatoradferd. Tilstedeværelsen av gjedde kan være en uforutsigbar hendelse som gjør at atferd for å unngå gjedde ikke har blitt utviklet, og hunnen tar kanskje ikke et perfekt valg når hun velger vann med gjedde (Paasivaara & Pöysä 2004). I en undersøkelse hvor det ble satt ut gjedde i to vann, ble antall unger og antall ungedager redusert (Desborn *et al.* 2011).

Dødelighet, areal av oppvekstvannet og andelen vannvegetasjon

Det ble ikke funnet sammenheng mellom dødelighet og størrelsen på vannet eller andelen vannvegetasjon. Vannvegetasjon kan være en faktor for egnetheten til oppvekstvann ved at gjedde kan bruke vegetasjon som skjul, men vegetasjonsstruktur har muligens ikke betydning for tetthet av kvinandunger (Paasivaara & Pöysä 2004). Suhonen *et al.* (2011) fant at kvinand så ut til å foretrekke vann med høy andel vegetasjon, selv om andre faktorer også hadde betydning for hvilke vann som ble brukt.

Konkurranse om vann med andre kvinandhunner med kull kan påvirke valg av vann. For islandsand er det observert høyere ungedødelighet på vann med fler kull, med høyest dødelighet på det senest ankomne kullet (Savard *et al.* 1991). I studieområdet var det bare et kull pr. vann, men valg av vann kan allikevel være styrt av at vannet allerede ble brukt av et annet kull, eller at en hunn har observert kull på vannet som siden har flyttet. Demma 1 og 2 kan ha sett Krokas sitt kull på Demmtjern når hun flyttet kullet til Hallatjern, og Demma2 kan ha sett Demma1 sitt kull på Demmtjern. Demmtjern ble ikke brukt som oppvekstvann av de seks merkede endene eller andre kvinender.

Dødelighet og kullstørrelse

Det ble ikke funnet sammenheng mellom overlevelse og kullstørrelse. Igjen er det størrelsen på utvalget (n=4) som gjør dataene usikre. Et av de fulgte kullene hadde markert færre unger (4) enn de tre andre (11, 9 og 8). Dette kullet hadde ingen dødelighet ved forflytning mellom klekkevann og oppvekstvann, og hadde heller ingen dødelighet fram mot 27 dagers alder. De andre kullene hadde varierende dødelighet. Kullstørrelse kan ha betydning for dødelighet. Erikson (1979) fant at dødelighet var positivt korrelert med kullstørrelse, og mente dette kunne ha sammenheng med at store kull var lettere å oppdage og vanskeligere å forsvare enn små kull. Andersson & Eriksson (1982) mente også å kunne påvise det samme. Milonoff *et al.* (1995) kunne ikke finne at kullstørrelse påvirket dødelighet, og mente at Andersson & Eriksson (1982)

baserte seg på feilaktige data ved at de hadde brukt umerkede kull, og dermed ikke fikk registrert kull som døde før første observasjon. Erikson (1979) brukte også umerkede unger.

Dødelighet og distanse flyttet

For kull som foretar en forflytning over land kan det være høyere dødelighet hvis det mangler, eller er dårlige korridorer i form av elver, bekker, vannfylte grøfter og lignende (Pöysä & Paasivaara 2006). Siden det ikke ble mulig å følge kullene under forflytningen i denne undersøkelsen ble det ikke kartlagt korridorer i studieområdet. For to av kullene er det mulig at de kan ha fulgt en rute som muliggjorde bruk av korridorer i deler av forflyttingen. Det ble ikke påvist sammenheng mellom distansen kullet ble flyttet og dødelighet, men studier har vist at dødelighet ikke er knyttet til forflytning (Wayland & McNicol 1994), eller distansen flyttet over land (Pöysä & Vitanen 1994, Pöysä & Paasivaara 2006). Erikson (1979) fant høyere dødelighet ved forflytning mellom vann, men Pöysä & Paasivaara (2006) fant samme dødelighet for kull som ble og de som flyttet, og mente Erikson (1979) ikke hadde justert for alder. Dow & Fredga (1983) mente det var større overlevelse når hunnen var mer erfaren. Erfaring øker gjerne sammen med alder. Det ble ikke innhentet data på alder i studieområdet.

Overlevelse

Det ble ikke funnet forskjell mellom overlevelse i de to aldersklassene I og II. Andre studier har vist at det for kvinandunger er høyest dødelighet den første leveuken (Pöysä & Vitanen 1994, Milonoff *et al.* 1995, Pöysä & Paasivaara 2006, Paasivaara & Pöysä 2004, 2007). Dødeligheten den første uken er også en god indikator for senere dødelighetsrate (Pöysä, Vitanen & Milonoff 1997, Pöysä *et al.* 1999, Pöysä & Paasivaara 2006). Smidt *et al.* (2006) fant ikke høyere dødelighet tidlig i oppvekstperioden, og mente den var mer eller mindre konstant i hele perioden. Siden utvalgsstørrelsen var liten, kan det være mulig at høy dødelighet den første leveuken også gjelder for kvinandpopulasjonen i studieområdet, uten at det er data som støtter dette. Et av de studerte kullene ble redusert fra åtte til to i løpet av seks dager, som var lik den tidsperioden det ikke var oversikt over kullets bevegelser eller dødelighet. Det er derfor mulig at deler av kullet flyttet til andre vann, men sannsynligheten anses som liten da det ikke ble observert unger på andre vann. De to andre kullene som ikke ble observert etter dag en etter uthopping ble ansett som tapt, eller migrert ut av studieområdet.

Det var stor forskjell på de forskjellige kull hvor sannsynlig det var at en unge skulle overleve fra uthopping til 55 dagers alder, men med data fra bare fire kull vil tilfeldigheter kunne få stor

betydning for resultatet. I tillegg er ikke dødelighet pr. unge nødvendigvis uavhengig av de andre ungene i kullet.

Forvaltning

Utplassering av kasser kan være en metode for å øke bestanden av kvinand i områder hvor det er lite naturlige hekkeplasser i gamle trær (Corrigan *et al.* 2011). Kunstige hekkeplasser kan også påvirke bestanden negativt (Evans *et al.* 2002, Pöysä & Pöysä 2002, Mänd *et al.* 2005, Klein *et al.* 2007). Ansamlinger av kasser kan virke som «population sinks» (Evans *et al.* 2002) ved å tiltrekke seg predatorer som mår. Tilstedeværelse og tetthet av mår bør tas med i vurderingen ved valg av trær for kasser. Schmidt *et al.* (2006) anbefaler å sette opp kasser ved vann det er lett å komme til for eksempel nær vei slik at antall kasser kan økes med samme arbeidsinnsats. Det blir da viktig at å gjøre det administrativt lett ikke går på bekostning av andre forhold som predatorfare. Når det utplasseres kasser, som et menneskelig tiltak for å rette på de negative virkningene av en menneskelig virksomhet, blir det viktig å få så mye kunnskap som mulig om de prosessene som skjer ved å overvåke og gjøre undersøkelser (Pöysä & Pöysä 2002). Selv om utpassering av kunstige hekkeplasser kan være et virkningsfullt forvaltningstiltak, vil trolig den beste løsningen være å bevare de naturlige habitatene intakt, som er et av målene til de konvensjoner Norge har undertegnet, og lover som er vedtatt. På sikt oppnås kanskje best effekt ved aktivt å bruke lovverket slik at intensjonen til lovgiver blir fulgt. Et av formålene til Skogbrukslova (2005, § 1 annet ledd) er «å sikre det biologiske mangfoldet», og Forskrift om berekraftig skogbruk (2006, § 5 første ledd) sier blant annet at «Ved gjennomføring av skogbrukstiltak skal skogeigaren sørge for at verdiane i viktige livsmiljø og nøkkelbiotopar blir tekne vare på i samsvar med retningslinene i Levende Skog». Landbruks- og matdepartementet (2012) skriver i brev til Naturvernforbundet i Østfold «Dette innebærer også at brudd på sertifiseringsreglene vil være brudd på bærekraftforskriften, jf. § 5 første ledd i bærekraftforskriften». De henviser også til brev fra Økokrim datert 14.11.2012. Økokrim (2012) skriver her «Politianmeldelse kan inngis til lokalt politi uavhengig av om saken også meldes til kommunen» og «Det er brudd på bestemmelsene i forskriften som er straffesanksjonert, jf. § 18 i forskriften jf. § 22 i loven». Levende Skog (2006) sier blant annet at ved hogst skal det settes igjen livsløpstrær, i snitt 10 pr. ha, og at trær med reirfunksjon og gamle grove ospetrær skal prioriteres ved utvelgelse av livsløpstrær. Stående døde lauvtrær skal også spares. Hvis Levende Skogs kravpunkt om gamle grove trær og død ved blir fulgt, vil mange av de naturlige hekkeplassene for kvinand bli bevart.

Et tiltak som vil kunne ha positiv effekt på kvinandbestanden er å identifisere og ta vare på potensielt viktige oppvekstområder (Schmidt et al. 2006). Slike oppvekstområder kan være fiskefrie vann da de kan ha mest næring for kvinandungene (Mallory *et al.* 1994). Det kan være viktigere å sikre at det er nok matressurser tilgjengelig for ungene, enn å plassere ut fler kunstige hekkeplasser, fordi tetthetsavhengige mekanismer i eggleggings- og oppvekstfasen vil kunne kompensere for økt antall hekkende kvinand (Pøysa og Pøysa 2002).

Konklusjon

Den positive korrelasjonen som ble funnet mellom forflytningsavstand og kullstørrelse kan være et resultat av større investering i store kull. Dette kan være en investering for å minske konkurranse med egne gener, eller en investering for å komme til et godt oppvekstvann for ungene med god mattilgang. Denne studien har ikke kunnet fastslå om fisk, størrelsen, eller andelen vannvegetasjon i oppvekstvannet har hatt noen betydning for hunnens valg av oppvekstvann for ungene, eller dødeligheten til ungene. Det er allikevel trolig at forekomsten av fisk har betydning både for valg av vann og overlevelse. Utsetting av fisk i vann i området vil da trolig ha negativ påvirkning på bestanden av kvinand, og det vil kunne være viktig å sikre fiskefrie vann som oppvekstvann. Det er også mest sannsynlig at oppsetting av kasser har en positiv innvirkning på bestanden, uten at det har kunnet påvises annet enn en viss overlevelse på unger født i kassene. Fortsatt satsning på utplassering av kunstige hekkedasser for kvinand, og studier av effekten vil nok derfor være å anbefale inntil det eventuelt er nok naturlige hekkeplasser i området. Det vil i tilfelle ta mange år, og innebære en omlegging i måten skogen blir driftet på. En slik omlegging kan bli støttet ved at man bruker lovverket med forskrifter og Levende Skog aktivt.

Referanser

- Aebischer, N.J., Robertson, P.A. & Kenward, R.E. (1993) Compositional analysis of habitat use from animal radio-tracking data. *Ecology*, **75**(5), 1313-1325.
- Andersson, M. & Eriksson, M.O.G. (1982) Nest parasitism in goldeneyes *Bucephala clangula*: some evolutionary aspects. *The American Naturalist*, **120**(1), 1-16.
- Andrén, H. (1995) Effects of landscape composition on predation rates at habitat edges. Mosaic landscapes and ecological processes. (eds Hanson, L., Fahrig, L. & Merriam, G.) pp. 225-255. Chapman & Hall, London, UK.
- Beattie, L.A. & Nudds, T.D. (1989) Differential habitat occupancy by goldeneye ducklings (*Bucephala clangula*) and fish: predator avoidance or competition? *Canadian Journal of Zoology*, **67**, 475-482.
- Boyd, W.S., Smith, B.D., Iverson, S.A., Evans, M.R., Thompson, J.E. & Schneider, S. (2009) Apparent survival, natal philopatry, and recruitment of Barrows's goldeneyes (*Bucephala islandica*) in the Cariboo-Chilcotin region of British Columbia, Canada. *Canadian Journal of Zoology*, **87**, 337-345.
- Burnham, K.P. & Anderson, D.R. (2002) Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. Springer-Verlag, New York.
- Cline, S.P., Berg, A.B. & Wight H.M. (1980) Snag characteristics and dynamics in douglas-fir forests, western Oregon. *Journal of Wildlife Management*, **44**, 773-786.
- Corrigan, R.M., Scrimgeour, G.J. & Paszkowski, C. (2011) Nest boxes facilitate local-scale conservation of common goldeneye (*Bucephala clangula*) and bufflehead (*Bucephala albeola*) in Alberta, Canada. *Conservation and Ecology*, **6**(1).
- Cramp, S., Simmons, K.E.L., Ferguson-Lees, I.J., Gillmor, R., Hollom, P.A.D., Hudson, R., Nicholson, E.M., Ogilvie, M.A., Olney, P.J.S., Voous, K.H. & Wattel, J. (1977) Handbook of the birds of Europe the Middle East and North Africa. Oxford university press. Oxford.
- Dessborn, L., Elmberg, J. & Englund, G. (2011) Pike predation affects breeding success and habitat selection of ducks. *Freshwater Biology*, **56**, 579-589.
- Dow, H. & Fredga, S. (1983) Breeding and Natal Dispersal of the Goldeneye, *Bucephala clangula*. *Journal of Animal Ecology*, **52**(3), 681-695.
- Eadie, J.M. & Keast, A. (1982) Do goldeneye and perch compete for food? *Oecologia (Berlin)*, **55**, 225-230.
- Elmberg, J., Dessborn, L. & Englund, G. (2010) Presence of fish affects lake use and breeding success in ducks. *Hydrobiologia*, **641**, 215-223.

- Eriksson, M. O. G. (1978) Lake selection by goldeneye ducklings in relation to the abundance of food. *Wildfowl*, **29**, 81-85.
- Eriksson, M.O.G. (1979) Competition between freshwater fish and goldeneye *Bucephala clangula* (L.) for common prey. *Oecologia (Berlin)*, **41**, 99-107.
- Evans, M.R., Lank, D.B., Boyd, W.S. & Cooke, F. (2002) A comparison of the characteristics and fate of barrow's goldeneye and bufflehead nests in nest boxes and natural cavities. *The Condor*, **104**, 610-619.
- Forskrift om berekraftig skogbruk (2006) Forskrift om berekraftig skogbruk. Fastsett av Landbruks- og matdepartementet 7. juni 2006 med heimel i lov 27. mai 2005 nr. 31 om skogbruk (skogbrukslova) § 4, § 6, § 9 og § 20 og lov 19. desember 2003 nr. 124 om matproduksjon og mattrygghet mv. (matloven) § 18, jf. § 33, jf. delegeringsvedtak 19. desember 2003 nr. 1790 [online]. *Lovdata*. URL: http://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2006-06-07-593?q=Lov+om+skogbruk* (24.03.2014).
- Freedman, D.A. (1983) A note on screening regression equations. *The American Statistician*, **37**, 152-155.
- Healey, R.F., Cooke, F. & Colgan, P.W. (1980) Demographic Consequences of Snow Goose Brood-Rearing Traditions. *The Journal of Wildlife Management*, **44**(4), 900-905.
- Johnson, D.H. (1979) Estimating nest success: the Mayfield method and an alternative. *The Auk*, **96**, 651-661.
- Klein, Á., Nagy, T., Csörgő, T. & Mátics, R. (2007) Exterior nest-boxes may negatively affect Barn Owl *Tyto alba* survival: an ecological trap. *Bird Conservation International*, **17**, 263-271.
- Klopfer, P.H. & Granzhorn, J.U. (1985) Habitat selection: behavioral aspects. I: Cody, M.L. (ed.), *Habitat selection in birds*. 435-453. Academic Press. New York.
- Lack, D. (1954) The natural regulation of animal numbers. Clarendon Press, Oxford.
- Landbruks- og matdepartementet (2012) Svar på spørsmål om lov om skogbruk - Norsk PEFC Skogstandard og bærekraftforskriften[online]. *Naturvernforbundet*. URL:<http://naturvernforbundet.no/getfile.php/Bilder/Klima/Svar%20fra%20LMD%20p%C3%A5%20sp%C3%B8rsm%C3%A5l%20om%20lov%20om%20skogbruk%20%2028L%29%28259793%29.pdf> (27.03.2014).
- Levende Skog (2006) Standard for et bærekraftig norsk skogbruk. Levende Skog. 40 s.
- Mallory, M.L., McNicol, D.K. & Weatherhead, P.J. (1994) Habitat Quality and Reproductive Effort of Common Goldeneyes Nesting Near Sudbury, Canada. *The Journal of Wildlife Management*, **58**(3), 552-560.

- Mänd, R., Tilgar, V., Lõhmus, A. & Leivits, A. (2005) Providing nest boxes for hole-nesting birds – Does habitat matter? *Biodiversity and Conservation*, **14**, 1823–1840.
- Mannan, W.R. & Meslow, C.E. (1984) Bird populations and vegetation characteristics in managed and old-growth forests, northeastern Oregon. *Journal of Wildlife Management*, **48**, 1219-1238.
- Mannan, W.R., Meslow, C.E. & Wight, H.M. (1980) Use of snags by birds in douglas-fir forests, western Oregon. *Journal of Wildlife Management*, **44**, 787-797.
- Mayfield, H.F. (1961) Nesting success calculated from exposure. *The Wilson bulletin*, **73**(3), 255-261.
- Mayfield, H.F. (1975) Suggestions for calculating nest success. *The Wilson bulletin*, **87**(4), 456-466.
- Milonoff, M., Pöysä, H. & Virtanen, J. (1995) Brood-size-dependent offspring mortality in common goldeneyes reconsidered: fact or artifact? *The American Naturalist*, **146**(6), 967-974.
- Naturmangfoldloven (2009) Lov om forvaltning av naturens mangfold [online]. *Lovdata*. URL: http://lovdata.no/dokument/NL/lov/2009-06-19-100?q=biologisk+mangfold* (20.03.2014).
- Nummi, P., Väänänen, V-M., Rask, M., Nyberg, K. & Taskinen, K. (2012) Competitive effects of fish in structurally simple habitats: perch, invertebrates, and goldeneye in small boreal lakes. *International Journal of Aquatic Science*, **74**, 343–350.
- Paasivaara, A. & Pöysä, H. (2004) Mortality of common goldeneye (*Bucephala clangula*) broods in relation to predation risk by northern pike (*Esox lucius*). *Annales Zoologici Fennici*, **41**, 513-523.
- Paasivaara, A. & Pöysä, H. (2007) Survival of common goldeneye *Bucephala clangula* ducklings in relation to weather, timing of breeding, brood size, and female condition. *Journal of Avian Biology*, **38**, 144-152.
- Paasivaara, A. & Pöysä, H. (2008) Habitat-patch occupancy in the common goldeneye (*Bucephala clangula*) at different stages of the breeding cycle: implications to ecological processes in patchy environments. *Canadian Journal of Zoology*, **86**, 744-755.
- Pöysä, H. (1992) Variation in parental care of common goldeneye (*Bucephala clangula*) females. *Behaviour*, **123**(3/4), 247-260.
- Pöysä, H., Milonoff, M., Ruusila, V. & Virtanen, J. (1999) Nest-site selection in relation to habitat edge: experiments in the common goldeneye. *Journal of Avian Biology*, **30**, 79-84.
- Pöysä, H. & Paasivaara, A. (2006) Movements and mortality of common goldeneye *Bucephala clangula* broods in a patchy environment. *Oikos*, **115**, 33-42.

- Pöysä H. & Pöysä S. (2002) Nest-site limitation and density dependence of reproductive output in the common goldeneye *Bucephala clangula*: implications for the management of cavity-nesting birds. *Journal of Applied Ecology*, **35**, 502-510.
- Pöysä, H., Runko, P. & Ruusila, V. (1997) Natal philopatry and the local resource competition hypothesis: data from the common goldeneye. *Journal of Avian Biology*, **28**(1), 63-67.
- Pöysä, H. & Vitanen, J. (1994) Habitat selection and survival of common goldeneye (*Bucephala clangula*) broods - preliminary results. *Hydrobiologia*, **279/280**, 289-296.
- Pöysä, H., Virtanen, J. & Milonoff, M. (1997) Common goldeneyes adjust maternal effort in relation to prior brood success and not current brood size. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, **40**, 101-106.
- Rask, M., Pöysä, H., Nummi, P. & Karppinen, C. (2001) Recovery of the perch (*Perca fluviatilis*) in a acidified lake and subsequent responses in macroinvertebrates and the goldeneye (*Bucephala clangula*). *Water Air & Soil Pollution*, **131**(1-4 Part 3), 1367-1372.
- Ringelman, J.K. & Longcore, J.R. (1982) Survival of juvenile black ducks during brood rearing. *The Journal of Wildlife Management*, **46**(3), 622-628.
- Ruusilä, V. & Pöysä, H. (1998) Shared and unshared parental investment in the precocial goldeneye (Aves: Anatidae). *Animal Behavior*, **55**, 307-312.
- Savard, J-P.L., Smith, G.E.J. & Smith, J.N.M (1991) Duckling mortality in barrow's goldeneye and bufflehead broods. *The Auk*, **108**(3), 568-577.
- Schmidt, J.H., Taylor, E.J. & Rexstad, E.A. (2006) Survival of common goldeneye ducklings in interior Alaska. *The Journal of Wildlife Management*, **70**, 792-798.
- Sénéchal, H., Gauthier, G. & Savard, J-P.L. (2008) Nesting ecology of common goldeneyes and hooded mergansers in a boreal river system. *The Wilson Journal of Ornithology*, **120**(4), 732-742.
- Siegel, S. (1956) Nonparametric statistics for the behavioral sciences. New York, NY, US: McGraw-Hill. (1956). xvii 312 pp.
- Siegel, S. (1957) Nonparametric statistics. *The American Statistician*, Vol. **11**(3), 13-19.
- Skogbrukslova (2005). Lov om skogbruk [online]. *Lovdata*. URL: http://lovdata.no/dokument/NL/lov/2005-05-27-31?q=lov+om+skogbruk* (24.03.2014).
- St.meld. nr 25 (2002-2003). *Regjeringens miljøvernpolitikk og rikets miljøtilstand*. Oslo: Miljøverndepartementet. 162 s.
- Suhonen, S., Nummi, P. & Pöysä, H. (2011) Long term stability of boreal lake habitats and use by breeding ducks. *Boreal environment research*, **16**(suppl. B), 71-80.

- Trivers, R.L. (1972) Parental investment and sexual selection. I: Campbell (ed) Sexual selection and the descent of man. Aldine, Chicago, pp 136-179.
- Tufte, P.A. (2000) En intuitiv innføring i logistisk regresjon. Prosjektnotat nr. 8. Oslo: Statens institutt for forbruksforskning. 79 s.
- United Nations (1992) Convention on biological diversity. New York: United Nations. 28 s.
- Wahlström, E., Persson, L., Diehl, S. & Byström, P. (2000) Size-dependent foraging efficiency, cannibalism and zooplankton community structure. *Oecologia*, **123**, 138-148.
- Wayland, M. & McNicol, D.K (1994) Movements and survival of common goldeneye broods near Sudbury, Ontario, Canada. *Canadian Journal of Zoology*, **72**(7), 1252-1259.
- Wesołowski, T. (2007) Lessons from long-term hole-nester studies in a primeval temperate forest. *Journal of Ornithology*, **148**(2), 395-405.
- Zicus, M.C. & Hennes, S.K. (1994) Diurnal time budgets of common goldeneye brood hens. *The Wilson Bulletin*. **106**(3), 549-554.
- Økokrim (2012) Forskrift om bærekraftig skogbruk og PEFC/ Levende Skog-standard [online]. *Naturvernforbundet*. URL: http://naturvernforbundet.no/getfile.php/Bilder/Klima/Svar%20fra%20%C3%98kokrim_ang_PEFC1.pdf (27.03.2014).

Vedlegg

Vedlegg 1.

Observasjoner av kull for aldersklasse 0 - 54 dager.

Navn hunn	Kroka	Abbor-Aksa	Demma2	Karussa
Dato uthopping	10.jun	14.jun	23.jun	25.jun
Dager etter uthopping	Antall unger observert fra uthopping til siste observasjon inntil 55 d			
0	9	11	4	8
1		9	4	
2			4	
3			4	
4				
5				
6				2
7				2
8			4	
9			4	
10				2
11				
12				2
13				2
14			4	2
15			4	2
16			4	
17				
18				
19				
20				
21	8	8		
22	8			
23	8	8		
24		8		2
25		6		2
26		5	4	2
27			4	
28	4		2	
29	6			
30	6			
31	5			
32				
33				
34				
35		3		
36		4		
37		4		2

38				
39			1	
40	3			
41	5			
42	4			
43				2
44				
45			1	
46				
47				
48		3		
49				
50				
51				
52				
53	4			
54		3		

Vedlegg 2.

Antall unger tapt og antall dager eksponert i observasjonsperioden. Eksponering, dødelighet m og overlevelse s beregnet etter Mayfield 1961,1975 og Ringelman & Longcore 1982. Varians beregnet etter Johnson 1979. Konfidensintervall beregnet etter Ringelman & Longcore 1982.

Navn hunn	Kroka	Abbor-Aksa	Demma2	Karussa
Tap	5	8	3	6
Eksponering	355	332	138	109
m	0,014084507	0,024096386	0,02173913	0,055045872
s	0,9859	0,9759	0,9783	0,9450
Varians	0,0000391159	0,0000708306	0,0001541054	0,0004772094
Standard feil	0,006254271	0,008416092	0,01241392	0,021845123
Konfidens min	0,97365	0,9593968	0,9539764	0,902174
Konfidens max	0,99815	0,9924032	1,0000000	0,987826

Vedlegg 3.

Størrelsen på vann og hvor mye vannvegetasjon det var i de enkelte vann. Areal av vann og areal av vannvegetasjon ble funnet ved å bruke arealfunksjonen i www.norgebilder.no.

Vann	Størrelse (m ²)	Vannvegetasjon (m ²)
Demmtjern	81417	25372
Demmtjern Ø	2137	967
Sandbakktjern	64906	28920
Sandbakktjern lille	9887	3773
Kroktjern	87394	29671
Hallatjern	26575	10449
Abbor-Akksjøen	171044	99293
Karustjern	4729	1882
Stortjern	8746	3011
Puttjern	16428	4219
Svarttjern	53494	29350
Røslitjern	21405	11127
Gjørlienga	10910	7828
Vesletjern S	5038	1896
Tretjern	4315	1326
Lomtjern	7442	3678
Vesletjern N	15358	1877
Erikstjern	10241	3201
Gjestbodtjern	25952	25952
Landevann	33949	7231
Nordseter Øvre	756	756
Nordseter Midtre	1665	788
Nordseter Nedre	3708	2511
Bikkjetjern	8425	2373

Vedlegg 4.

Vannene klassifisert med tallverdiene 0 for fiskeløst, 1 for fisk og 2 for fiskerikt.

Vann	Fisk
Demmtjern	2
Sandbakktjern	1
Kroktjern	2
Hallatjern	0
Abbor-Akksjøen	2
Nordseterdam	0
Karustjern	0
Stortjern	0

Vedlegg 5.

Midtveisrapport. Kort historikk over sendere kvindandprosjektet status 26.06.10

Kroktjern. Merket 01.06.10. Frekvens: 178. Navn: Kroka

Ble peilet og hørt i perioden 01.06.10-09.06.10. I dette tidsrom var det bra signaler når hun lå i kassa og signalene kunne høres fra parkeringsplass v/ bom, avstand ca. 1 km. Når anda la seg på vannet ble signalene betydelig svakere og varierte hele tiden i styrke. Antenna måtte også holdes i vertikal stilling for å få inn signalene. Etter å ha ligget på vannet en stund lettet hun og så ut til å fly SØ retning Sandbakktjern. Dette gjentok seg daglig. For å finne henne når hun var ute av kassa ble det søkt i områdene: beverdemningen, høyde 446 SSV av Demmtjern, Sandbakktjern, Svarttjern, Langtjern og Erstjernet. Ingenting hørt fra sender. Disse erfaringene ga en indikasjon på at det kunne bli vanskelig å følge kullet etter uthopping. Ungene hoppet ut 10.06. Helge var ved Kroktjern på ettermiddagen for å peile, men hørte og observerte ingenting til mor eller kull. Han søkte de påfølgende dager ved Kroktjern, Demmtjern langs bekk til Sandbakktjern. Nedover fra beverdemning langs Bergsengelva ned til Mjøsa, nede ved Mjøsa og også på vestsiden ved Vingrom. Ingenting hørt eller sett. Oppsummert: lot seg lett peile i kasse, vanskeligere på vann, ikke på avstand når ute av kasse og ikke etter uthopping. Kull ikke observert.

Abbor-Akksjøen. Merket 13.06.10. Frekvens: 245. Navn: Abbor-Akksa

Hoppet ut 14.06. Helge og Geir var der på ettermiddagen og peilet. Ingenting hørt eller sett av mor og kull. Sender i bil ga bra signal. 16.06 ble det først peilet fra Grøtåshaugen NØ av Abbor-Akksjøen og ca. 200 høydemeter over vannet. I tillegg er det fri sikt til Bikkjetjern og myrområdene vest for vannet. Ingenting hørt. (fikk inn sender på Røislitjern ca. 10km). Peilet fra veien Nordseter-Sjusjøen som har fri sikt til Gropmarka og Mesna (Fikk inn sender på Karustjern). Kjørt Sjøseterveien og peilet ned mot Mesnaelva og Abbotjern. Peilet deretter kontinuerlig Skurva fra parkeringsplass Nordseterveien til vestende Abbor-Akksjøen. Ingenting hørt eller sett. Vann observert sist 26.06 med teleskop.

Oppsummert: Kun hørt rett etter merking. Kull ikke observert.

Karustjern. Merket 15.06.10. Frekvens: 032. Navn: Karussa.

Bra signaler fra kasse og kunne også høres svakt fra veien Nordseter-Sjusjøen avstand ca. 6km. Ved et tilfelle observerte og peilet jeg Karussa inngående etter at hun var skremt fra kassa og la seg på vannet. Gode signaler fra kassa, men på vannet ble de helt borte. Begge antennene var lett observerbare og selv den bakre hadde en fin bue opp av vannet. Karussa gikk på land noen minutter og da ble signalene hørbare men svake (avstand 50 m). I vannet igjen ble signalene borte. Hun lettet og da ble signalene sterke og klare så lenge hun var innen synsrekkevidde. 24.06 ble Karussa observert uten sender. 25.06 kl. 11 fikk hun påmontert Røislia sin sender

(frekvens: 303 som Røislia hadde mistet). Kl. 21 var Karussa og kull borte og ingenting hørt fra sender. Peilet nedover Skurva på vei tilbake til bilen. 26.06 ved Karustjern kl. 10 og 16 ingenting hørt eller sett.

Oppsummert: Opprinnelig sender hørt godt i kasse og også på avstand av 6 km, i vann ikke hørt, avstand 50 m. Sender mistet. Ny montert, ikke hørt fra denne senere. Kull ikke observert etter uthopping.

Røislitjern. Merket 15.06.10. Frekvens: 303. Navn: Røislia

Bra signaler fra kasse og delvis på vann, mye det samme som Kroka. Ble 16.06 hørt svakt fra Grøtåshaugen, avstand ca. 10km. Når Røislia forlot Røislitjern ble hun ikke hørt. Kull hoppet trolig ut 22.06, og Helge hadde signaler helt til 23.06 men observerte ikke ungene. 24.06 hadde Røislia mistet sender (brekte fjær) og denne ble observert og hørt på liten øy på nordsiden. Montert samme dag på Karussa.

Oppsummert: bra signaler fra kasse, dårlig og varierende i vann. Mistet sender. Kull ikke observert etter uthopping.

Demmtjern 1. Merket 17.06.10. Frekvens: 379. Navn: Demma1.

Etter merking var det perioder hvor det ikke kunne høres signaler når Demma1 var i kassa, avstand ca. 200m. Kull hoppet ut samme dag kl. 1615 og ble fulgt ved hjelp av peiling til kl. 2035 da de gikk til ro på liten øy i Kroktjern Ø. Til dels vanskelig å holde oppsikt med kullet pga av varierende signalforhold som i perioder var borte. Da Demma1 gikk til ro sammen med kullet var det fine signaler så lenge hun ble observert med hodet oppe. Signalene forsvant når hun ikke lenger ble observert (hun var på stedet siden det ble observert kontinuerlig). Det ble hørt svært svake signaler fra samme sted tidlig neste morgen. Etter dette er kullet ikke observert og signaler har kommet og gått og Demma1 er observert bare en gang siden 21.06, Demtjern V, uten kull. De siste signalene har alle kommet fra Kroktjern og er veldig varierende (høres en dag men ikke en annen). Ble ikke hørt 25.06. Det var regnbyger denne dagen. Det kan ikke utelukkes at denne er mistet og blir påvirket av fuktighet i omgivelsene.

Oppsummert: Demma1 med kull kunne høres og følges de første timene etter uthopping. Siden bare observert en gang 21.06 uten kull.

Demmtjern 2. Merket 19.06.10. Frekvens: 489. Navn: Demma2.

Etter merking la hun seg på vannet og signalene ble borte. 21.06 spekker i egg, trolig hoppet ut 23.06. 24.04 ble Demma2 med kull funnet i lite tjern mellom Demtjern og Sandbakktjern (de har da gått over land, ingen bekk). Signalene kunne først høres 200 m unna med fri sikt. Siden har kullet blitt observert der 25.06 og 26.06.

Oppsummert: Varierende signaler i vann. Kull observert på samme sted siden 24.06.



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Postboks 5003
NO-1432 Ås
67 23 00 00
www.nmbu.no