



Høgskolen i **Hedmark**

Campus Evenstad

Skog og utmarksfag

Silje Wold Hereid

Kroppsvekt og fat score hos juvenile rødstrupe  
(*Erithacus rubecula*) i to forskjellige habitater;  
fragmentert jordbruksområde med bebyggelse, og  
sammenhengende skogsområder

Body weight and fat score in juvenile European robins (*Erithacus rubecula*) in two separate habitats; fragmented agricultural area with human settlements, and continuous forest

Bachelor Naturveiledning 2012/2015

6EV299 Bacheloroppgave Utmarksforvaltning

2015

Samtykker til utlån i biblioteket

Ja

Nei

Samtykker til tilgjengeliggjøring i digitalt arkiv Brage

Ja

Nei

## Sammendrag

Fuglers levevilkår kan endres gjennom habitatsfragmentering og tap av habitat. Fragmentering kan føre til et landskap av små og ofte isolerte flekker av skog og buskvegetasjon. Landskap fragmentert av jordbruksområder kan gi økt risiko for predasjon og det kan være vanskeligere å forflytte seg i et jordbrukslandskap eller områder med bebyggelse, enn i et kontinuerlig skoglandskap. Kunnskap om antall fugl og tilstanden på individer i forhold til habitat er viktig for å kunne forutse effekter når det skjer habitatsforandringer. Denne studien presenterer kroppsvekt og fat score på juvenile rødstrupe i to forskjellige habitater; fragmentert jordbruksområde med bebyggelse ('Campus'), og sammenhengende skogsområder ('Skog') i Hedmark fylke, Stor-Elvdal kommune. Data ble samlet inn sommeren 2013 og 2014. Det var forventet at 'Campus' skulle ha høyere vekt og fat score på grunn av senere datainnsamling. Gjennomsnittlig vekt var lik i begge områder og fat score var signifikant lavere på 'Campus'. Resultatene må tolkes innenfor begrensningene til studien hvor utfordringer i metoden gjorde det mer komplisert å tolke resultatet. Dette fører til følgende konklusjoner; Det kan tyde på at predasjonsrisiko ved 'Campus' er større enn i 'Skog' som vises på mengden fett fuglene kan lagre på kroppen. Betydningen av skjul ved antall trær og avstand mellom trær kan også påvirke muligheten for å lagre fett. Områdets egenskaper er viktige å vurdere ved forvaltning av habitater, hvor type områdebruk, antall fragmenter og grad av isolering vil kunne påvirke habitatets kvalitet med tanke på predasjonsrisiko, forflytning mellom fragmenter, og tilgang på næring og skjul.

## Abstract

Fragmented landscapes and loss of habitat can affect birds greatly. Fragmentation over large areas could lead to possibly small and isolated patches of woods and shrubs. Movement through forest is considered easier than moving through agricultural and urban areas, and may reduce the risk of predation. To predict the effects of landscape changes, it is important to know the state and amount of birds in different habitats. This study examines the body weight and fat score in juvenile European robins in two separate habitats; fragmented agricultural area with settlements ('Campus'), and continuous forest ('Skog') in the municipality of Stor-Elvdal, Hedmark County. Fieldwork was conducted in the summer of 2013 and 2014. Because of bias towards late registrations, it was expected to see higher weights and fat score at the 'Campus' area. Results show that mean weight were the same in both areas and fat score were significantly lower at 'Campus'. The results need to be considered within the limitations of this study. It has led to the following conclusions; increased predation risk is considered a main reason for the small amount of fat on the 'Campus' robins. The amount of cover and distance between trees could also affect the possibility to store larger amounts of fat. When managing, properties of the area need to be considered. Differences in land use, number of fragments and degree of isolation could affect the quality of the habitat regarding predation risk, movement between fragments, and food and cover availability.

## Forord

Jeg vil med dette avslutte min bachelorutdanning på Høgskolen i Hedmark hvor jeg har hatt tre fantastiske og lærerike år. I denne oppgaven har jeg fått bruk for mange av fagene jeg har hatt på Evenstad og det er moro å kunne bruke kunnskapen man har fått til å skrive en slik oppgave.

Jeg vil gjerne takke min veileder til oppgaven, Jan Hušek for all hjelp med feltarbeid, innsamling av data, dataanalyser og retting av oppgave. Jeg vil også takke Stig Ole Stener og Øystein Vaagan for hjelp til å finne informasjon om karttjenester som ble brukt i oppgaven. En spesiell takk går til mine venner og familie for støtte gjennom skrivingen, og særlig Hanne Pauline Lie for råd, støtte og tilbakemeldinger på oppgaven.

Evenstad, april 2015

Silje Wold Hereid

## Innholdsfortegnelse

1 Innledning.....	5
2 Materiale og Metode.....	7
2.1 Studieområde .....	7
2.2 Studieobjekt .....	10
2.3 Innsamling av materiale .....	10
2.4 Dataanalyser.....	12
3 Resultater .....	14
4 Diskusjon .....	15
4.1 Vurdering av metode og dataanalyser .....	15
4.2 Vurdering av resultater .....	17
5 Konklusjon .....	23
6 Referanser .....	25
6.1 Nettsider.....	27
7 Vedlegg.....	28

## 1 Innledning

Habitatsfragmentering og tap av habitat kan påvirke fuglers levevilkår og antall. Fragmentering skjer gjennom en prosess hvor et sammenhengende habitat blir delvis eller helt fjernet og endres fra slik det var (Villard, Trzcinski & Merriam, 1999). Det er et brudd i kontinuiteten til et skogshabitat (Robinson, Thompson III, Donovan, Whitehead & Faaborg, 1995). Fragmentering over store landområder kan føre til et flekkvis landskap med små og ofte isolerte områder av skog og buskvegetasjon (Smith & Smith, 2012). Det kan potensielt redusere populasjoner og føre til at de forsvinner gradvis, særlig i kombinasjon med tap av habitat over store områder (Villard et al., 1999). Økt fragmentering med habitatstap kan føre til økt dødelighet ved at dyr må bevege seg over åpne og utsatte områder, mindre sjanse for rekolonisering og reduserte populasjonsstørrelser (Fahrig & Merriam, 1994). Det finnes også tilfeller hvor fragmentering har en positiv effekt, ved å gjøre populasjoner adskilt og mindre synkrone, og dermed redusere risikoen for utryddelse for arten (den Boer, 1981).

Fragmentering er ofte et resultat av menneskelig påvirkning (Opdam & Wiens, 2002, Smith & Smith, 2012). Skogshabitat blir endret gjennom skogbruk eller gjøres om til jordbruksområder og bebyggelse. Dette kan føre til at dyr og fugler må oppholde seg i ellers lite habitat og bli potensielt isolert (Opdam & Wiens, 2002). Habitattap og fragmentering har vist seg å kunne øke individuell bevegelse hos fugl (Redpath, 1995) og de kan dermed få et problem i form av energitap hvor de må bruke tid og energi på å forflytte seg mellom potensielle habitater (Opdam & Wiens, 2002). Forandringer av habitatets komposisjon og egenskaper kan påvirke hvordan dyr beveger seg i landskapet (Collinge, 2009). I fragmentert landskap møter de ofte på hindringer som hindrer dem i å flytte på seg. Noen arter unngår visse områder som for eksempel store åpne flater, og kan være nødt til å endre bevegelsesmønsteret sitt (Collinge, 2009). Det vil kanskje være lettere å forflytte seg i et kontinuerlig skoglandskap enn i fragmentert landskap og områder med bebyggelse (McGarigal & McComb, 1995).

Landskap fragmentert av jordbruksområder kan gi økt risiko for predasjon i form av at rovfugler speider oversiktlige områder, og reirpredasjon hos arter som har reiret på eller nær bakken (Robinson et al., 1995). Muligheten for å tilpasse seg minsker de negative effektene, men muligheten for å tilpasse seg varierer også med art (Trzcinski et al., 1999).

Kunnskap om tilstanden og antall fugl i forhold til habitat er viktig for å kunne forutse effekter av habitatsforandringer (Osborne, 1984). Fugler er lett å bruke som

flagship-art (flagship species) i forvaltningsmessig sammenheng. Det omfatter at karakteristiske arter som folk generelt liker står som representant for et område som trenger beskyttelse (Simberloff, 1998). Fugler er en interesse for mange og får mye oppmerksomhet. Når man skal forvalte slike flagship-arter får man gjerne en «paraplyforvaltning». Ved å ta vare på fuglene tar man også vare på mye av det mangfoldet som ikke får like stor oppmerksomhet og kan være livsviktig for økosystemet, nemlig virvelløse dyr og vegetasjon (Simberloff, 1998).

Rødstrupe (*Erithacus rubecula*) er vanlig i Norge og finnes over hele landet. Siden rødstrupe også er en trekkfugl på disse breddegrader er det viktig at de kan bygge nok fett til å klare migrasjon til overvintringsområder. Magre fugler har mindre sjanse til å overleve trekket (Mehlum, 1979). Om et område påvirker fuglene på en måte som kan gi økt dødelighet, vil det komme færre tilbake neste år (Norris & Marra, 2007). Rødstrupe har også vist seg å være sensitiv til fragmentering (Frank & Battisti, 2005).

Dominante individer av rødstrupe okkuperer habitater av god kvalitet (Gyimóthy et al., 2011). Catry et al. (2004) fant i sin studie at individer av rødstrupe med best kondisjon har overvintringsområder i habitater med skog som har lite undervegetasjon. Ungfugler, hunner og små individer holdt seg på områder med mer buskvegetasjon. Man vil derfor tro at individene med best kondisjon vil holde seg i skogsområdene med moden skog, mens de med lavest kondisjon er ved områder med bebyggelse, høy andel fragmentert landskap og mer buskvegetasjon. De blir nødt til å oppholde seg i områder med lav kvalitet som kan påvirke næringssøk, skjul og predasjonsrisiko (Forman, 1995).

Jeg presenterer tilstanden på enkeltindivider av juvenile rødstrupe, ved å holde til i et fragmentert område omgitt av jordbruk sammenlignet med skogsområder. Det er vurdert fat score og vekt for å kunne si noe om den generelle tilstanden på fugl i hvert område. Hvis det finnes dårligere habitater som rødstrupe må oppholde seg i, vil det kunne bli reflektert i fat score og vekt hos unge individer.

Hypotesene som ble statistisk testet var:

H<sub>0</sub>: Det er ingen forskjell i fat score og kroppsvekt mellom 'juv' rødstruper i skog og 'juv' rødstruper i fragmenterte områder.

H<sub>1</sub>: Det er en forskjell i fat score og kroppsvekt mellom 'juv' rødstruper i skog og 'juv' rødstruper i fragmenterte områder, hvor de i skogen har høyere vekt og fat score.

## 2 Materiale og Metode

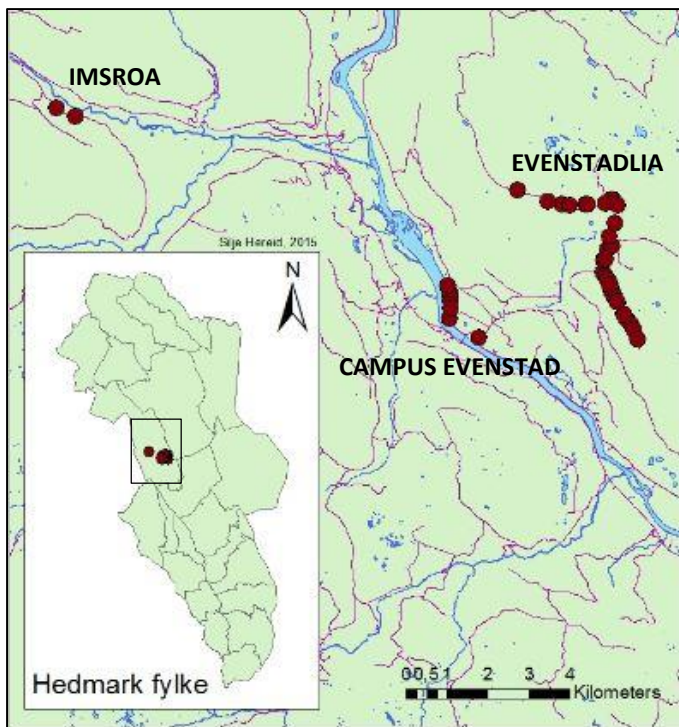
### 2.1 Studieområde

Studieområdet er på Østlandet, og ligger i Hedmark fylke, Stor-Elvdal kommune (Figur 1). Det er et område med typisk innlandsklima med lite nedbør, kalde vintre og varme somre (Meteorologisk institutt, 2009). Kommunen er dominert av barskog og skogbruk, med jordbrukslandskap i dalen langs Glomma. Innenfor skogbruket benyttes det også ofte flatehogst.

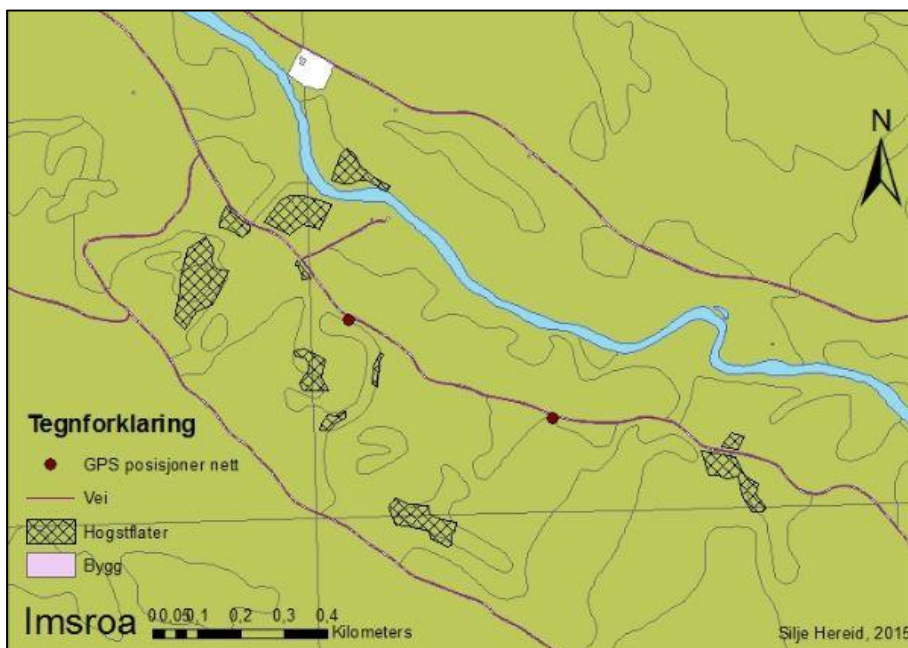
Det ble valgt områder med forskjellig dominerende områdebruk; skog, og jordbruk med lett bebyggelse og infrastruktur, ved stedene Imsroa (Figur 2), Evenstadlia (Figur 3) og Campus Evenstad (Figur 4). Disse områdene er valgt fordi begge hadde de samme artene (rødstrupe) og kunne sammenlignes. Imsroa og Evenstadlia ble lagt inn i kategorien 'Skog' og Campus Evenstad i kategorien 'Campus'. 'Campus' beskrives som et område dominert av jordbruk, har nærhet til elv, vei og lett bebyggelse. Her ligger også Høgskolen i Hedmarks Campus Evenstad som i tillegg tilfører mye aktivitet i området på grunn av studentene. Området ligger på det laveste punktet i dalen (250 moh), med fjell og store skogsområder på hver side. Rundt jordbruksområdene og elva er det vegetasjonsstriper (hedgerows). Vegetasjonsstripene er dominert av løvtrær med innslag av bartrær. Trærne er av forskjellig høyde og art, som gråor (*Alnus incana*), selje (*Salix caprea*), bjørk (*Betula pubescens*) og noe gran (*Picea abies*). Vegetasjonsstripene er mellom 9 og 30 meter brede (målt i ArcMap, ESRI, 2014). Det har vært gårdsdrift på Evenstad og landbruk i området rundt i mange hundre år (Kongsrud, 2011). Tilstanden og mengde areal til landbruk har vært nærmest uforandret i lang tid.

'Skog' er et område hvor det er dominerende barskog med gran og furu (*Pinus sylvestris*). Kantvegetasjonen langs skogsbilveiene har innslag av løvtrær av forskjellig høyde og arter. På grunn av vegetasjonsrydding langs skogsbilveiene er det ofte et lavere busksjikt i ytterkanten. Det drives skogbruk i området. Andelen hogstflater er likevel så liten at det vurderes som et sammenhengende skogområde. Det ble brukt ortofoto fra SÅTE-GIS via kommunens kartportal sist oppdatert 24.01.2014 på Stor-Elvdal kommunes nettsider (GEOVEKST Statens kartverk, 2014) for å registrere nylige hogstflater i området rundt nettene. Disse hogstflatene ble lagt inn manuelt i ArcMap (ESRI, 2014) for å lage kart.

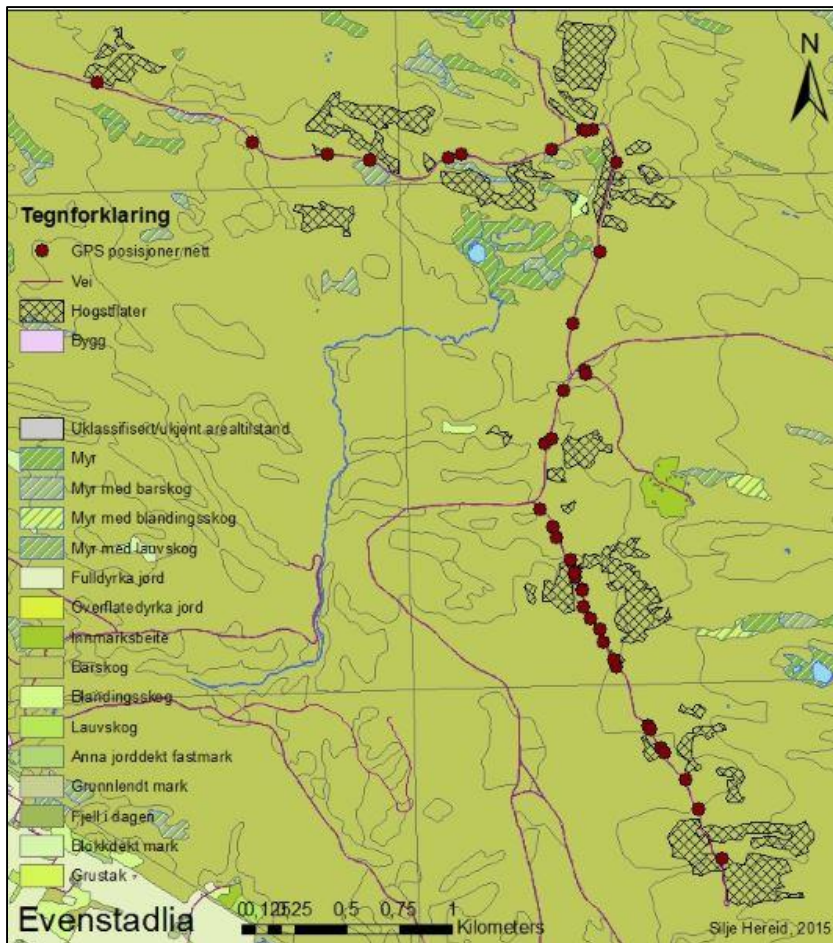




Figur 1. Oversiktskart over områdene med nettplasseringer (røde punkter) rundt Evenstad og Imsroa, Stor-Elvdal kommune, Hedmark fylke.



Figur 2. Detaljkart over Imsroa (430 moh, 61°28'14.2''N 10°54'18.9''E) Stor-Elvdal kommune, Hedmark fylke som viser nettplasseringer i skog langs skogsbilvei.



Figur 3. Detaljkart over Evenstadlia (620 moh, 61°26'11.2"N 11°09'01,4"E) Stor-Elvdal kommune, Hedmark fylke som viser nettplasseringer i skog langs skogsbilvei.



Figur 4. Detaljkart over Campus Evenstad ved Høgskolen i Hedmark (250 moh, 61°25'28.4"N 11°04'48.3"E) Stor-Elvdal kommune, Hedmark fylke som viser nettplasseringer i vegetasjonsstriper.

## 2.2 Studieobjekt

Rødstrupe er godt egnet som studieobjekt ettersom den er lett å fange og finnes i relativt stort antall. Rødstrupe hekker vanlig i Norge og er en typisk skogsfugl (Fonstad, Génsbøl & Günther, 2008, Gejl, 2012). Hekkingen kan foregå i skog, parker, hager, skogkanter med generelt noe tett vegetasjon og åpne områder (Svensson, 2009). De kan også fint hekke i vegetasjonsstriper (hedgerows) langs åkre og i hager (Lack, 1965). Den foretrekker helst granskog med innslag av løvtrær som bjørk i tillegg til blandingskog. Den forekommer vanligvis ikke over barskoggrensen og finnes sjelden i Nord-Norge (Gejl, 2012). Rødstrupe er en trekkfugl og individene i Norden overvintre i Vest- og Sørvest-Europa samt i Nord-Afrika. En del kan også overvintre i Norge, henholdsvis langs kysten i Sør-Norge. Trekket til vinterområder starter i september – oktober (Lundevall, 1996; Fonstad et al., 2008; Gejl, 2012), hvor ungfugler starter så tidlig som slutten av august/begynnelsen av september og voksne starter senere (Gyimóthy et al., 2011).

Rødstrupe oppholder seg for det meste nær bakken eller lavt i vegetasjonen og har også ofte reiret på bakken (Lundevall 1996, Fonstad et al., 2008). Den lever i avgrensede territorier og er også territoriell under trekket og på overvintringsområdene (Fonstad et al., 2008, Catry et al., 2004). Om våren slår hanner og hunner seg sammen i felles hekkerevir (Lundevall, 1996). Den lever hovedsakelig av insekter om sommeren og næringssøket foregår oftest på bakken (Fonstad et al., 2008, Gejl, 2012). Insektetende fugler er kjent for å hevde næringsrevir (Hjeljord, 2008). Det vil dermed antas at rødstrupe har faste territorier gjennom sin periode i Norge og fordeles etter ideell despotisk fordeling (Rosenzweig, 1985, Hjeljord, 2008). Målinger av rødstrupe vil da kunne reflektere områdene rundt der den fanges. Av rødstrupe er det valgt å se på årsungene (juvenile). Det er lettere å fange ungfuglene siden de voksne myter om sommeren og flyr lite.

## 2.3 Innsamling av materiale

### 2.3.1 Fangst

For innsamling av informasjon på fugl ble det brukt fangstnett (mist nets) (Bakken, Runde, & Tjørve, 2003, Gosler, 2004), som ble plassert på faste steder. Fangsten i 'Skog' ble i 2013 startet på datoen 04.07. og varte til 28.08., og i 2014 startet 02.06. til 22.07. Fangst på 'Campus' er gjort mellom 30.07.2014 til 02.09.2014. Fangsten sluttet i starten av september, siden det var mulig å få en større andel trekkfugler inn i datasettet som ikke

ville representere de områdene jeg skulle se på. Vi fanget i varmt vær, uten for mye vind og regn for å unngå farlig nedkjøling av fuglene (Gosler, 2004). Det er i tillegg mye tilgjengelig næring om sommeren som gjør at det er mindre kostnader for fuglen å miste tid til å finne mat ved å sitte i nettet. Det er vanlig at aktiviteten hos fuglene er høyest om morgenen (Gosler, 2004), og fangsten foregikk mellom 06:00 og 13:00, hvor nettene ble lukket resten av døgnet. Fangsttider varierte etter vær (vind og regn) og aktivitet i nettet. Nettene ble sjekket hver halvtime-time.

Nettene var ca. 2 meter høye og 6 eller 12 meter lange med maskevidde 16 mm og med 4 lommer. I 'Skog' ble nettene plassert langs skogsbilveien, med start fra vei og videre 6 meter, noen steder 12 meter, inn i skogen (Nettplasseringer; Figur 2 og 3). Ved 'Campus' ble nettene plassert i vegetasjonsstripene mellom Glomma og jordbruksområder, eller ved en liten bekk lenger sør (Nettplasseringer; Figur 4). Noen steder dekket nettene hele bredden på vegetasjonen langs vannkanten og åker. Nettet som ble plassert lengst nord på 'Campus' hadde nærmeste avstand til sammenhengende skog på ca. 71 meter (målt i ArcMap; Figur 4). Den lengste avstanden til skog fra nettene på 'Campus' var ca. 436 meter.

Det ble ryddet en stripe med vegetasjon rundt nettet for at det ikke skulle henge seg fast. Nettene ble plassert i relativt tre-tette områder og mellom 60-130 meter fra hverandre (målt i ArcMap). Fuglene ble fanget tilfeldig i nettet og ikke jaget mot det. Nettene ble plassert tilfeldig på passende steder (muligheter for å feste nettet i trær, avstand fra andre nett) langs skogsbilvei for at det skulle være lett tilgjengelig med bil. Da kunne nettene sjekkes raskt og effektivt, med ringmerkingsutstyret klart i bilen. Der det var vannkilde (bekk eller lignende) ble dette brukt som lokalitet for nett fordi det virket sannsynlig å fange flere fugler langs vannkilder der de drikker. Fuglene ble sluppet fri på samme sted de ble fanget.

En fugl (rødstrupe juv) døde som følge av at nettet hadde løsnet litt, men ikke åpnet seg helt, i en periode det ikke ble drevet med fangst. Nettets posisjon gjorde at det løsnet lett selv om det ble surret sammen, det ble etter dette festet godt med strikk og ingen flere fugler døde.

### 2.3.2 Målinger av fugl

Dato, tidspunkt og nettnummer ble notert. Det ble tatt målinger av fat score og vekt. Det ble også foretatt vanlige målinger i forbindelse med ringmerking som tarselengde, vingelengde (PP og PP1) og antall fjærmidd. Fat score ble estimert visuelt etter Busse 1983 og Kaiser 1993 kombinert på en skala fra T1 til T8 (Busse, 1995; Vedlegg 1). Ved å legge fuglen på ryggen og blåse fjærene til side, kom magen til syne og man kunne se fettavleiringer på buken under huden og vurdere fettmengden etter skalaen. Fuglene ble veid med en Pesola 50 gram vekt til nærmeste 0,1 gram. Det ble ikke registrert forskjell på kjønn siden kjønnene hos rødstrupe er tilsynelatende like. Alder ble bestemt som voksen (adult) eller ungfugl (juvenile) etter fjærdrakt. Samme person utførte alle målingene på rødstrupe.

### 2.4 Dataanalyser

Det ble fanget totalt 414 fugler i studieperioden 2013 og 2014. Av disse var 147 rødstrupe (114 juv og 33 adult). 16 av disse var gjenfangst, alle juv. Bare rødstrupe juv førstegangsfangst ble brukt til dataanalyser ( $n = 98$ ). Det var 23 rødstruper som var registrert uten fat score. Dette var enten på grunn av at det ikke ble registrert fat score på de første fuglene i 2013, eller ikke mulig å vurdere scoren (Not applicable). Disse ble fjernet i t-test for fat score, og var ellers med i t-test for vekt.

Av rødstrupe juv ble det fanget to i området Imsroa, 79 i Evenstadlia og 17 på Campus Evenstad. Imsroa og Evenstadlia var sammen i analysene under kategorien 'Skog'. Campus Evenstad var kategorien 'Campus'. Siden det i 2014 foregikk fangst 02.06-22.07 i 'Skog' og 30.07-02.09 på 'Campus', forventes det at vekt er høyere på 'Campus' ettersom ungfuglene vokser i løpet av sommeren. Dette ble også testet i en regresjonsanalyse mellom vekt (y-variabel) og dato (x-variabel) i 2013. For å få oversikt over datasettet ble det laget histogrammer (Vedlegg 2). Vekt i 'Skog' 2013 delte seg mellom to topper, hvor det var lavt antall fugl med de midterste verdiene. Fat score i 'Skog' 2013 var normalfordelt, men fat score lente litt mot de høyere verdiene. Dette er mest sannsynlig fordi det ikke ble registrert fat score på de første fuglene i starten av sesongen 2013. I 2014 var vekt ganske normalfordelt i begge kategorier men 'Skog' mot de lavere verdiene og 'Campus' mot de høye som forventet. 'Campus' manglet også observasjoner fra de midterste verdiene. For fat score var 'Skog' normalfordelt og 'Campus' hadde overvekt av høye verdier. Begge år ble brukt i t-test for vekt og fat score. Det kan være

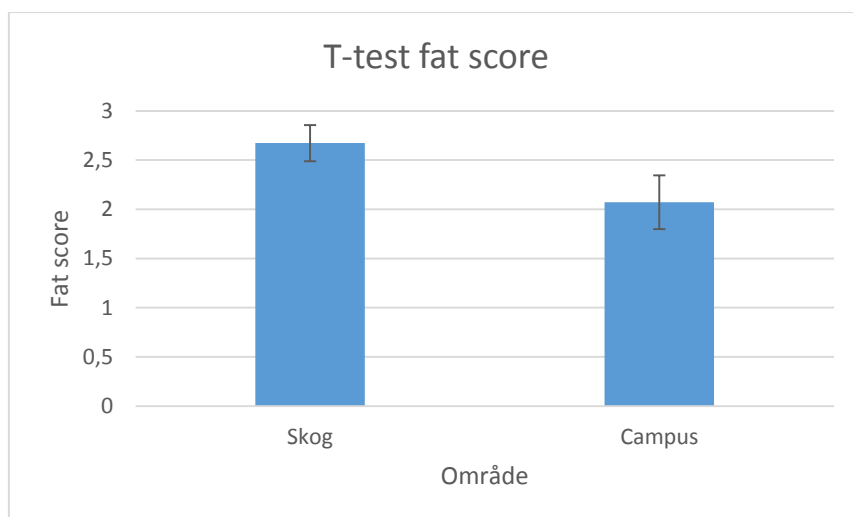
store forskjeller i fuglepopulasjoner mellom år på grunn av tilfeldige forandringer i miljø eller populasjonsdynamikk (Villard et al., 1999). Det ble det gjort en t-test med antatt lik varians for å teste at det ikke var variasjon i vekt mellom årene 2013 og 2014 (juli) i 'Skog', for at de skulle brukes sammen i analysene for vekt og fat score.

For å teste hypotesene om forskjell i vekt og fat score (y-variabel) ble det foretatt en t-test med antatt lik varians mellom områdene 'Skog' og 'Campus' (x-variabel). Alle analysene ble gjort i Microsoft Excel (2013). En p-verdi under 0,05 ble sett på som signifikant.

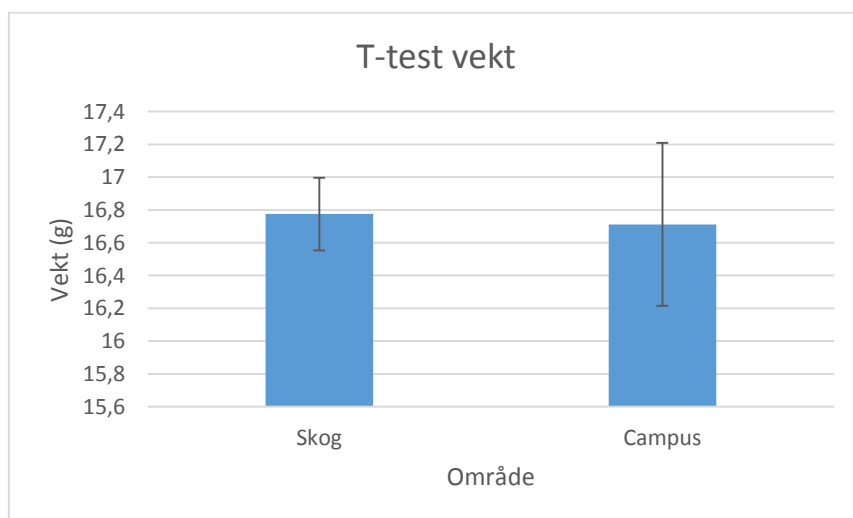
### 3 Resultater

Regresjonsanalysen mellom vekt og dato i 2013 viste at det var en signifikant sammenheng ( $R^2 = 0,1663$ ,  $f_{1,62} = 12,36$ ;  $p < 0,001$ ), hvor ungfuglene økte vekten mot høsten. Det var ingen signifikant forskjell i vekt mellom årene 2013 og 2014 ( $t_{32} = 0,85$ ;  $p = 2,037$ ). Begge år ble dermed brukt i analysene for vekt og fat score.

Det var en signifikant forskjell i fat score mellom områdene 'Skog' og 'Campus' ( $t_{73} = 2,95$ ;  $p = 0,004$ ; Figur 5), hvor 'Skog' hadde høyere gjennomsnitt på 2,67 (+/- 2SE = 0,18,  $n = 61$ ). Gjennomsnittlig fat score for 'Campus' var 2,07 (+/- 2SE = 0,27,  $n = 14$ ). Det var ingen signifikant forskjell mellom vekt hos juv av rødstrupe mellom 'Skog' og 'Campus' ( $t_{96} = 0,24$ ;  $p = 0,812$ ; Figur 6). Gjennomsnittlig vekt i området 'Skog' var 16,78 (+/- 2SE = 0,22,  $n = 81$ ), og gjennomsnittlig vekt for området 'Campus' var 16,71 (+/- 2SE = 0,49,  $n = 17$ ).



Figur 5. Gjennomsnittlig fat score for rødstrupe juv i områdene 'Skog' og 'Campus' sommeren 2013 og 2014 (Gjennomsnitt +/- 2SE).



Figur 6. Gjennomsnittlig vekt for rødstrupe juv i områdene 'Skog' og 'Campus' sommeren 2013 og 2014 (Gjennomsnitt +/- 2SE).

## 4 Diskusjon

Det var en signifikant forskjell i fat score mellom områdene 'Skog' og 'Campus', hvor fat score var gjennomsnittlig høyere i skogen. Dette svekker  $H_0$  hypotesen om at det ikke er noen forskjell i fat score mellom de to områdene. Derimot var det ingen signifikant forskjell i vekt mellom de samme områdene, som dermed styrker  $H_0$  hypotesen.

I 2014 sesongen ble det første halvdel av sommeren (juni-juli) samlet inn data fra skogområder, og siste halvdel (juli-august/september) fra campusområdet. Siden analysen bruker årsungene som ble født denne våren og sommeren, vil de naturligvis vokse seg større utover mot høsten. Gjennom sesongen øker også fettreservene frem til migrering (Ehnbom, Karlsson, Roland & Åkesson, 1993). Dermed blir det en skjevhet i data hvor det forventes at ungfugl ved 'Campus' har høyere vekt og fat score siden de er fanget senere i sommersesongen og har vokst. Dette ble også styrket av regresjonen som ble foretatt for ungfugl i sommersesongen 2013, hvor vekt hadde en signifikant sammenheng med tidspunktet de ble fanget. Resultatene viser at dette ikke er tilfelle. Selv om målingene er gjort senere, blir det ikke signifikant høyere vekt på 'Campus', og fat score til og med lavere. På tross av at observasjonene kanskje ikke viser oss helt riktig resultat kan det uansett fortelle oss en del. Selv om både vekt og fat score var forventet høyere i området 'Campus', er det ikke det. Fuglene har samme vekt som de fuglene som ble født tidligere i sesongen i 'Skog', som kan tyde på at det faktisk er en forskjell mellom området 'Campus' og 'Skog'. Dette kan vi ikke vite sikkert, og uten direkte målinger av habitat er vanskelig å peke på årsakene til forskjellen mellom områdene. Mulige påvirkninger er diskutert senere i diskusjonen.

### 4.1 Vurdering av metode og dataanalyser

#### 4.1.1 Metode og innsamling av data

Habitatskvalitet og artsmangfold i fragmenter er mye studert, og mange studier fokuserer på antall eller tilstedeværelse av fugl i området for å avgjøre habitatskvaliteten (Hinsley et al., 1996, Villard et al., 1999, Trzcinski et al., 1999, Frank & Battisti, 2005). Det finnes mange måter å måle habitatskvalitet på gjennom fugl (se Johnson, 2007). Jeg ser på kvalitet på individer etter reproduksjon som et mål på kvaliteten til habitatet, istedenfor å måle reproduksjonssuksess og kvalitet på området gjennom antall individer. Måling av tilstand på individene vil gi et bedre innsyn i habitatskvalitet (med tanke på næring og energikostnad) enn antall individer tilstede.



Forsøksdesignet burde vært nøyere planlagt. Særlig med tanke på når fangsten ble gjennomført siden det er ungfugler som vokser mye i sitt første halvår. Den sene fangsten på 'Campus' kan også gjøre at det kan ha vært en økt andel trekkfugler som har kommet med i analysen. Dette gjelder særlig ungfugl som nevnt tidligere kan trekke i slutten av august/begynnelsen av september. Rødstrupe må ta pauser under trekket for å bygge opp igjen fettreservene (Mehlum, 1979) og derfor kan det være en del med lav fat score som tar pauser om trekket allerede har begynt. Området kan være viktigere som oppholdssted under trekk enn hekke og oppvekstområde. Den siste juvenile rødstrupe ble fanget 28. august. Selv om det er sjanse for at noen trekkfugler er med i analysen, ble det avsluttet tidlig nok til at det vurderes å ikke påvirke analysene i stor grad.

Rødstrupen kan legge to kull i året, det andre kullet i juli (Lundevall, 1996; Fonstad, et al., 2008). Det er mulig at de som ble fanget sent på 'Campus' (slutten av august/begynnelsen av september) kan være ungfugl fra det siste kullet og dermed ha lavere vekt og fat score enn de som er fanget tidligere. De har hatt mindre tid på seg til å vokse.

Måling av fat score gjøres visuelt ved å vurdere fettavleiringene på buken under huden. Man kan ikke garantere at visuell måling ikke kan medføre feil i innsamling av data. Samme person har utført målingene, og vurdering av fat score vil kunne bli så nøyaktig som mulig på grunn av dette og gi et troverdig resultat i analysene.

Å studere habitatskvalitet er vanskelig og krever ofte omfattende registreringer av habitat og fugl. Dette er et forsøk på forenkling og vurdering av to vidt forskjellige habitater ved hjelp av kart og dermed vurdere habitatets effekter på fugl i området. Det er begrenset hva en slik analyse vil kunne fortelle om dette annet enn vurderinger og diskusjoner av hvorfor det er sånn.

Målinger ved 'Campus' er kun gjort i ett år, og viser kun status hos fuglene dette året. Det kunne vært interessant med en langtidsstudie over flere år for å etablere normalverdier og bedre gjennomsnitt hos fuglene på de forskjellige områdene. Denne studien sammenligner kun to områder med skog og ett område med fragmentert landskap. Det vil være vanskelig å trekke generelle konklusjoner uten å se på flere områder.

#### 4.1.2 Analyser og datasett

På grunn av at det ble kun fanget siste halvdel av sommersesongen på 'Campus' og første halvdel i 'Skog' året 2014, virket det best å bruke både 2013 og 2014 i samme analyse. Det vil da være observasjoner fra samme periode (sent 2013 skog og sent 2014 campus). Ved å bruke både 2013 data og 2014 sammen vil man få et bedre gjennomsnitt for skogområdene, siden det er hele sommerperioden, juni til august. Det var heller ingen forskjell mellom de to årene og det ble bestemt at de dermed kunne brukes i samme analyse. Det ble ikke gjort målinger på campusområdet i 2013 fordi dette var data som var samlet inn før denne studien ble planlagt.

Begrenset med tid og værforhold gjorde at det ble lite målinger på campusområdet ( $n = 14$  fat score og  $n = 17$  vekt) sammenlignet med skogen ( $n = 61$  fat score og  $n = 81$  vekt), hvor også data fra 2013 ble med i analysene. Problemet med lite observasjoner er at det øker sjansen for at det ikke er representativt for området og observasjonene kan være tilfeldige. Histogrammet for vekt 'Campus' 2014 viser også at det ikke er registrert noen fugler på de midterste vektene (Vedlegg 2). Det kan være tilfeldig at ikke det ble fanget fugler med disse vektene. 'Campus' har den svakheten ved få observasjoner sammenlignet med 'Skog', og viser bare siste del av sommersesongen. Gjennomsnittet vil da ikke være representativt for hele sommeren på 'Campus'.

## 4.2 Vurdering av resultater

### 4.2.1 Rødstrupe er tilpasningsdyktig og habitatets egenskaper har en betydning

Egenskapene til området 'Campus' kan bidra til at det ikke er noe forskjell mellom områdene på vekt. Naturlig heterogenitet og variasjon åpner muligheter for å tilpasse seg ulike miljøforhold (Opdam & Wiens, 2002). Slike tilpasninger bestemmer hvor følsomme arter er til fragmentering og habitatstap (Hunter, 1993). Rødstrupe er en art som har stor utbredelse og klarer seg fint med å hekke i skog, park og hager. Den kan være tilpasset et varierende miljø og vil derfor være dyktig til å klare seg i områder under sterk påvirkning av menneskelig aktivitet. Evne til å tilpasse seg forandringer i landskapet minsker de negative effektene av fragmentering og habitatstap (Middleton & Merriam, 1983, Trzinski et al., 1999).

Forskjellig former for menneskelige forstyrrelser betyr også en del for effekten av habitatstap, fragmentering og landskapsstruktur, hvor jordbruk, skogbruk og beitemark ikke nødvendigvis skaper ekstreme forandringer (Opdam & Wiens, 2002). Fugl i

kantvegetasjon rundt åkre bruker nærliggende områder til næringssøk (Yahner, 1983). Det er dermed viktig hva slags landskapsbruk det er i området rundt, hvor dyrket mark kan bidra til næring for noen arter. Intensivering av jordbruk har vist seg å ha en negativ effekt på populasjoner av fugl (Donald, Green & Heath, 2001), men det har ikke blitt gjort store forandringer og intensivering av landbruket på Evenstad, og det har vært samme areal dyrket mark i lengre tid.

Egenskapene til kantvegetasjonen kan ha en betydning. Hinsley et al. (1995) fant i sin studie at lengden på kantvegetasjonen rundt jordbruksområdene var positivt for sannsynligheten for hekking hos rødstrupe i skogen i nærheten. Det kan kanskje forventes at også nærhet til skog vil påvirke hvordan forholdene er i kantvegetasjonen. Nærmeste avstand fra nett i kantvegetasjon på 'Campus' til skogområder er 71 meter, som vurderes som kort avstand.

#### *4.2.2 Ikke nok fragmentert og isolert*

Overlevelsen til populasjonen i området blir mer påvirket av habitatstap enn habitatsfragmentering, hvor tap av habitat er mer negativt enn fragmentering (Fahrig, 1997, Trzinski et al., 1999). Det kan hende at fragmenteringen ikke er i så stor grad til at det blir noen negative effekter som synes på vekt. Et større antall fragmenter har vist seg å være positivt, hvor tilstedeværelse av fugl øker når avstanden mellom fragmentene blir mindre (Villard et al., 1999). Det kan vise seg at det ikke er stor nok avstand mellom fragmentene på 'Campus' til å bidra negativt, og fuglene klarer å skaffe seg nok mat og unngå predatorer uten at det går utover vekt. Større fragmenter kan føre til bedre forhold (Frank & Battisti, 2005). Selv om vegetasjonsstripene på 'Campus' ikke er store, kan det være at de ikke er langt unna hverandre eller har nærhet til skogsområder.

Fragmentering og isolering kan ha negative effekter hvor det hindrer ny innvandring til populasjoner i fragmentene (Collinge, 2009). For fugl vil dette skje i mindre grad, som er mobile og ikke har problemer med å flytte på seg til sammenligning med andre organismer (Ausden, 2004). Særlig der det er gode korridorer som knytter fragmentene sammen, eller flekker med habitat som minker isolasjonen (Tischendorf & Fahrig, 2000, Collinge, 2009). Selve isolasjonen er viktig. Fragmentene på 'Campus' er ikke isolert nok til å hindre forflytning og overlevelse, og konnektiviteten til områder med næring er kanskje bra nok. Vekt kan dermed være lik i begge områder.

Det må være forsiktighet rundt å tenke at vanlige fuglearter ikke blir påvirket av fragmentering, selv om fugler er veldig mobile. Selv arter med stor utbredelse som anses

som vanlige kan være sensitive til landskaps- og habitatsforandringer (Hinsley et al., 1995).

#### 4.2.3 Energi til forflytning og predasjonsrisiko

Selv om fuglene klarer seg i fragmentert landskap kan det by på utfordringer. Områdene 'Skog' og 'Campus' hadde lik vekt, men fat score var lavere på 'Campus'. En av de viktigste energireservene for fugl er fettreservene (Whittow, 1986 i Lilliendahl, 1997). Lite fettreserver kan tyde på at det er energikostbart å holde til i et slikt område. Områder som har mer skjul (cover) har vist seg å ha individer med høyest fat score hos stær (*Sturnus vulgaris*) (Witter, Cuthill & Bonser, 1993). Det vil være vesentlig mer flyving ved 'Campus' hvor rødstrupene må krysse store åpne områder sammenlignet med skogen som gir mye skjul. Det er også vist at hjemmeområder øker i størrelse i fragmentert landskap (Redpath, 1995), som kan føre til en ekstra energikostnad ved å holde til over et større område.

Selve mengden fett på kroppen er også en energibelastning i seg selv i forbindelse med flyving (Witter & Cuthill, 1993). Ved å redusere tiden det brukes på å fly, kan det minke den negative effekten av å ha økte fettreserver (Witter & Cuthill, 1993). Når rødstrupene i 'Skog' har mer fett på kroppen enn rødstrupene på 'Campus', kan det tyde på at de ikke trenger å bruke mye energi på å fly, hvor kort avstand mellom trær og lite fragmentering vil kunne redusere flytiden.

Predasjonsrisiko har vist seg å påvirke kroppsmasse hos fugl (Lima, 1986, Lilliendahl, 1997). Det er gunstig å ha så mye fett som mulig for å unngå å sulte i perioder med lite mat, men for å unngå predasjon er det best å være slank for å komme seg unna angrep fra predatorer. Det gir bedre mulighet til å ta av ved flukt og bedre ytelse i lufta ved manøvrering (Lima, 1986, Witter & Cuthill, 1993). Selv om fuglen burde strebe etter å ha så mye fett som mulig, må fuglen gjøre en avveining (trade-off) for å ha større sjanse til å komme seg unna predator. Dermed vil fettreserver minke med økende predasjonsrisiko i området (Lima, 1986, Lilliendahl, 1997). Åpne områder er kjent for å ha økt predasjonsrisiko i form av at det er oversiktlig å speide for rovfugler og mer reirpredasjon for arter som har reiret på bakken (Robinson et al., 1995). Flukt fra predator vil også være energikostbart i områder med stort predasjonspress. Energien som burde vært brukt til å lagre fett blir heller brukt til flukt fra predatorer og lengre distanser mellom fragmenter.

#### 4.2.4 Fett-vekt forhold

Her viser resultatene at kun fat score ble signifikant forskjellig, og ikke vekt. Fra Sverige er det kjent at fettavleiringer på buken har en positiv sammenheng med vekt for rødstrupeårsungene om høsten (Pettersson & Hasselquist, 1985). Spørsmålet er da hvorfor bare fat score ble forskjellig, og ikke vekt mellom de to områdene. En annen studie fra Sverige sammenlignet to områder og fett-vekt forholdet hos rødstrupe (Karlsson, Persson, Pettersson & Walinder, 1988). Innenfor samme område hadde fett og vekt en sammenheng, men når de sammenlignet to forskjellige områder var det forskjell. Det ene området hadde høyere vekt men mindre fett enn det andre. De foreslo at dette kunne tyde på forskjellig migreringsstrategi, hvor de med mindre fettreserver heller reiser langs land istedenfor over store sjøområder på vei til overvintringsområdene. Dermed kan de som har mindre tilgang på områder som gir god mulighet for fettlagring ha en annen migreringsstrategi og fett-vekt forhold kan variere med område.

Studien viser også at vekt gir heller ingen sikker indikasjon på fettreservene hos migrerende rødstrupe (Karlsson et al., 1988). Dermed kan det være andre ting som påvirker vekten enn fett på kroppen. De foreslo også at det kan tyde på forskjell i tilgang på vann som kan gjøre den ene gruppen dehydrert og dermed ha lavere vekt. Rødstrupene ved 'Campus' har umiddelbar nærhet til ferskvann gjennom elva Glomma og kan derfor være like tunge som de i 'Skog', selv om de er i et dårligere område næringsmessig på grunn av forskjeller i vanninnholdet i kroppen. Dette er spekulativt men kan potensielt være en faktor som bidrar til at det ikke er noen vektforskjell mellom områdene.

Siden det ikke er utført noen undersøkelser på gjenfangst og migrering her, er det ikke mulig å si noe sikkert som kan støtte opp om påstandene. En annen migreringsstrategi kan være en måte å kompensere for den manglende næringstilgangen i området som vises på lave fettreserver. På en annen side er målingene tatt i innlandet hvor vi er langt unna havområdene som rødstrupene må krysse på vei til overvintringsområdene. Små fugler er avhengige av å stoppe underveis i migreringen og har liten kapasitet til å bygge opp fettreserver over lang tid (Blem, 1990 i Paxton, van Riper III & O'Brien, 2008). Siden rødstrupe har liten kapasitet til å lagre fett over lengre tid (income breeder) ville det vært rart om migreringsstrategiene synes så tidlig i migreringen, langt unna der den faktisk trenger de ekstra reservene. Jeg vurderer områdene 'Campus' og 'Skog' som for like i stor skala og for nærme hverandre til at så store forskjeller i migreringsstrategi mellom områdene foregår. I studien fra Sverige var

studieområdene 300 km unna hverandre og kan ha forskjellige faktorer innenfor landskap og topografi som er med på å bestemme migreringsstrategi. Dette kan vi ikke vite med mindre vi driver med omfattende migreringsstudier ved mindre avstander.

#### *4.2.5 Dominante individer okkuperer gode habitat*

Mange fuglearter velger ikke territorier tilfeldig (Sergio & Newton, 2003). Predasjonsrisiko og lav næringstilgang kan muligens påvirke hekkesuksess og dødelighet som fører til at noen områder unngås når de velger habitat. Fugl i territorier av god kvalitet ser ut til å bidra mer til populasjonen i form av høy reproduksjonssuksess og stort antall avkom (Newton, 1991, Sergio & Newton, 2003). Derfor vil det være gunstig å fokusere på habitatskvalitet når man forvalter områder for å kunne sikre seg den delen av populasjonen som bidrar mest.

I noen systemer ser vi at allerede eksisterende forskjeller i kondisjon kan gjøre at migrerende fugl velger forskjellig habitat under trekk. Dermed kan allerede eksisterende forskjeller bestemme hvor fuglene velger å slå seg ned. Slanke individer velger risikofylte men næringsrike områder og fetere individer velger tryggere men næringsfattige omgivelser (Moore & Aborn, 2000). Det er en naturlig variasjon i størrelse hos rødstrupe, hvor det i reiret er forskjell på den minste og største ungen (Lack, 1965). Det er mulig at forskjellig oppvekst i reiret kan påvirke hvor de velger å slå seg ned. Det kan hende at rødstrupene ved 'Campus' har valgt et mer risikofylt, men næringsrikt område, siden de har mindre fett enn de som er fanget i 'Skog'. Dette sammen med tidligere diskutert økt predasjonsrisiko kan være mulig for fuglene på 'Campus'. Hos rødstruper ser vi at kjønn, alder og kroppsstørrelse kan påvirke hvordan de velger habitat (Catry et al, 2004). Det kan tyde på forskjellige strategier ettersom fuglen prioriterer annerledes etter sin egen tilstand og spesialiserer seg (skjul eller næring), eller at dominante individer ekskluderer andre fra de beste områdene (Catry et al., 2004). Områdets produktivitet ser også ut til å ha betydning for hvordan fugl fordeler seg i habitater (Sergio & Newton, 2003).

Om individene fordeler seg despotisk, vil tettheten i gode eller dårlige habitater bli bestemt av hvor gode de er til å konkurrere. Dermed vil tettheten av fugler i dårlige habitater bli høyere, hvis svake individer blir mer påvirket av konkurransen (Bernstein, Krebs & Kacelnik, 1991). Om unge rødstruper ikke hevder territorier, vil de kanskje unngå områder med sterkt revirhevdende individer. De vil fordele seg der konkurransen er mindre og der de har bedre sjanse til å konkurrere med andre i området, også voksne

(Campus). Ungfugler som er større og i bedre kondisjon vil kunne konkurrere med sterkere individer, derfor fordeler de seg også i bedre områder (Skog). Dominante unge vil forsøke seg i habitater av bedre kvalitet, som gir bedre gevinst. Der tettheten er høy har kjøttmeisunger også lavere vekt (Perrins, 1965), kanskje på grunn av dårligere mattilgang til fuglene i reiret, eller effekten av større konkurranse mellom territorier i området (Brown, 1969). Det var ikke forskjell i vekt mellom områdene og heller ikke registrert antall fugl, som gjør det vanskelig å vurdere forskjeller i tetthet mellom 'Campus' og 'Skog'. Det kan ikke utelukkes at større tetthet kan påvirke mattilgang og dermed vekt hos rødstrupene.

Etter hvert som det blir ledige territorier i skogen vil det være mulig for de som oppholder seg ved jordbruksområdet å okkupere gode områder i skogen (Brown, 1969). Skogsområder kan derfor være avhengig av å få nye individer fra omkringliggende områder som har en større tetthet av fugl som er klare til å overta territorier i skogen (Bernstein et al., 1991). Dermed kan både gode områder som skog og mulig mindre gode områder som fragmentert jordbrukslandskap fungere sammen. En helhetlig forvaltning over større landskapsområder vil være fornuftig.

## 5 Konklusjon

Habitatets kvalitet kan vurderes ut fra de mange faktorene som har blitt diskutert. Det er viktig å kartlegge kvaliteten på habitatet og de mange faktorene som kan påvirke individenes tilstand for å kunne forvalte områder riktig. Særlig der gode habitater bidrar mye til populasjonen vil det være gunstig å ha oversikt over. Kunnskap om økologiske sammenhenger trengs for å drive en god forvaltningspraksis. Det er likevel mye vi enda ikke vet, og habitatsstudier kan være ressurskrevende.

Resultatene i denne studien kan tyde på at det er en forskjell mellom områdene, men et bedre forsøksdesign ville gjort resultatene enklere å vurdere. Konklusjonen basert på dette blir at fragmentert jordbruksområde med bebyggelse ikke er betydelig bedre for rødstrupe juvenile enn skogsområdet. Det er vanskelig å peke ut de direkte årsakene ut fra resultatet, og resultatene må tolkes innenfor begrensningen til studien. Selve fragmenteringen ser ikke ut til å ha stor påvirkning ved dette området. 'Campus' vurderes til å ha høyere predasjonsrisiko som også kan bidra til lavere fat score. Skogen har mer tilgjengelig skjul som kan senke kostnadene ved å lagre mye fett på kroppen. Det virker sannsynlig at høyere predasjonsrisiko og større avstand mellom fragmenter på 'Campus' enn i 'Skog' forklarer forskjellen i fat score hos juvenile rødstrupe. Det kan tilsammen tyde på forskjellig fettlagring- og eventuelt migreringsstrategi på grunn av predatorer og skjultilgang.

Det er viktig å tenke på at fragmentering kan ha forskjellige effekter med tanke på område og art. Det kan være positivt i for noen arter i et område, samtidig uheldig for andre eller samme arten i et annet område. 'Campus' kan være et godt område næringsmessig, men det vet vi ikke sikkert. Videre kunnskaper er nødvendig for å kunne forutsi effekten og på den måten handle riktig etter forvaltningsmål. Mange arter foretrekker også slike fragmenterte områder eller kanthabitater. Litt isolering vil også kunne gjøre at populasjoner ikke blir synkronisert og minske risikoen for utdøing. Men samtidig må vi passe på å beholde fragmenter og flekker av habitat til å forflytte seg på, så spredning til nye områder og rekolonisering er mulig. Det er naturlig at disse områdene som kanskje er dårlige, også blir brukt fordi gode områder allerede er okkupert av territorielle individer. Habitater av god kvalitet bør prioriteres siden de bidrar mest til populasjonen med tanke på antall avkom.

Rødstrupe er en vanlig art. Den tilpasser seg bra og kan leve i et mangfold av habitater. Sjeldnere arter, spesialister og andre som har strenge krav til habitat vil kunne være sårbare, men det er viktig å tenke på at også vanlige arter vil kunne bli påvirket av endringer i landskap og habitat. En nedgang i fuglepopulasjoner vil være uheldig.



Det er viktig at man ser på områdetts egenskaper, og ikke bare om arten er tilstede eller ikke når man forvalter. Viktige egenskaper og faktorer i menneskeskapte landskap kan være nærhet til vann og jordbruk, samt som konnektivitet, avstand og grad av isolering. Slike vurderinger vil kunne være viktigere å tenke på enn å kun øke areal på habitater. Selv om mengden skog er viktig, er også utformingen av landskapet en viktig komponent som må tas med i vurderingen ved forvaltning.

## 6 Referanser

- Ausden, M. (2004). Habitat management. I Sutherland, W. J., Newton, I. & Green, R. E. (Red.) *Bird Ecology and Conservation – A Handbook of Techniques*. New York: Oxford University Press Inc.
- Bakken, V., Runde, O. & Tjørve, E. (2003). *Norsk ringmerkingsatlas. Vol. 1*. Stavanger: Stavanger Museum.
- Bernstein, C., Krebs, J. R. & Kacelnik, A. (1991). Distribution of birds amongst habitats: theory and relevance to conservation. I Perrins, C. M., Lebreton, J-D. & Hiron, G. J. M. (Red.) *Bird Population Studies: Relevance to Conservation and Management*. Oxford: Oxford University Press
- den Boer, P. J. (1981). On the survival of populations in a heterogeneous and variable environment. *Oecologia*, 50(1), pp. 39-53
- Brown, J. L. (1969). Territorial behavior and population regulation in birds: a review and re-evaluation. *The Wilson Bulletin*, 81(3), pp. 293-329.
- Busse, P. (1995). New technique of a field study of directional preferences of night passerine migrants. *The Ring*, 17(1-2), pp. 97-116.
- Catry, P., Campos, A., Almada, V. & Cresswell, W. (2004). Winter segregation of migrant European robins *Erithacus rubecula* in relation to sex, age and size. *Journal of Avian Biology*, 35(3), pp. 204-209
- Collinge, S. K. (2009). *Ecology of fragmented landscapes*. Baltimore, Maryland: The Johns Hopkins University Press
- Donald, P. F., Green, R. E. & Heath, M. F. (2001). Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society of London B*, 268, pp. 25-29.
- Ehnbohm, S., Karlsson, L., Roland, Y. & Åkesson, S. (1993). A comparison of autumn migration strategies in Robins *Erithacus rubecula* at a coastal and an inland site in southern Sweden. *Ring and Migration*, 14(2), pp. 84-93.
- ESRI. (2014). ArcGIS Desktop: Version 10.2.2. Redlands, California: Environmental Systems Research Institute.
- Fahrig, L. & Merriam, G. (1994). Conservation of fragmented populations. *Conservation Biology*, 8(1), pp. 50-59.
- Fahrig, L. (1997). Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction. *The Journal of Wildlife Management*, 61(3), pp. 603-610.
- Fonstad, T., Génsbøl, B. & Günther, M. (2008). *Aschehougs fuglebok med cd-er*. Oslo: Aschehoug
- Forman, R. T. T. (1995). Windbreaks, hedgerows, and woodland corridors. I *Land mosaics: the ecology of landscapes and regions*. Cambridge: Cambridge University Press
- Frank, B. & Battisti, C. (2005). Area effect on bird communities, guilds and species in a highly fragmented forest landscape of central Italy. *Italian Journal of Zoology*, 72(4), pp. 297-304.
- Gejl, L. (2012). *Norges Fugler felthåndbok*. Oslo: Aschehoug
- Gosler, A. (2004). Birds in the hand. I Sutherland, W. J., Newton, I. & Green, R. E. (Red.) *Bird Ecology and Conservation – A Handbook of Techniques*. New York: Oxford University Press Inc.
- Gyimóthy, Z., Gyurácz, J., Bank, L., Bánhidi, P., Farkas, R., Németh, Á. & Csörgő, T. (2011). Autumn migration of robins (*Erithacus rubecula*) in Hungary. *Biologia*, 66(3), pp. 548-555.
- Hinsley, S. A., Bellamy, P. E., Newton, I. & Sparks, T. H. (1995). Habitat and landscape factors influencing the presence of individual breeding bird species in woodland fragments. *Journal of Avian Biology*, 26(2), pp. 94-104.

- Hinsley, S. A., Bellamy, P. E., Newton, I & Sparks, T. H. (1996). Influences of population size and woodland area on bird species distributions in small woods. *Oecologia*, 105(1), pp. 100-106.
- Hjeljord, O. (2008). *Viltet – biologi og forvaltning*. Oslo: Tun Forlag
- Hunter, M. L. (1993). Natural fire regimes as spatial models for managing boreal forests. *Biological Conservation*, 65, pp. 115-120.
- Johnson, M. D. (2007). Measuring habitat quality: A review. *The Condor*, 109(3), pp. 489-504
- Karlsson, L., Persson, K., Pettersson, J. & Walinder, G. (1988). Fat-weight relationships and migratory strategies in the Robin *Erithacus rubecula* at two stop-over sites in south Sweden. *Ringing and Migration*, 9(3), pp. 160-168.
- Kongsrud, H. H. (2011). *Stor-Elvdal – Grend og slekt I*. Koppang: Stor-Elvdal kommune.
- Lack, D. (1965). *The Life of the Robin*. Glasgow: Fontana
- Lilliendahl, K. (1997). The effect of predator presence on body mass in captive greenfinches. *Animal Behaviour*, 53(1), pp. 75-81.
- Lima, S. L. (1986). Predation risk and unpredictable feeding conditions: Determinants of body mass in birds. *Ecology*, 67(2), pp. 377-385.
- Lundevall, C.-F. (1996). *Fugler i Norge og Norden*. Västerås: N. W. Damm & Søn AS – Teknologisk forlag
- McGarigal, K. & McComb, W. C. (1995). Relationships between landscape structure and breeding birds in the Oregon Coast range. *Ecological Monographs*, 65(3), pp. 235-260.
- Mehlum, F. (1979). *Trekkforhold hos rødstrupe Erithacus rubecula (L.), på Store Færder, Ytre Oslofjord* (Mastergradsavhandling, Universitetet i Oslo). Oslo: Universitetet i Oslo
- Middleton, J. & Merriam, G. (1983). Distribution of woodland species in farmland woods. *Journal of applied ecology*, 20(2), pp. 625-644.
- Moore, F. R. & Aborn, D. A. (2000). Mechanisms of en route habitat selection: How do migrants make habitat decisions during stopover? *Studies in avian biology*, 20, pp. 34-42.
- Newton, I. (1991). Habitat variation and population regulation in Sparrowhawks. *Ibis*, 133 (Suppl. 1), pp. 76-88.
- Norris, D. R. & Marra, P. P. (2007). Seasonal interactions, habitat quality, and population dynamics in migratory birds. *The Condor*, 109(3), pp. 535-547
- Opdam, P. & Wiens, J. A. (2002). Fragmentation, habitat loss and landscape management, i Norris, K. & Pain, D. J. (Red.) *Conserving Bird Biodiversity – General Principles and their Application*. London: Cambridge University Press.
- Osborne, P. (1984). Bird numbers and habitat characteristics in farmland hedgerows. *Journal of Applied Ecology*, 21(1), pp. 63-82.
- Paxton, K. L., van Riper, C. & O'Brien, C. (2008). Movement patterns and stopover ecology of Wilson's warblers during spring migration on the lower Colorado River in southwestern Arizona. *The Condor*, 110(4), pp. 672-681.
- Perrins, C. M. (1965). Population fluctuations and clutch-size in the Great tit, *Parus major* L. *Journal of Animal Ecology*, 34(3), pp. 601-647.
- Pettersson, J. & Hasselquist, D. (1985). Fat deposition and migration capacity of Robins *Erithacus rubecula* and Goldcrests *Regulus regulus* at Ottenby, Sweden. *Ringing & Migration*, 6(2), pp. 66-76.
- Redpath, S. M. (1995). Habitat fragmentation and the individual: tawny owls *Strix aluco* in woodland patches. *Journal of Animal Ecology*, 64(5), pp. 652-661

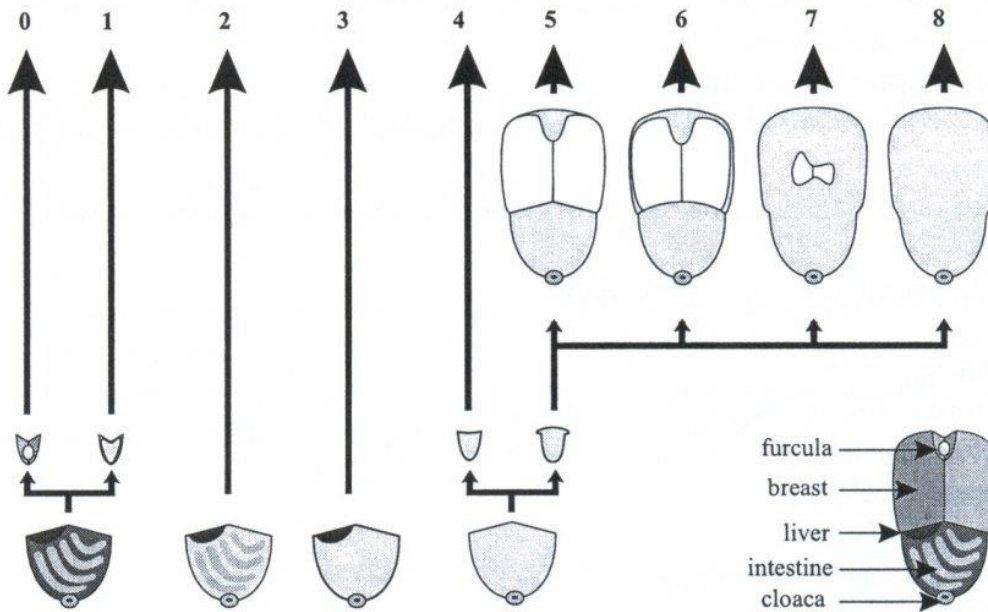
- Robinson, S. K., Thompson III, F. R., Donovan, T. M., Whitehead, D. R. & Faaborg, J. (1995). Regional forest fragmentation and the nesting success of migratory birds. *Science, New Series*, 267 (5206), pp. 1987-1990.
- Rosenzweig, M. L. (1985). Some theoretical aspects of habitat selection, i Cody, M. L. (Ed.) *Habitat selection in birds*. London: Academic Press Inc.
- Sergio, F. & Newton, I. (2003). Occupancy as a measure of territory quality. *Journal of Animal Ecology*, 72, pp. 857-865.
- Simberloff, D. (1998). Flagships, umbrellas and keystones: is single species management passé in the landscape era. *Biological Conservation*, 83(3), pp. 247-257.
- Smith, T. M. & Smith, R. L. (2012). *Elements of Ecology*. United States of America: Pearson Benjamin Cummings.
- Svensson, L. (2009). *Birds of Europe* (2nd Ed). New Jersey: Princeton University Press
- Tischendorf, L. & Fahrig, L. (2000). On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos*, 90(1), pp. 7-19.
- Trzinski, M. K., Fahrig, L. & Merriam, G. (1999). Independent effects of forest cover and fragmentation on the distribution of forest breeding birds. *Ecological Applications*, 9(2), pp. 586-593.
- Villard, M.-A., Trzinski, M. K. & Merriam, G. (1999). Fragmentation effects on forest birds: relative influence of woodland cover and configuration on landscape occupancy. *Conservation Biology*, 13(4), pp. 774-783.
- Witter, M. S. & Cuthill, I. C. (1993). The ecological costs of avian fat storage. *Philosophical Transactions: Biological Sciences*, 340(1291), pp. 73-92.
- Witter, M. S., Cuthill, I. C. & Bonser, R. H. C. (1993). Experimental investigations off mass-dependent predation risk in the European starling, *Sturnus vulgaris*. *Animal Behaviour*, 48(1), pp. 201-222.
- Yahner, R. H. (1983). Seasonal dynamics, habitat relationships, and management of avifauna in farmstead shelterbelts. *The Journal of Wildlife Management*, 47(1), pp. 85-104.

## 6.1 Nettsider

GEOVEKST Statens kartverk. (2014). Lokalisert 13.03.2015 på <https://kart2.nois.no/saate/Content/Main.asp?layout=sate&time=1426280467&vwr=&MapType=png>

Meteorologisk institutt. (2009). *Innlandsklima*. Lokalisert 18.04.2015 på <https://metlex.met.no/wiki/Innlandsklima>

## 7 Vedlegg

**Vedlegg 1: Målinger av fat score etter Busse (1983) og Kaiser (1993) kombinert**

Key to fat determination:

**I**

1. Belly is without visible fat or with reddish traces only - **II A**
2. Belly with infused bands of fat (intestinum is visible) - **T2**
3. Belly has a fused cover of fat; intestinum is not but the liver is visible - **T3**
4. Belly is completely covered with fat, a very narrow band of the liver may be visible but, if this is so, the roll of fat is just above it - **II B**

**II A**

1. Air-sack is visible within furculum (some fat may occur) - **TO**
2. All the interior of furculum is covered with fat - **T1**

**II B**

1. Fat in furculum flat or concave - **T4**
2. Fat in furculum forms a convex cushion - **III**

**III**

1. Sides of pectoral muscles without stripes of fat - **T5**
2. Sides of pectoral muscles with stripes of fat - **T6**
3. Pectoral muscles partly covered with fat - **T7**
4. Pectoral muscles completely covered with fat - **T8**

**Vedlegg 2: Histogram for vekt og fat score i området 'Skog' 2013, og 'Skog' og 'Campus' 2014**

