



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2018 60 stp

Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning (MINA)
Richard Bischof

En test av olfaktoriske tiltrekningsstoffers effekt på oppdagelsessannsynlighet gjennom bruk av viltkamera

Evaluating the effect of olfactory lures on detection
probability during camera trapping

Sigurd Bakken

Master i naturforvaltning
Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning

En test av olfaktoriske tiltrekningsstoffers effekt på oppdagelsessannsynlighet gjennom bruk av viltkamera



Sigurd Bakken

Master i naturforvaltning

Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning

Mai 2018

Forord

Denne masteroppgaven er skrevet hos fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU). Feltarbeidet og de innsamlede dataene er en del av rødvrevprosjektet ledet av Richard Bischof ved NMBU. Datainnsamling og feltarbeid ble gjort mulig ved hjelp av Norsk institutt for naturforskning (NINA), hvor jeg ønsker å takke John Odden (NINA) som ga oss tillatelse til å bruke flere av deres viltkameraer. Her ønsker jeg også å takke Neri Horntvedt Thorsen (NINA) og spesielt Hannah Weber (NINA) for god oppfølging og veiledning under feltperioden. Jeg ønsker også å takke Roar Økseter (NMBU), for hjelpen med å lage luktpinner til feltarbeidet.

Jeg vil spesielt rette en takk til min veileder Richard Bischof (NMBU) for hjelp med planlegging, statistisk analyse, skriveprosessen og for uvurderlig støtte gjennom hele prosjektet. Når jeg satte meg fast i den statistiske analysen kunne jeg alltid henvende meg til Mahdiah Tourani (doktorgradstipendiat ved NMBU) for gode råd og hjelp, og dette satte jeg utrolig stor pris på. Til slutt ønsker jeg å takke min studentkollega, Ellen Nordrum Brøste for et godt samarbeid i planleggingsfasen og gjennom feltperioden.

ÅS 11.05.2018



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

.....
Sigurd Bakken

Sammendrag

Over store deler av verden har man opplevd en dramatisk tilbakegang av de store toppredatorene. Minsket predasjon fra toppredatorer kan lede til minsket intraguild konkurranse og en økning i tetthet av mesopredatorer. Denne endringen er kjent som «mesopredator release», og kan føre til negative konsekvenser for mindre byttedyrarter. I Skandinavia har fokuset lenge vært rettet mot toppredatorene, men på grunn av mesopredatorenes potensiale for innvirkning, er det viktig å lære mer om deres adferd og hvilke påvirkninger de kan ha på økosystemet. Oppdagelsessannsynlighet er et nøkkelelement i de fleste økologiske studier. Mange mesopredatorer utøver en flyktig adferd som kan gjøre dem utfordrende å studere effektivt. I senere tid har viltkameraer blitt et viktig verktøy i økologiske studier. De gjør det mulig å studere flyktige arter uten å kreve menneskelig observasjon på stedet. Ved å kombinere viltkameraer med olfaktoriske luktstasjoner foran kamera, har man potensiale til å øke sannsynligheten for oppdagelse betraktelig. En økning i oppdagelsessannsynlighet vil være viktig da dette kan effektivisere forvaltningsoppgaver og studier, og medføre sikrere og mer robuste estimater gjennom økt datamengde.

I dette eksperimentelle studiet ble oppdagelsessannsynlighet og occupancy undersøkt for tre av de vanligste mesopredatorartene i Norge, rødrev (*Vulpes vulpes*), grevling (*Meles meles*) og mår (*Martes martes*). Det ble brukt fire luktstoffer (Syntetisk fermentert egg, luktkjertelessens fra bever (*Castor canadensis*), oppmalte rødrev kjertler og stinkdyr (*Mephitis mephitis*) essens) og utvalgte miljøvariabler for å undersøke deres effekt på artenes oppdagelsessannsynlighet og occupancy. Jeg analyserte en samling digitale viltkamerabilder gjennom anvendelse av en «singel season site occupancy» modell. Luktstoffene viste ingen signifikant positiv effekt på oppdagelsessannsynlighet. Hos grevling og mår ble det observert en signifikant reduksjon i oppdagelsessannsynlighet gjennom studieperioden. Økende avstand fra nærmeste primærvei viste en negativ effekt på oppdagelsessannsynlighet av rødrev og en positiv effekt på grevling.

Bruk av viltkamera viste seg å være en effektiv metode for å observere mesopredatorer, og ga mer visuelle data for mindre innsats enn hva som ville vært mulig med direkte menneskelig observasjon. En årsak til luktstoffenes svake effekt på oppdagelsessannsynlighet kan være mengden luktstoff avsatt på hver lokalitet eller at datamengden ikke var tilstrekkelig for å oppdage luktstoffenes sanne effekt på oppdagelsessannsynlighet. Reduksjonen i oppdagelsessannsynlighet gjennom studieperioden, og effekten avstand fra nærmeste vei viste på to av artenes oppdagelsessannsynlighet, kan mulig forklares gjennom ulike livshistoriestrategier, adferd og matvaner. For videre studier vil det anbefales å bruke større mengder luktstoff (>4ml) ved hver luktstasjon for å potensielt øke luktstoffenes tiltrekningskraft over lengre distanser. Dette studiet bekrefter tidligere forskning som viser at oppdagelsessannsynlighet sjelden er konstant og at den vil kunne variere med artenes livshistoriestrategier, sesongeffekter og lokalmiljø.

Abstract

In most parts of the world there has been a dramatical reduction of the apex predators. The loss of apex predators can lead to decreased intraguild competition and an increasing density of mesopredators. This change is known as mesopredator release and can lead to negative consequences for smaller pray species. In Scandinavia management have focused on the apex predators, but mesopredators can have pronounced impact. There is need for more information about the behavior and ecological impact of mesopredators. Detection probability is a key element in ecological research. Most mesopredators are elusive and they can therefore be difficult to study effectively. In recent years, camera trapping as a way of observing has become an important tool in ecological studies and makes it possible to study elusive species without the need for direct observation by humans. Detection probability can be increased considerably during camera trapping by deploying scent lures. Increasing detection probability is important because it can boost the effectiveness of management and research, and in addition provide more reliable and robust estimates through an increased sample size.

In this experimental study, detection probability and occupancy were investigated for three of the most common mesopredator species in southeastern Norway, red fox (*Vulpes vulpes*), badger (*Meles meles*) and marten (*Martes martes*). Four olfactory lures (synthetic fermented egg, beaver (*Castor canadensis*) castor essence, red fox gland and skunk (*Mephitis mephitis*) gland essence) and different environmental covariates where used to explore their effect on the detection probability and occupancy. I analyzed digital camera trap photos using single season site occupancy models. I did not detect a positive significant effect of scent lures on detection probability. For badger and marten, it was observed a significant reduction in detection probability throughout the study period. Increasing distance from closest primary road had a negative effect on detection probability of red fox, and a positive effect on badger.

Camera traps proved to be an effective way to observe mesopredators and gave more visual data for less effort than what would have been possible through direct human observation in this study. It is possible that the reason why I did not detect any positive effect of scent lure on detection probability is because of the amount of scent deposited on each scent station, or because the sample size was too small to detect the true effect of lures. The reduction in detection probability through the study period and the effect distance from nearest primary road had on detection probability can possibly be explained through different life history traits, behavior and food habits. In future studies, it is recommended to increase the amount of scent lure (>4ml) to potentially increase the scent lures appeal over larger distances. This study confirms earlier research and shows that detection probability rarely is constant, and can vary with the species life history traits, seasonal effects and local environment.

Innholdsfortegnelse

1. Innledning	1
2. Materiale og metode	5
2.1 Studieområde	5
2.1.1 Områdebeskrivelse	5
2.1.2 Kameralokaliteter	5
2.2 Studiearter	7
2.3 Datainnsamling	8
2.3.1 Viltkameraer	8
2.3.2 Valg av luktstoff	9
2.3.3 Oppsett av kamera- og luktstasjon	10
2.3.4 Studiedesign	12
2.4 Databearbeiding og statistisk analyse	13
2.4.1 Occupancy-analyse	13
2.4.2 Luktstoffer og variabler	14
3. Resultater	16
3.1 Mesopredator-occupancy	16
3.2 Mesopredator- oppdagelsessannsynlighet	18
3.2.1 Rødrev	18
3.2.2 Grevling	20
3.2.3 Mår	21
4. Diskusjon	23
4.1 Studiespørsmål og interessante funn	23
4.2 Mesopredatorenes occupancy	23
4.3 Luktstoffenes effekt på mesopredatorers oppdagelsessannsynlighet	23
4.4 Miljøfaktorer og variablers effekt på oppdagelsessannsynlighet	25
4.5 Viltkameras potensielle effekt på oppdagelsessannsynlighet	26
4.6 Datainnsamling og statistisk metode	26
4.7 Anbefalinger til forvaltning	27
4.8 Studiebegrensninger	28
4.9 Forslag til videre studier	29
5. Konklusjon	30
6. Litteraturliste	31
Vedlegg 1	38
Vedlegg 2	38

1. Innledning

Rovdyr og deres biologi har gjennom tiden fått mye oppmerksomhet. Forskere innhenter stadig ny informasjon om rovdyrs levemåte og biologi, men hvordan rovdyr påvirker hverandre gjennom ulike interaksjoner og økosystemet de lever i skaper fortsatt mye usikkerhet (Estes, 1996). Det er en stadig økende enighet blant forskere om den viktige rollen rovdyr spiller i reguleringen av økosystemer og opprettholdelsen av det biologiske mangfoldet (Ritchie & Johnson, 2009). Store deler av tidligere forskning har fokusert på rovdyrs interaksjon og regulering av herbivore populasjoner (Berger et al., 2001; Estes, 1996; Messier & Crête, 1985), men rovdyr kan også påvirke hverandre. Toppredatorer kan regulere bestander og tettheter av mindre rovdyrarter gjennom intraguild konkurranse (IGK) (Polis et al., 1989). Hvis en naturlig bestand av toppredatorer ble regulert ned til et lavt nivå eller fjernet fra økosystemet, ville dette kunne gi en drastisk endring i IGK, som vil kunne påvirke økosystemet gjennom endret artssammensetningen og tetthet (Ritchie & Johnson, 2009).

Bestander av toppredatorer har hatt en drastisk tilbakegang i store deler av verden (Gittleman et al., 2001). Tapet av de store predatorene skyldes i all hovedsak menneskers økende utbredelse, som fører til tap av predatorenes habitat og konkurranse om mat (Prugh et al., 2009). En nedgang i tetthet av toppredatorer vil ofte kunne medføre en økende tetthet av mesopredatorer, som kan defineres som middels store rovdyr som står under topppredatorene i næringskjeden (Prugh et al., 2009; Yick et al., 2012). Dette fenomenet skyldes ofte minsket IGK og endring i adferd hos mesopredatorer, og er kjent som «mesopredator release» (Ritchie & Johnson, 2009). «Mesopredator release» innebærer at tettheten av store dominerende predatorene synker og en økning i tetthet av mesopredatorer forekommer (Gehrt & Clark, 2003; Rogers & Caro, 1998; Soule et al., 1988). En slik økning i tetthet av mesopredatorer vil ofte kunne medføre en nedgang i tetthet av felles byttedyr (Prugh et al., 2009), og i verste fall føre til lokal utrydning av noen byttedyrarter som man har sett antydninger til hos flere fuglebestander (Crooks & Soulé, 1999; Rogers & Caro, 1998).

En økning i tetthet av mesopredatorer kan også medføre økt konkurranse om ressurser. Hos rødrev (*Vulpes vulpes*) er det observert en stadig økning i utbredelse og tetthet, mens fjellreven (*Vulpes lagopus*) har hatt en tilbakegang (Elmhagen et al., 2017). Et studiet gjennomført av Tannerfeldt et al. (2002) viste en sterk interspesifikk konkurranse mellom disse artene i områder hvor de sameksisterer under reproduksjon. Studiet viste også at rødreven er dominerende og at den ved flere tilfeller tok livet av juvenile fjellrever. Rødreven konkurrerer ut fjellreven, og fjellreven kan bli tvunget til å bruke mindre attraktive habitater i nord og i høyereliggende områder (Tannerfeldt et al., 2002). I kombinasjon med andre årsaker har den interspesifikke konkurransen mellom disse artene ført til at fjellreven nå er en truet art (Tannerfeldt et al., 2002).

Som kjent gjennom fenomenet «mesopredator release» kan predasjon og konkurranse føre til utfordringer når tettheten av en art blir for høy, samtidig kan høy tetthet også medføre andre uønskede effekter. Mesopredatorer er vektorer for flere zoonotiske sykdommer (Beasley et al., 2013). Både rødrev og den nyintroduserte mårhunden (*Nyctereutes procyonoides*) er kjente bærere av sykdommer som Alveolar Echinococcosis (EA), skabb (Sarcotic Mange) (*Canine scabies*) og rabies (*rabdoviridae*) (Süld et al., 2014). Med en økning i tetthet vil spredningspotensialet av slike sykdommer kunne øke og smitte større deler og flere arter i økosystemet (Beasley et al., 2013). I Europa har det blitt observert en økende bruk av urbaniserte områder blant flere mesopredatorarter (Luniak, 2004). Dette vil kunne føre til flere interaksjoner mellom mesopredatorer og mennesker, og

kunne øke sannsynligheten for smitte av zoonotiske sykdommer (Beasley et al., 2013; Dearing & Disney, 2010; Kilpatrick & Randolph, 2012).

I Scandinavia og resten av Europa har fokuset lenge vært rettet mot toppredatorene (Chapron et al., 2014), hvor det har blitt gjennomført en rekke studier på ulv (*Canis lupus*) (Seddon et al., 2005), brunbjørn (*Ursus arctos*) (Bischof & Swenson, 2012; Bischof et al., 2017; Swenson et al., 1998), gaupe (*Lynx lynx*) (Linnell et al., 2005; Linnell et al., 2001) og jerv (*Gulo gulo*) (Bischof et al., 2016; Persson et al., 2009). I mellomtiden har mesopredatorer som rødrev, mår (*Martes martes*) og grevling (*Meles meles*) blitt tilsidesatt, mens oppmerksomheten har vært på topppredatorene. På grunn av mesopredatorenes potensiale for innvirkning gjennom sykdomsspredning, predasjon og andre former for interaksjon, er det viktig å huske at også de er en viktig del av økosystemet. Mesopredatorene utgjør en større andel av predatorer i naturen og har derfor potensialet til å påvirke andre arter og hverandre i like stor grad som topppredatorene.

Mange mesopredatorer utøver en flyktig adferd som kan gjøre dem utfordrende og tidkrevende å studere (O'Connell et al., 2006, Bischof et al., 2014a), derfor kreves det ofte spesielle teknikker og metoder for å studere dem effektivt. Valg av studiemetode begrenses ofte av studiemetodens kapasitet til å gi relevant og nødvendig informasjon. Det finnes flere gode metoder for å studere predatorer (fang og slipp, bedøving, hårprøver, avføringsprøver og sporing) (Andelt, 1985; Gardner et al., 2010), men mange av disse metodene er forholdsvis tidkrevende og krever menneskelig observasjon på stedet. I senere tid har bruk av viltkameraer blitt et viktig verktøy i økologiske studier for observasjon av dyr (Brooks, 1996; Moruzzi et al., 2002; Rowcliffe & Carbone, 2008). Viltkameraer gjør det mulig å overvåke dyr over lengre tidsperioder og gir god visuell informasjon uten å kreve menneskelig observasjon på stedet (Bischof et al., 2014b). Bruk av viltkameraer til overvåking er i tillegg regnet som en ikke-påtrengende metode som gir minimalt med forstyrrelser (Cutler & Swann, 1999; O'Connell et al., 2011; Silveira et al., 2003), og har derfor potensiale til å fange opp et bredt spekter av arter.

Et nøkkelelement i mange økologiske studier er oppdagelsessannsynlighet («detection probability»). Oppdagelsessannsynlighet kan defineres som «sannsynligheten for å et individ vil bli oppdaget (fotografert eller fanget) hvis det er tilstede under datainnsamlingsrunden» (O'Brien, 2011, s. 73). Selv med en ikke-påtrengende studiemetode kan mesopredatorer på grunn av forskjellig morfologi, adferd og livshistoriestrategier være vanskelig å oppdage (O'Connell et al., 2006). Tiltrekningsstoffer har ofte blitt brukt i økologiske studier for å øke sannsynlighet for å oppdage sjeldne og flyktige arter, og kan defineres som «et stoff, materiale, gjenstand eller teknikk brukt til å tiltrekke ønsket art» (Sclexer, 2008, s. 263). Olfaktoriske tiltrekningsstoffer er stoffer som blir fanget opp gjennom luktesansen, og på grunn av predatorens sterke og sensitive luktesans kan disse stoffene virke tiltrekkende på lengre avstander (Bischof et al., 2014b; Sclexer, 2008). Ved gjentatte anledninger har olfaktoriske tiltrekningsstoffer vist å kunne ha en positiv effekt på oppdagelsessannsynlighet hos flere predatorarter (Bischof et al., 2014a; Saunders & Harris, 2000; Stratman & Apker, 2014). Gjennom en kombinasjon av en ikke-påtrengende overvåkningsmetode som viltkameraer og bruk av olfaktoriske tiltrekningsstoffer har man potensialet til å øke oppdagelsessannsynlighet av mesopredatorer. En økning i oppdagelsessannsynlighet vil kunne effektivisere studier og forvaltningsoppgaver, samtidig som en økning i datamengde ville kunne gi sikrere og mer robuste estimater (Bischof et al., 2014b; Gerber et al., 2012).

Populasjonsparametere som tallrikhet (abundance) og tetthet har ofte hvert hovedfokus i mange økologiske studier, men disse økologiske parameterne krever som regel store populasjonsstørrelser og identifikasjon av enkelt individer (O'Connell & Bailey, 2011). For mesopredatorer vil det ofte kunne være vanskelig å gjenkjenne og identifisere enkeltindivider ved bruk av viltkamera. I slike tilfeller vil en occupancy-analyse kunne være et godt alternativ (Linkie et al., 2007). En occupancy-analyse baseres på oppdagelse/ikke-oppdagelsesdata og estimerer artenes okkuperte areal samtidig som den kan brukes til å bestemme hvilke prosesser som bestemmer distribusjonsmønstre (MacKenzie et al., 2003). Occupancy kan defineres som sannsynligheten for at en tilfeldig valgt lokalitet eller område er okkupert av en bestemt art (MacKenzie et al., 2006). Ved bruk av en occupancy-analyse er man derfor ikke avhengig av å gjenkjenne enkeltindivider (MacKenzie et al., 2002). Dette gjør occupancy til et godt alternativ til de økologiske parameterne tallrikhet og tetthet (Linkie et al., 2007), særlig i situasjoner hvor arter er vanskelig å fange eller hvor populasjonstettheten er liten (O'Connell & Bailey, 2011). Rammeverket til en occupancy-modell krever i tillegg mindre data enn de ovennevnte økologiske parameterne, og vil derfor kunne være besparende tidsmessig og økonomisk.

I dette studiet brukes digitale bilder fra viltkameraer til å estimere mesopredator- occupancy og oppdagelsessannsynlighet i to fylker i den sør-østlige delen av Norge. Studiets mål er å kvantifisere effekten av fem olfaktoriske tiltrekningsbehandlinger (fire luktstoffer og en kontroll) på oppdagelsessannsynlighet hos mesopredatorer foran viltkameraer. Videre er målet å finne artsspesifikke luktstoffer som kan brukes i forvaltning og forskning for å øke oppdagelses- og fangstsannsynlighet for mesopredatorer i Skandinavia. Det er naturlig å forvente at både occupancy og oppdagelsessannsynlighet vil påvirkes av ulike miljøfaktorer og andre variabler (MacKenzie et al., 2002). Derfor ønsker jeg også å undersøke hvordan noen utvalgte forklaringsvariabler påvirker mesopredator- occupancy og oppdagelsessannsynlighet. Jeg stiller følgende spørsmålene for å føre analysen:

- 1) Hvilken effekt vil de olfaktoriske tiltrekningsstoffene ha på mesopredator-oppdagelsessannsynlighet foran viltkamera?
 - Jeg forventer at luktstoffene vil ha en positiv effekt på oppdagelsessannsynlighet i dette studiet grunnet deres positive effekt i andre predatorstudier (Bischof et al., 2014a; Saunders & Harris, 2000; Stratman & Apker, 2014).
- 2) Hvordan varierer den fotografiske oppdagelsessannsynligheten foran viltkamera hos de tre mesopredatorartene?
 - På grunn av artenes store utbredelse og toleranse overfor menneskelig aktivitet (Adkins & Stott, 1998; Herr et al., 2010; Morten Elmeros, 2005) forventer jeg at oppdagelsessannsynlighet hos de tre artene vil være tilnærmet den samme.
- 3) Hvordan påvirker de utvalgte miljøfaktorene og variablene mesopredatorenes oppdagelsessannsynlighet og occupancy?
 - Jeg forventer at artenes oppdagelsessannsynlighet vil bli påvirket negativt av menneskelig aktivitet, siden menneskelig aktivitet ved tidligere studier har vist en

negativ effekt på oppdagelsessannsynlighet hos flere predatorarter (Kowalski et al., 2015; Wang et al., 2015).

- På grunn av artenes toleranse for menneskelig aktivitet (Adkins & Stott, 1998; Herr et al., 2010; Morten Elmeros, 2005) og andre studier som har vist at arten kan dra nytte av antropogene forhold (Luniak, 2004) forventer jeg at artenes occupancy vil være høyere i områder med menneskelig påvirkning.

2. Materiale og metode

2.1 Studieområde

2.1.1 Områdebeskrivelse

Studieområdet går over to fylker, Akershus og Østfold (59°41' N, 10°47' Ø, Ås), og strekker seg fra den sør-østlige utkanten av Oslo i nordvest til Marker kommune og Sarpsborg i sørøst.

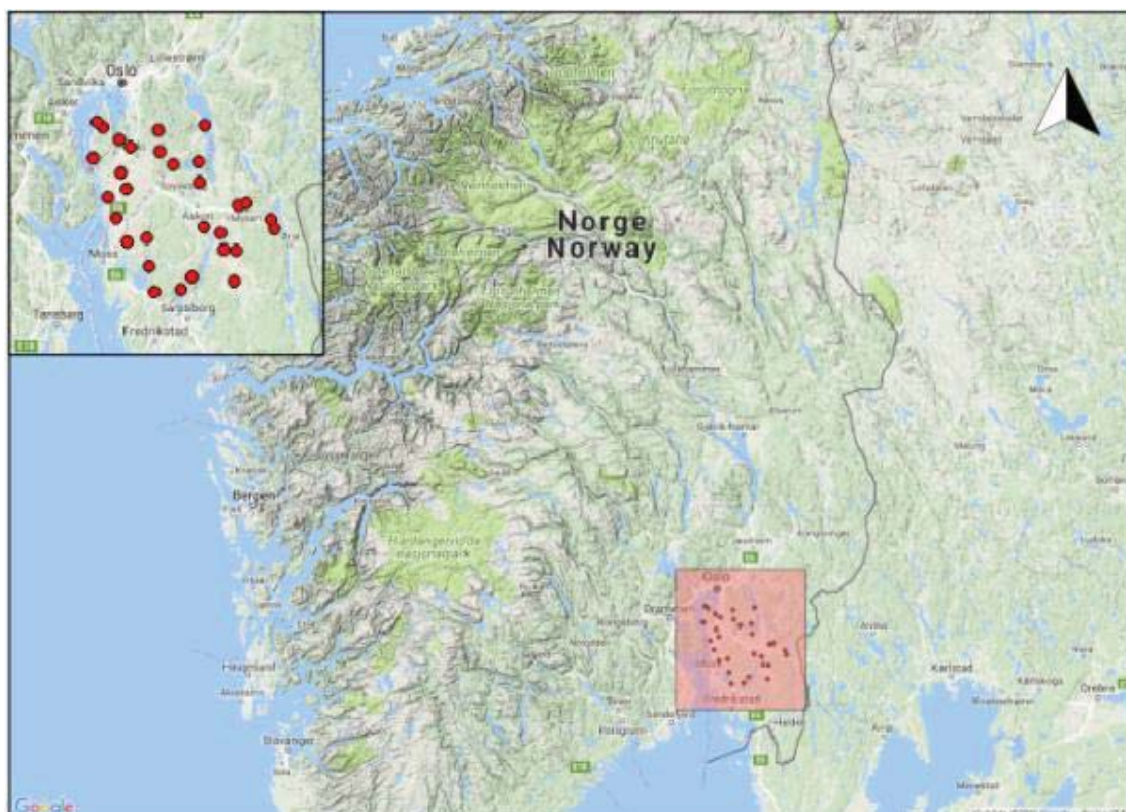
Studieområdet har en størrelse på omtrent 2400 kvadratkilometer (<https://www.norgeskart.no/>) (figur 1A). Den nord-vestlige delen av studieområdet ligger tett inntil Oslo og er derfor preget av det urbane miljøet med en mosaikk av tettbebygde strøk, veisystemer, industri og skog. Den resterende delen av studieområdet domineres av landbruk med større sammenhengende skogområder, hvor innslag av mindre tettbebygde områder forekommer (figur 1B). Studieområdet kan beskrives som et småkuppert landskap, hvor høyden varierer fra 0-400 moh. (Kartverket, 2017). Studieområdet er i hovedsak lokalisert i den boreonemorale sonen som er overgangssonen mellom den boreale barskogen og den nemorale løvskogen (Fremstad, 1998). Den boreonemorale sone er en blandingsskog med bartrær og løvtrær hvor furu (*Pinus sylvestris*), gran (*Picea abies*) og bjørk (*Betula sp.*) dominerer, men har også innslag av mer varmekjære arter som ofte er å finne i sørvendte skråninger (Fremstad, 1998).

Klimaet strekker seg fra kystklimaet langs Oslofjorden, til innlandsklimaet lengre nordøst i studieområdet nærmere svenskegrensen. Den gjennomsnittlige årlige nedbørsmengden i studieområdet ligger på 750 – 1000 mm. Gjennomsnittlig temperatur i januar ligger mellom -5 og -10 grader celsius, mens i sommermåneden juni ligger temperaturen mellom 12 og 16 grader celsius (Dannevig & Harstveit, 2013), med noe variasjon mellom ytterpunkter. Den lengste dagen i året er 21. juni med 19 timer, mens den korteste dagen i året 21. desember med seks timer, målt i Oslo (<https://www.timeanddate.com/sun/norway/oslo>).

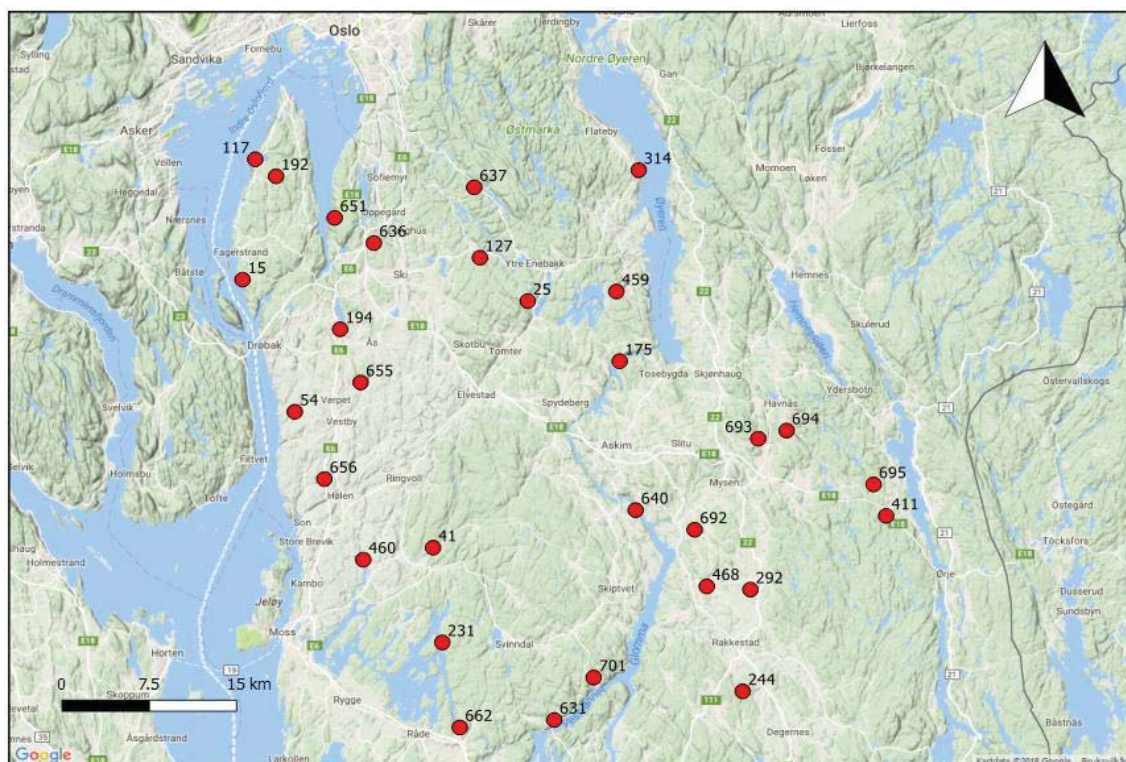
2.1.2 Kameralokaliteter

Habitatet ved de fleste kameralokalitetene domineres av barskog, men innslag av løvtrær forekommer ved noen av lokaliteten, særlig i sørvendte skråninger og ved lokaliteten nærmere Oslofjorden. Bunnlaget ved kameralokalitetene varierer, men ved de fleste av lokalitetene er mose og steingrunn dominerende. Ved noen få lokaliteter er bunnlaget dominert av bregner og bærlyng. Mange av kameralokalitetene er plassert i områder der terrenget snevres inn. Dette kan være inntil fjellvegger, elver, kløfter og fordypninger eller opphøyde deler av terrenget hvor man har en naturlig innsnevring. De fleste viltkameraene er plassert i skogområder med forskjellig avstand fra veier og bebyggelse. Avstand fra vei varierer fra noen titalls meter til flere kilometer, mens avstand fra menneskelig beboelse varierer fra 100 meter til flere kilometer. Mange av skogområdene er ofte mindre oppstykkede skogområder i en mosaikk av landbruk og skog, men større sammenhengende skogområder forekommer.

A



B



Figur 1: Kart over studieområdet. A: Kart over den sørlige delen av Norge. Studieområdet ligger i Akershus og Østfold, sør-øst for Oslo og er markert ut i skravert rød firkant. B: Oversiktskart over de 30 kameralokalitetene brukt i dette studiet med kamera-ID.

2.2 Studiearter

Hovedfokuset i dette studiet er på mesopredatorartene rødrev (figur 2A), grevling (figur 2B) og mår (figur 2C). Disse predatorer er av de mest vanlige i Norge både når det gjelder utbredelse og tetthet. Rødrev, grevling og mår er også utbredt over store deler av verden. Av de tre ovennevnte kan rødreven betraktes som den mest suksessfulle (Schipper et al., 2008). Rødrev er utbredt over store deler av kloden og er å finne i det meste av Europa, Eurasia, Nord-Amerika, Nord-Afrika og i senere tid har rødreven også blitt innført til Australia (Kinnear et al., 2002; Zimen, 1980). I Norge er arten å finne både langs kysten, i innlandet, på fjellet og i urbane områder (Bevanger, 2007). Grevlingen finnes i all hovedsak i den palearktiske sonen (Piza-Roca et al., 2015). I Norge er grevling vanlig over de sørlige delene av Norge til Trøndelag, men individer har blitt observert så langt nord som Finnmark (Bevanger, Udatert). Mårene har en utbredelse fra de nordlige delene av Spania og Italia og videre nordøstover i Europa, men er også å finne i de nordøstlige delene av mellom-Asia (Proulx et al., 2005). I Norge er måren utbredt over det meste av landet med unntak langs kysten fra Nordland og videre nordover (Bevanger, 2007).

Både rødrev, grevling og mår er generalister, og kan leve i ulike typer habitat og livnære seg på ulike matkilder (De Marinis & Masseti, 1995; Dell'Arte et al., 2007; Zabala et al., 2002). Grevlingen er i all hovedsak nattaktiv. Av rødrev og mår er måren den mest nattaktive, likevel ser begge artene ut til å være mest aktive ved solnedgang og ved soloppgang (Serafini & Lovari, 1993). Måren er for det meste solitær, men under parringen kan de opptre i grupper (Zalewski & Jędrzejewski, 2006). I motsetning til mår og andre mår dyr er grevlingen sosial og kan leve parvis, alene eller i grupper (Rogers et al., 1997). Hos rødrev er det relativt vanlig å leve i familiegrupper eller parvis, men rødreven kan også opptre solitær (Cavallini, 1996). Valg av habitat hos de tre artene kan variere, og ulike faktorer som tilgang på næring, predasjon og menneskelig aktivitet kan påvirke bruken av ulike habitater (Frey & Conover, 2006; Johnson & VanDerWal, 2009).

Rødrevens hjemmeområde kan variere veldig i størrelse, og ulike faktorer som høyde over havet, vegetasjon og tilgang på mat kan påvirke størrelsen (Walton et al., 2017). Tidligere studier har vist at rødrevens hjemmeområde kan variere fra noen få kvadratkilometer til 45 kvadratkilometer (Cavallini, 1996; Goszczyński, 2002; Saunders et al., 1993; Walton et al., 2017). Størrelsen på hjemmeområdet hos grevlingen ble av Morten Elmeros (2005) undersøkt i et heterogent landskap i Danmark. Her fant de ut at størrelsen på hjemmeområde individuelt varierte mellom 2,96 og 3,94 kvadratkilometer, og at individer fra samme familiegruppe hadde en stor overlapp i hjemmeområde. Størrelsen på hjemmeområdet til mår ble undersøkt av Zalewski et al. (1995) i Białowieża nasjonalpark i Polen. Her fant de ut at gjennomsnittlig størrelse på hjemmeområde hos hannen var 2,23 kvadratkilometer og 1,49 kvadratkilometer hos hunnen. De fant også ut at størrelsen på hjemmeområde hos mår gikk ned i vintermånedene sammenlignet med sommermånedene. Størrelsen på hjemmeområdet til de overnevnte artene kan variere mellom individer, tid og sted. Faktorer som evolusjonære endringer i kroppsstørrelse, endringer i klima, sesongvariasjoner i tilgang på mat og årlige endringer i predasjonsrater vil kunne ha innvirkning på hjemmeområdets størrelse (McLoughlin & Ferguson, 2000).

A



B



C



Figur 2: De tre studiearten i dette studiet. A: En rødrev ser ut til å ha lagt merke til kamera. B: En grevling vandrer rett forbi lukstasjon foran kamera. C: En mår viser interesse for luksasjonen.

2.3 Datainnsamling

2.3.1 Viltkameraer

Det ble brukt 30 kameralokaliteter i studiet, og hver kameralokalitet hadde ett operativt kamera som kontinuerlig overvåket lokaliteten. Viltkameraene var i forkant satt ut av Norsk institutt for naturforskning (NINA), som en del av det Skandinaviske gaupe (*Lynx lynx*) -prosjektet (SCANDLYNX). SCANDLYNX er et skandinavisk forskningsprosjekt der målet er å finne metoder for å overvåke og kartlegge gaupebestanden i Skandinavia (Linnell et al., 2005). Kameralokalitetene var derfor nøye valgt ut for å kunne øke sannsynligheten for oppdagelse av predatorer, særlig gaupe. På grunn av tidsmessige utfordringer begrenset vi studieområdet ved å velge kameralokaliteter mellom Oslo og Haldenområdet. Dette gjorde det tidsmessig enklere å bemanne og vedlikeholde stasjonene.

Viltkameraer kan ha ulike egenskaper, og valg av viltkamera vil kunne være kritisk for å kunne innhente den informasjonen man trenger. Viltkameraer er laget forskjellig med ulike applikasjoner, og noen vil fungere bedre under ulike typer klima og har ulik evne til å fange opp spektre av forskjellige arter (O'Connell et al., 2011). Valg av viltkamera brukt i dette studiet ble styrt av målsetningen satt i SCANDLYNX-prosjektet. Kameraene måtte være kapable til å ta bilder som gjør det mulig å kjenne igjen individer av gaupe ved hjelp av mønster i pelsen, noe som krever god bildekvalitet (Gil-Sánchez et al., 2011). Gaupa kan vandre i familiegrupper, derfor må kamera kunne ta bilder fortløpende der dette er tilfelle (Odden, 2015). Derfor ble ulike viltkameramodeller av Reconyx valgt. Reconyx er et forholdsvis kostbart viltkamera produsert i USA som har rask reaksjonstid, god bildekvalitet og holdbarhet (Odden, 2015). Reconyx har flere ulike viltkameramodeller og av de 30 viltkameraene brukt i dette studiet, ble det brukt 5 forskjellige Reconyx-modeller: HC500 HyperFire Semi-Covert IR, HC600 HyperFire High Output Covert IR, PC800 HyperFire Professional Semi-Covert IR, PC900 HyperFire Professional Covert IR, PC850 HyperFire Professional White Flash LED.

Kameraene ble stilt inn til å gi best mulig visuell informasjon. Dette ble gjort ved å sette kameraene på høyest mulig sensitivitet slik at de kunne fange opp små bevegelser og høyest bildekvalitet med mest piksler. Kamerafunksjonene «rapidfire» ble brukt slik at bilden ble tatt så fort som mulig etter hverandre (tre bilder per runde med opptil to bilder per sekund). Kameraene ble også satt på «no delay» slik at en ny bildeserie kunne starte umiddelbart etter den først var ferdig (ett sekund etter forrige runde). For å kunne være sikker på at kameraene har fungert fra dag til dag ble de satt til å ta bilder klokken 08.00 hver morgen slik at man kunne undersøke eventuelle feil som kunne ha oppstått under perioden.

2.3.2 Valg av luktstoff

Det ble brukt fem luktbehandlinger for å undersøke deres effekt på oppdagelsessannsynlighet av mesopredatorer. Valget falt på syntetisk fermentert egg (SFE), luktkjertelessens fra stinkdyr (*Mephitis mephitis*) (skunk gland), oppmalte rødrevkjertler (red fox gland), luktkjertelessens fra bever (*Castor canadensis*) (beaver castor) og destillert vann (H₂O) ble brukt som kontroll. Disse luktstoffene ble valgt ut på bakgrunn av deres positive omtale i andre studier, hvor luktstoffene har vist positiv effekt på oppdagelsessannsynlighet (Bischof et al., 2014b; Saunders & Harris, 2000; Stratman & Apker, 2014). Luktstoffene er i tillegg forholdsvis enkle å anskaffe (tabell 1).

SFE er et matbasert luktstoff, som lukter av råttent egg og vil kunne tiltrekke seg predatorer som ser på lukten som mat. SFE er syntetisk fremstilt og består av blant annet flere fettsyrer, aminer og estere (Roughton, 1982). Stinkdyressens har en sterkt lukt som vil kunne vekke interesse, og består av analkjertler (essens) fra stinkdyr og ulike oljer. Rødrevkjertel er et luktstoff laget av ulike oppmalte kjertler fra rødrev ofte blandet med urin, og andre fettsyrer og oljer. Beveressens er også en blanding av kjertler (essens), og ofte ulike oljer. Alle luktstoffene med unntak av rødrevkjertel, er flytende. Rødrevkjertel luktstoffet som ble brukt i dette studiet besto av oppmalte kjertler, mens de andre luktstoffene var essens/ekstrakt. For å gjøre rødrevkjertel mer anvendelig og for å unngå frysing ved temperaturer under null grader celsius, ble det tilsatt glyserol.

Tabell 1: De fem luktstoffene brukt for å undersøke effekt på oppdagelsessannsynlighet og hva de inneholder.

Luktstoff	Inneholder
Syntetic fermented egg (SFE)	Fettsyrer, aminer og estere
Skunk gland (stinkdyressens)	Analkjertelessens, oljer (essens)
Red Fox gland (rødrevkjertel)	Oppmalte kjertler, olje + glyserol
Beaver castor (beveressens)	Luktkjertelessens, olje (essens)
Destillert H ₂ O (kontroll)	H ₂ O

2.3.3 Oppsett av kamera- og luktstasjon

Luktstasjoner ble satt opp ved alle 30 kameralokalitetene. Det ble brukt ubehandlede planker av gran og furu (G-F 23x048 lekt/rekke klasse 1) for å lage luktpinner. Plankene ble kuttet til lengder på 40 centimeter. Plankebitenes nederste 10 centimeter ble kuttet fra en side for å lage en spiss som lettere kunne hamres ned i bakken. Plankebiten fikk så boret et tre centimeter dypt hull på en cm i diameter skrått ned mot plankes bunn, 2,5 centimeter fra plankes topp. Dette ble gjort for lettere å kunne påføre luktstoff, og for å unngå at luktstoffet kunne renne ut fra hullet. All menneskelig kontakt med luktpinnene både under og etter behandling ble gjort med hansker. Luktpinnene ble lagret i tre måneder før bruk og skjermet så godt som mulig fra mennesker og annen kontaminering.

Frakt av utstyr til og fra de ulike stasjonene ble gjort i lukt- og smakstette smartstore-bokser i bil. Luktpinner, luktstoff og annet utstyr ble holdt separat i bokser. Luktstoffene ble i forkant fordelt i reagensrør av glass, som igjen ble satt i større reagensrør av plast og så forseglet i en plastpose. For å forhindre kontaminering ble det kun tatt med ett luktstoff og en luktpinne om gangen til kameralokalitet og de ble holdt separat fra resten av utstyret.

Oppsett av luktstasjonen ble testet i forkant av studiet for å kunne utarbeide en protokoll, men også for å identifisere og utarbeide eventuelle utfordringer knyttet til oppsettet (figur 4). Ved ankomst ved kameralokalitet ble det brukt hansker for å forhindre kontaminering av lokaliteten, og all unødvendig menneskelig kontakt med omgivelsen ble unngått. Ved første besøk ble luktstasjonen identifisert ved å sette opp luktstasjonen uten lukt foran kamera for å undersøke avstanden og vinklingen i forhold til viltkamera for å sikre best mulig visuell informasjon (figur 3B). Luktstasjonens avstand fra kamera varierte mellom to og seks meter ved kameralokalitetene, grunnet forskjeller i topologi og vegetasjon. Luktpinnen ble satt med 20 centimeter over og under bakken. Dette ble gjort for å gjøre det vanskelig for dyr og fjerne pinnen. Luktstoff ble påført pinnen ved å dynke Q-tips® i luktstoffet (0,5 ml) også føre Q-tips inn i hullet på toppen av luktpinnen (figur 3A). Behandling av luktstoff ble alltid gjennomført i umiddelbar nærhet av luktstasjonen for å minimere risikoen for at lukt skulle feste seg andre uønskede steder ved kameralokaliteten. All menneskelig behandling av luktpinnene og luktstoff ble gjort med plastikkhansker som etter bruk ble kastet og forseglet i plastpose. Etter at luktstasjonen var satt opp, ble viltkamera vedlikeholdt og kamera aktivert.

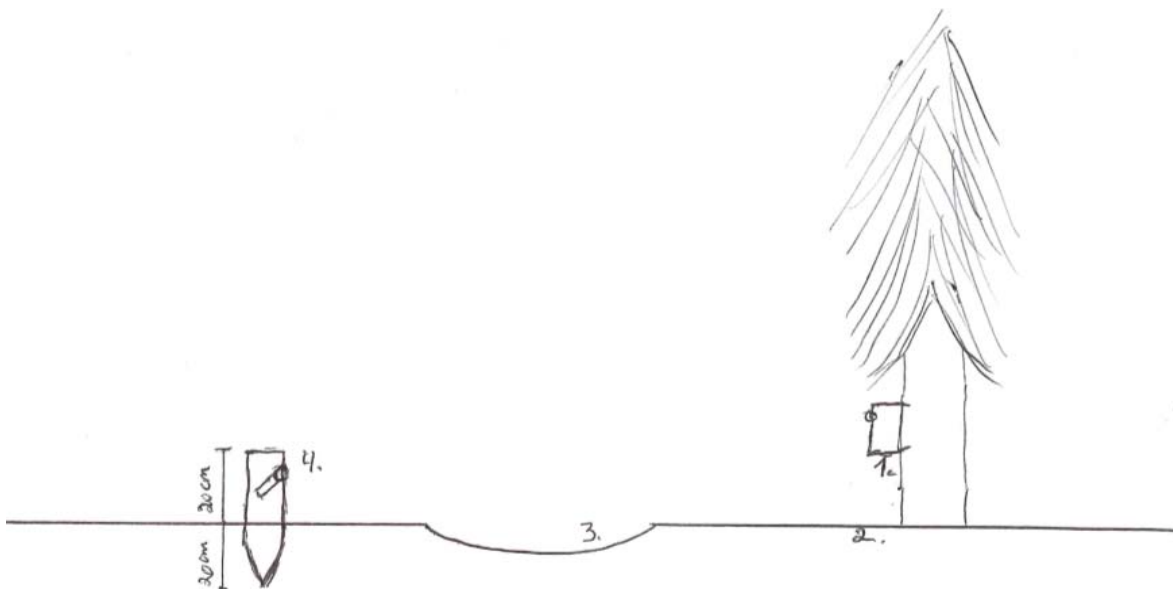
A



B



Figur 3: Oppsett av lukt- og kamerastasjon. A: Luktstasjon ferdig satt opp. Luktpinnen er satt med 20 cm over og under bakken. Luktstoff er påført pinnen med Q-tips. Luktpinnen er satt opp med lukt åpningen i rettet mot dyretråkk der man forventer at dyr vil passere. B: Ferdig oppsett av stasjon. Kamera med regnbeskytter er rettet mot lukstasjonen med ca. 4 meters mellomrom. Like ved luktpinnen kan man se et dyretråkk mellom lukstasjon og kamera.

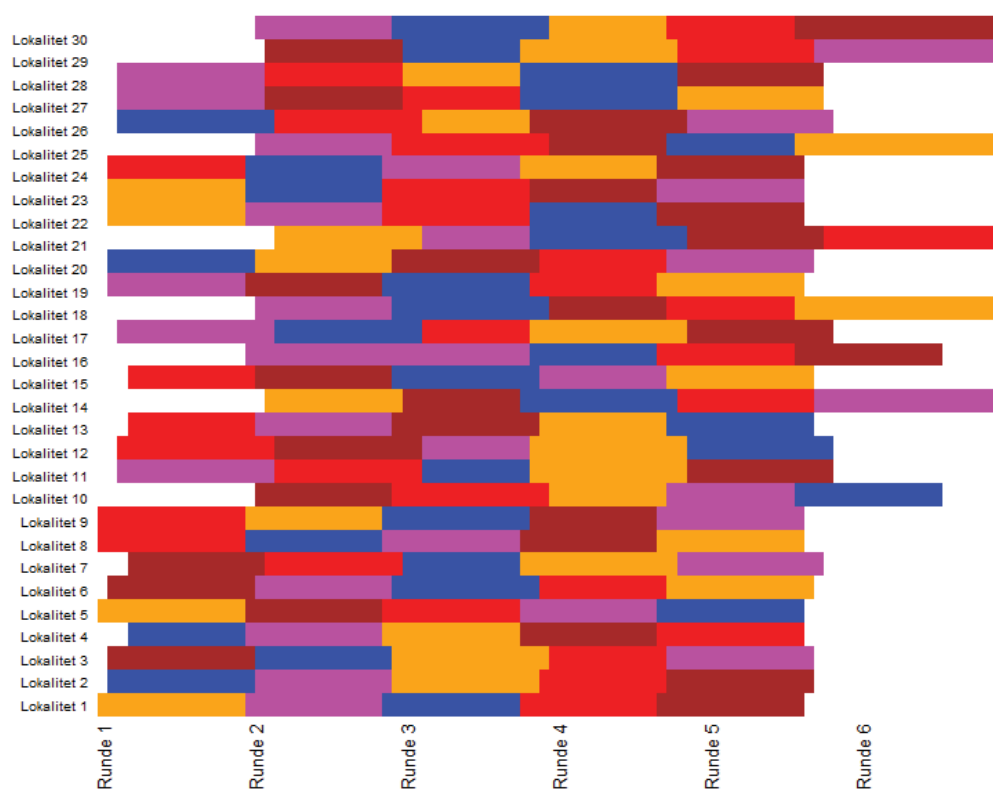


Figur 4: En komplett stasjon bestående av viltkamera og lukstasjon ((1) Viltkamera, (2) bakken, (3) dyretråkk, (4) luktpinne). Som vist på figur er kameraet satt opp i retning mot luktpinne. Avstanden mellom kamera og luktpinne varierte mellom 2-6 meter ved de ulike lokalitetene. Luktpinnen er plassert med 20 cm over og under bakken og luktstoff åpning er plassert i den retningen man forventer at de ulike artene vil dukke opp (dyretråkk).

2.3.4 Studiedesign

Studiet startet 15. september 2017 og ble avsluttet 20. desember 2017, og besto hovedsakelig av fem datainnsamlingsperioder. Under første runde ble det bare besøkt 22 av de 30 kameralokalitetene på grunn av uforutsette tidsutfordringer. Derfor ble det lagt til en ekstra runde i slutten av studieperioden hvor de åtte siste kameraene som ikke ble besøkt den første runden ble sett til slik at alle kameralokalitetene ble satt opp med alle de fem luktstoffene. Det ble brukt 14 dager (± 3 dager) lange datainnsamlingsintervaller hvor kameralokaliteten stod i fred med tildelt luktstoff. Hver 14 (± 3 dager) dag ble kameralokaliteten besøkt hvor lukt og luktstasjonen ble byttet, kamera vedlikeholdt og digitale fotoer fra kamera innhentet.

Et tilfeldig luktstoffoppsett ble benyttet slik at hvert av de fem luktstoffene fikk en periode på 14 dager ved hver kameralokalitet. Et tilfeldig luktstoffoppsett ble også brukt for å få til en unik rekkefølge av luktstoffer ved hver lokalitet. Dette ble gjort for å unngå at miljøeffekter skulle påvirke de ulike luktbehandlingene over tid (figur 5).



Figur 5: Tilfeldig luktstoffoppsett. Y-aksen viser antall kameralokaliteter (30) og x-aksen viser antall datainnsamlingsrunder. Den første runden startet 15.09.2017 og den siste runden ble avsluttet 20.12.17. Fargene koder for de ulike luktstoffene hvor Blå = Vann (H₂O), oransje = syntetisk fermentert egg (SFE), brun = beveressens, rød = rødrevkjertel, lilla = stinkdyressens og hvit = ingen luktstoff. Figurene viser rekkefølgen for hvordan de fem luktstoffene ble plassert på de ulike lokalitetene. Åtte av lokalitetene fikk ikke luktstoff den første runden, men dette ble kompensert for i runde seks.

2.4 Databearbeiding og statistisk analyse

Behandling av data ble gjort ved å gå gjennom bildene, hvor alle bilder av studiearter ble notert ned. Informasjon som observerte arter, kamera-ID, koordinater, dato, klokkeslett, luktstoff, vegetasjon, terreng og andre steds- og observasjonskovariater ble notert ned i felt og tildelt tilhørende bilde. Behandling av rådata ble gjort i Excel som videre ble importert til det statistikkprogrammet R, hvor videre behandling og analyse ble utført. Det ble ikke forsøkt å skille mellom individer på bildene. En dag ble sett på som en begivenhet eller anledning og oppdagelsessannsynlighets- estimatene for studiearten oppgis i pr dag, hvor oppdagelsene er uavhengig fra hverandre. Dette betyr at hvis en art ble oppdaget ved flere anledninger i løpet av en dag, ble dette likevel sett på som en begivenhet eller anledning. Kameralokalitetene ble regnet som uavhengig fra hverandre grunnet stor avstand mellom hver lokalitet (minimum 2,3 km avstand), derfor ble det ikke forventet noen overlapp mellom kameralokaliteter.

2.4.1 Occupancy-analyse

All statistisk analyse ble gjennomført ved bruk R versjon 3.4.1 (R Core Team, 2017). Occupancy-analysen ble gjennomført ved hjelp av R-programpakken unmarked (Fiske & Chandler, 2011), da denne pakken gjør det mulig å estimere occupancy-sannsynlighet og oppdagelsessannsynlighet i fellesskap (Fiske & Chandler, 2011). Occupancy er andelen av datainnsamlingslokaliteter i et landskap hvor studiearten er tilstede (MacKenzie & Royle, 2005), men kan også forklares som sannsynligheten for at en tilfeldig valgt lokalitet eller område er okkupert av en bestemt art (MacKenzie et al., 2006). Fordelen med en occupancy-modell er at den tar hensyn til ufullkommen oppdagelse (MacKenzie et al., 2002; MacKenzie et al., 2009), og dermed gjør det mulig å estimere occupancy (ψ) og oppdagelsessannsynlighet (p) for arter som ikke kan observeres med sikkerhet (Fiske & Chandler, 2011).

Som vist i MacKenzie et al. (2002) ble det estimert oppdagelsessannsynlighet (p) og steds-occupancy (ψ) for de tre studieartene. Ved en slik tilnærming er det tre mulige utfall:

- 1) lokaliteten er okkupert og arten ble oppdaget, $\psi \times p$;
- 2) lokaliteten er okkupert, men arten ble ikke oppdaget, $\psi \times (1 - p)$; og
- 3) lokaliteten var ikke okkupert og arten ble dermed ikke oppdaget, $1 - \psi$; (O'Connell et al., 2006).

Det ble brukt en «single season site occupancy» modell til å estimere oppdagelsessannsynlighet (p) og steds-occupancy (ψ) for de tre studieartene. Denne modellen baseres på «maximum likelihood»-metodikk og forutsetter at man ikke har noen forandring i occupancy gjennom studieperioden, samtidig som gjentatte datainnsamlingsperioder er uavhengige (MacKenzie et al., 2002). Denne modellen bygger på tilstedeværelse/ikke-tilstedeværelsesdata, hvor Z_i er en binær tilstandsvariabel ($Z_i = 1$ området er okkupert og $Z_i = 0$ området ikke er okkupert) (Fiske & Chandler, 2011).

Datainnsamlingsdesignet innebærer gjentatte dager hvor kameraene er aktive ved ($M=30$) kameralokaliteter. Her blir den binære responsen (Y_{ij}) dokumentert. Oppdagelse av arter ($Y = 1$) og ingen oppdagelse ($Y = 0$) blir notert ned gjennom $j = 1, 2, \dots, J$ i begivenheter ved bestemte lokaliteter (i), hvor j er bestemt begivenheter (dager) og J er det totale antallet begivenheter ($J = 92$) (MacKenzie et al., 2002). Ved de følgende modellene nedenfor beskrives den sammenslåtte fordelingen av observasjonsprosessen og den latente occupancy-tilstanden (Fiske & Chandler, 2011), hvor den første ligningen beskriver om studiearten er tilstede eller ikke.

$$Z_i \sim \text{Bernoulli}(\psi) \text{ for } i = 1, 2, 3, \dots, M \quad (\text{equ.1})$$

Når man arbeider med occupancy er det viktig å ta hensyn til ufullkommen oppdagelse (false absence). Ufullkommen oppdagelse innebærer at en art kan være tilstede ($Z = 1$) selv om den ikke blir oppdaget ($Y = 0$). Oppdagelsessannsynlighet-parametere p vil ta hensyn til ufullkommen oppdagelse og er definert som «sannsynligheten for å oppdage en art som er tilstede» (Fiske & Chandler, 2011, s. 4). Den følgende bernoulli distribusjonsmodellen beskriver realiseringen av sannsynligheten for at en lokalitet er opptatt og at arten er oppdaget.

$$Y_{ij} | Z_i \sim \text{Bernoulli}(Z_i p) \text{ for } j = 1, 2, 3, \dots, J \quad (\text{equ.2})$$

Gjentatte datainnsamlinger på samme lokalitet gir oppdagelseshistorie (Royle, 2006) og mesopredatoroppdagelseshistorie (H) ble laget ved å slå sammen fem to uker lange datainnsamlingsintervaller for hver kameralokalitet og for hver av studieartene, som videre ble importert til R-programpakken unmarked. Oppdagelseshistorien (H) består av «1 og 0» hvor «1» indikere oppdagelse og «0» ingen oppdagelse. Sannsynligheten for å oppdage en av studieartene i løpet av en uke, gitt at lokaliteten er okkupert, ble regnet ut fra oppdagelseshistorien. Oppdagelseshistorie (H) for lokaliteten (i) er her (H_i) 0010100, som betyr at studiearten ble oppdaget ved dag tre og fem. Ligningen settes opp slik:

$$P_r(H_i = 0010100) = \psi(1 - p_1)(1 - p_2) - p_3(1 - p_4)p_5(1 - p_6)(1 - p_7) \quad (\text{equ.3})$$

2.4.2 Luktstoffer og variabler

Det er naturlig å forvente at både ψ og p vil kunne bli påvirket og variere med miljøfaktorer og andre variabler (MacKenzie et al., 2002). Derfor ble Unmarked brukt for å analysere effekten av ulike sted- og observasjonskovariater på occupancy (ψ) og oppdagelsessannsynlighet (p) (tabell 2). Luktstoff og «period» (periode) ble brukt som observasjonkovariater (tidsavhengig), og avstand fra nærmeste vei, skogtetthet og veitetthet ble bruk som stedskovariater. Skogtetthet og veitetthet ble brukt som forklaringsvariabler («predictor variables») for ψ siden disse variablene er konstante gjennom studieperioden (populasjonen er stengt) og stedsspesifikke (MacKenzie et al., 2002). Avstand fra nærmeste vei ble brukt som forklaringsvariabel for p sammen med luktstoff og periode siden den er relevant på en romlig skala i forhold til kameralokalitetene.

Luktstoffene ble brukt gjennom hele studiet. Informasjon om luktstoffene var derfor tilgjengelig fra de innsamlede dataene. Forklaringsvariabelen periode ble konstruert ved å dele studieperioden inn i tre deler A, B og C, hvor periode A er studiets først periode, B er studiets midterste periode og C er studiets siste periode. Oppdagelsessannsynlighet for de tre artene ble undersøkt i hver av de tre periodene for å undersøke om det var en eventuell reduksjon eller økning gjennom studieperioden. Avstand fra nærmeste vei ble standardisert og delt inn i primærvei og sekundærvei, og behandlet som to variabler. Informasjon om avstand fra nærmeste vei og veitetthet ble hentet fra Statens vegvesen (<https://www.vegvesen.no/>). Skogtetthet informasjon ble hentet inn fra Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO), hvor kartet AR50 ble brukt (<https://www.nibio.no/>).

Tabell 2: Forklaringsvariablene som ble vurdert på occupancy og oppdagelsessannsynlighet. X markerer hvilke variabler som ble brukt på ψ og p , enhet viser hvilken enhet de faktoriske variablene er oppgitt i og variasjonsbredde (range) viser variasjonsbredden mellom de faktoriske variablene. Variablene ble standardisert før de ble anvendt i analysen.

Forklaringsvariabler	Oppdagelses- sannsynlighet (p)	Occupancy (ψ)	Variasjonsbredde	Enhet
Luktstoffer	x		-	-
Avstand fra primærvei	x		184,6 – 11721,3	Meter
Avstand fra sekundærvei	x		101,9 – 6638,8	Meter
Andelen skog (AR50)		x	-	-
Periode	x		-	-
Veitetthet		x	0,06 – 0,13	Km/km ²

Først ble det konstruert en global modell for hver av artene. Den globale modellen inneholdt alle de potensielle forklaringsvariablene for p og ψ , og er den mest avanserte modellen. Etter den globale modellen ble det laget en nullmodell. Nullmodellen inneholder ingen variabler og er den enkleste av alle modeller, ψ (.) p (.). Videre ble ulike modeller testet, hvor forskjellige variabler som var ønskelig å teste opp mot hverandre for p og ψ ble undersøkt (tabell 4).

Akaike information Criterion (AIC) verdier ble brukt for å rangere modellene (Burnham & Anderson, 2003) og velge ut den beste tilpassede modellen for hver av studieartene. Den best tilpassede modellen er den modellen som best balansere informasjonsinnholdet og hvor informasjonstapet er minst, dette vil som regel være den modellen med lavest AIC verdi (Burnham et al., 2011; Wagenmakers & Farrell, 2004). Den modellen med lavest AIC verdi for hver av artene ble videre brukt til å estimere studieartenes oppdagelsessannsynlighet, occupancy og variabelenes effekt på disse parameterne. Hvis flere av modellene er rangert likt ($\Delta AIC < 2$) blir den enkleste av modellen anvendt videre. Luktstoffer og de andre variabelenes effekt på oppdagelsessannsynlighet og occupancy ble vurdert ved å undersøke p-verdier og estimerer fra de modellene med lavest AIC-verdier. Siden et av hovedmålene med dette studiet er å undersøke olfaktoriske tiltrekningsstoffers effekt på oppdagelsessannsynlighet vil luktstoffenes effekt på oppdagelses sannsynlighet vises uavhengig om luktstoff er med i toppmodellen til de tre artene eller ikke.

3. Resultater

Totalt var viltkameraene aktive i 1876 kameradøgn fordelt på 30 kameralokaliteter. Luktstoffene SFE, beveressens, rødrevkjertel og stinkdyressens var aktive ute i felt i 357, 369, 360 og 420 kameradøgn, mens kontrollen vann var aktiv i 336 kameradøgn. Fire mesopredatorarter ble fotografisk oppdaget; rødrev, grevling, mår og katt (*Felis catus*), og en annen predator, hund (*Canis lupus familiaris*). Det ble også oppdaget ulike fugle- og herbivore arter, disse ble derimot fjernet under sorteringsprosessen grunnet liten relevans for studiet. Totalt ble det fotografert 1508 bilder av mesopredatorer (+ hund) hvor 1276 av bildene var av de tre studieartene; rødrev, grevling og mår. I løpet av studieperioden ble rødrev oppdaget ved 100 anledninger, grevling ble oppdaget ved 51 anledninger og mår ble oppdaget ved 28 anledninger. Av de tre studieartene var rødrev den mest fotograferte etterfulgt av grevling og mår (se tabell 3).

Tabell 3: Oversikt over de fire mesopredatorene (+hund) oppdaget i dette studiet, antall bilder tatt av hver art, oppdaget antall begivenheter/anledninger og antall kameralokaliteter hvor artene ble oppdaget.

Arter	Antall bilder av studiearter	Oppdaget antall begivenheter/anledninger	Oppdaget ved antall kameralokaliteter (av 30)
Rødrev	560	100	27
Grevling	520	51	14
Mår	199	28	12
Katt	122	37	10
Hund	107	17	12

3.1 Mesopredator-occupancy

Den enkleste modellen med konstant occupancy og konstant oppdagelsessannsynlighet, ψ (.) p (.) (nullmodellen), produserte occupancy estimer på 0,94 (R5), 0,485 (G14) og 0,468 (M9) for studieartene rødrev, grevling og mår (tabell 4). Undersøkelse av ulike modeller hvor ψ og p fikk lov til å variere med forskjellig variabler viste seg å gi bedre tilpassede modeller med lavere AIC verdier enn nullmodellen. For rødrev var modell R1 den best tilpassende modellen og produserte et occupancy-estimat på 0,992 (95%CI: 0,989-0,995) (tabell 5). Den beste tilpassede modellen for grevling var modell G1 som produserte et occupancy-estimat på 0,553 (95%CI: 0,451-0,651) (tabell 5). Modellen M1 var den best tilpassende modellen for mår og produserte et occupancy-estimat på 0,548 (95%CI: 0,445-0,646) (tabell 5). Forklaringsvariablene «andel skog» og «veitetthet» viste ingen signifikant effekt på occupancy for noen av studieartene, og de best tilpassende modellen for de tre studieartene inneholdt ingen variabler for ψ . En sammenligning av de beste tilpassende modellenes estimer for hver art viste at rødrev var den arten med høyest occupancy etterfulgt av grevling og mår (se tabell 5).

Tabell 4: Modellene brukt for å undersøke mesopredator occupancy og oppdagelsessannsynlighet. Modellene er rangert med den best tilpassende modellen øverst. Tabellen viser de ulike modellenes variabler, AIC verdier, AIC forskjell, AIC modellvekt og antall parametere i hver modell.

ID	Modeller	AIC	ΔAIC	Wi	K
Rødrev					
R1	p(roadP)psi(.)	780,20	0,00	0,2822	3
R2	p(period + roadP)psi(.)	780,71	0,51	0,2182	5
R3	p(roadP)psi(roadD)	781,95	1,75	0,1175	4
R4	p(roadP + roadS) psi(.)	782,15	1,95	0,1064	4
R5	p(.) psi(.)	783,03	2,83	0,0685	2
R6	p(period)psi(.)	783,46	3,26	0,0552	4
R7	p(roadP)psi(roadD + forest)	783,84	3,64	0,0456	5
R8	p(roadP + lure + period)psi(.)	783,90	3,70	0,0443	9
R9	p(roadS) psi(.)	784,98	4,79	0,0258	3
R10	p(roadS + period)psi(.)	785,45	5,25	0,0204	5
R11	p(lure)psi(.)	787,61	7,41	0,0069	6
R12	p(lure + period)psi(forest)	788,55	8,35	0,0043	9
R13	p(lure + period + roadP + roadS)psi(roadD + forest)	789,27	9,07	0,0030	12
R14	p(period + lure)psi(road + forest)	790,52	10,33	0,0016	10
Grevling					
G1	p(period + roadP)psi(.)	389,91	0,00	0,77	5
G2	p(roadP + lure + period)psi(.)	392,69	2,78	0,19	9
G3	p(lure + period + roadP + roadS)psi(road + forest)	396,13	6,22	0,034	12
G4	p(roadS + period)psi(.)	407,52	17,61	1,2e-04	5
G5	p(period)psi(.)	409,12	19,20	5,2e-05	4
G6	p(lure + period)psi(forest)	411,49	21,58	1,6e-05	9
G7	p(period + lure)psi(roadD + forest)	413,33	23,42	6,4e-06	10
G8	p(roadP + roadS)psi(.)	415,76	25,85	1,9e-06	4
G9	p(roadP)psi(.)	417,18	27,26	9,3e-07	3
G10	p(roadP)psi(roadD)	418,78	28,86	4,2e-07	4
G11	p(lroadP)psi(roadD + forest)	420,07	30,15	2,2e-07	5
G12	p(lure)psi(.)	429,48	39,57	2,0e-09	6
G13	P(roadS)psi(.)	429,94	40,03	1,6e-09	3
G14	P(.)psi(.)	433,44	43,52	2,7-e10	2
Mår					
M1	p(roadS + period)psi(.)	269,37	0,00	0,6797	5
M2	p(roadS)psi(.)	271,93	2,56	0,1893	3
M3	p(roadP + roadS)psi(.)	273,70	4,33	0,7793	4
M4	p(lure + period + roadP + roadS)psi(road +forest)	276,03	6,66	0,0243	12
M5	p(period)psi(.)	277,27	7,90	0,0130	4
M6	p(period + roadP)psi(.)	279,27	9,90	0,0048	5
M7	p(lure + period)psi(.)	280,61	11,24	0,0024	9
M8	p(roadP + lure)psi(.)	280,77	11,40	0,0022	9
M9	p(.)psi(.)	281,08	11,71	0,0019	2

M10	p(period + lure)psi(roadD + forest)	281,61	12,24	0,0014	10
M11	p(lure)psi(.)	281,94	12,57	0,0012	6
M12	p(roadP)psi(.)	283,04	13,67	0,0007	3
M13	P(roadP)psi(road)	284,02	14,65	0,0004	4
M14	p)roadP(road + forest)	285,76	16,39	0,0002	5

Notater: Psi (ψ) er sannsynligheten for at en lokalitet er okkupert av en studieart og p er oppdagelsessannsynlighet for studieartene. K er antallet parametere i modellen. Δ AIC er forskjellen i AIC verdi mellom modellene, mens wi er AIC modellvekt. De ulike forklaringsvariablene; lure (luktstoffer), period (endring i oppdagelsessannsynlighet gjennom studieperiodens tre perioder (periode)), roadP (avstand fra nærmeste primærvei), roadS (avstand fra nærmeste sekundærvei), roadD (veitetthet) og forest (andelen skog rundt kameralokalitet).

Tabell 5: Den best tilpassede modellen for hver av studieartene med occupancy (ψ) og oppdagelsessannsynlighet (p) estimert fra intercept-verdier.

Arter	Beste modell	p (95%CI: lci - uci)	ψ (95%CI: lci - uci)
Rødrev	p(roadP)psi(.)	0,052 (0,035-0,077)	0,992 (0,989-0,995)
Grevling	p(period + roadP)psi(.)	0,091 (0,062-0,131)	0,553 (0,451-0,651)
Mår	p(roadS + period)psi(.)	0,032 (0,021-0,047)	0,548 (0,445-0,646)

Notater: Forklaringsvariablene for occupancy (ψ) og oppdagelsessannsynlighet (p) vises med: (.) = ingen variabler, roadP = avstand fra nærmeste primærvei, roadS = avstand fra nærmeste sekundærvei og period (periode) = oppdagelsessannsynlighet gjennom studieperiodens tre deler (A, B og C).

3.2 Mesopredator- oppdagelsessannsynlighet

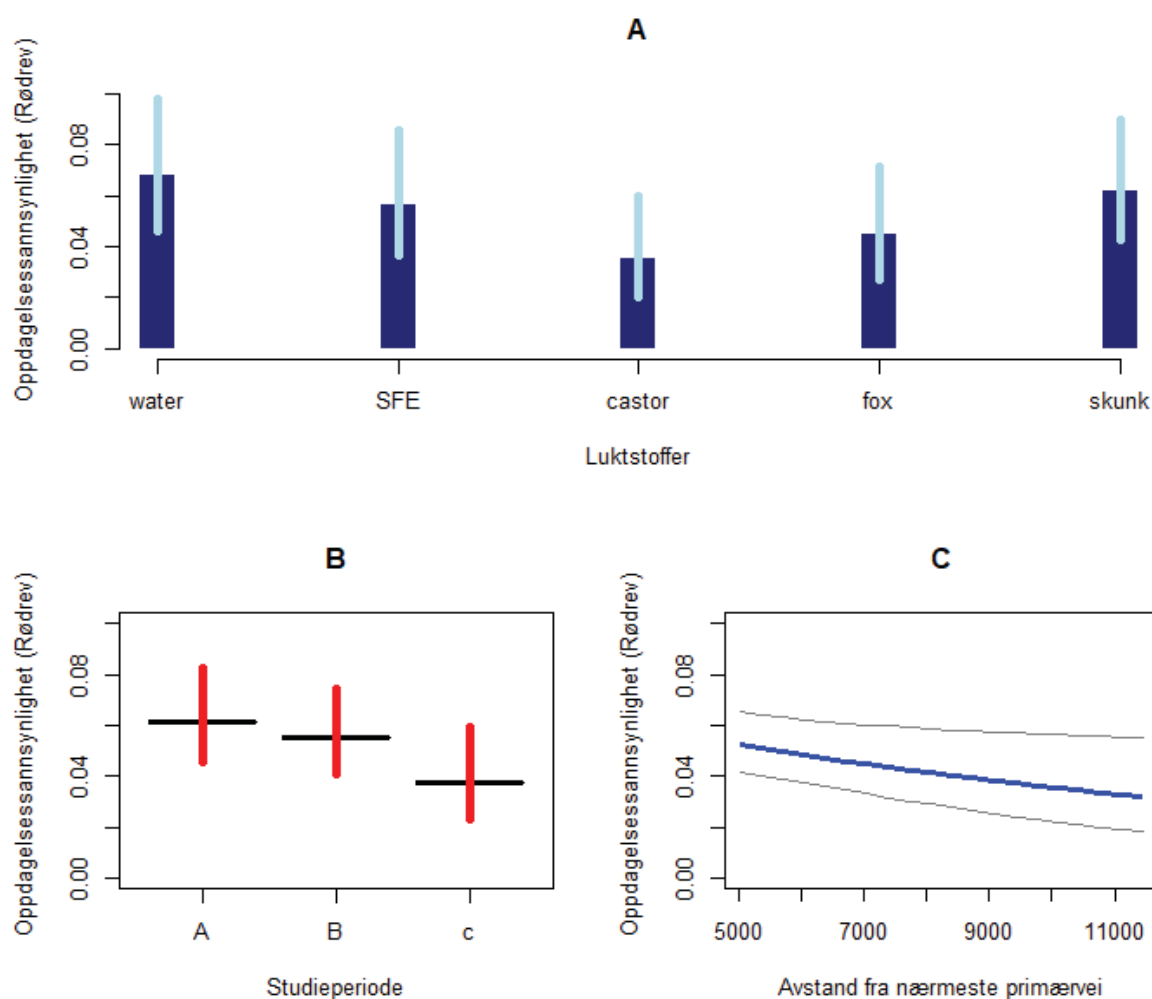
3.2.1 Rødrev

Rødrev ble oppdaget ved 27 av 30 kameralokaliteter og var den arten som ble oppdaget ved flest anledninger (se tabell 3). For rødrev var det fire modeller med Δ AIC lavere enn to. Her ble modell R1 valgt for å estimere oppdagelsessannsynlighet for rødrev siden dette var den enkleste modellen og den modellen med lavest AIC verdi (se tabell 4). Modell R1 inneholder forklaringsvariabelen «avstand fra nærmeste primærvei» for p og ingen variabel for ψ , og estimerer daglig oppdagelsessannsynlighet for rødrev til 0,052 (95%CI: 0,035-0,077) (se tabell 5). Luktstoff var ikke med i toppmodellen til rødrev, likevel vises lukststoffenes effekt på oppdagelsessannsynlighet da dette var et av hovedmålene ved studiet. Luktstoffene viste ingen signifikant effekt på oppdagelsessannsynlighet for rødrev (Vedlegg 2A). Beveressens nærmet seg et signifikant nivå (basert på 95% konfidensintervall), og viste en svak negativ effekt på oppdagelsessannsynlighet (figur 6A).

Avstand fra nærmeste primærvei hadde en signifikant negativ effekt på oppdagelsessannsynlighet av rødrev (tabell 6). Med økende avstand fra nærmeste primærvei observeres det en reduksjon i oppdagelsessannsynlighet (figur 6C). Det ble ikke observert noen signifikant økning eller reduksjon i oppdagelsessannsynlighet igjennom studieperioden (figur 6B). «Periode» var ikke med i toppmodellen til rødrev, men effekten vises likevel da det ble observert en svak negativ trend fra periode A (coef=-2,654, SE=0,165, $p=5,23e-58$) til B (coef=-0,128, SE=-0,562, $p=5,74e-01$) og til C (coef=-0,535, SE=0,292, $p=6,96e-02$).

Tabell 6: Occupancy - modellverdier fra den best tilpassede modellen for Rødrev (R1).

Variabel	Estimat	SE	z	P-verdi
Intercept	-2.90	0,119	-24,24	7,61e-130
RoadP	-0,27	0,118	-2,28	2,26e-02



Figur 6: Resultat fra occupancy-modellen til rev, hvor luktstoff og periode er lagt til. A: Viser luktstoffets effekt på oppdagelsessannsynligheten av rødrev med øvre og nedre konfidensintervall. Luktstoffene viser ingen signifikant effekt på oppdagelsessannsynlighet. B: Hvordan oppdagelsessannsynligheten har variert gjennom studieperiodens tre deler med konfidensintervall. Det ble ikke oppdaget en signifikant reduksjon eller økning, likevel kan man se en svak negativ trend. C: Viser hvordan oppdagelsessannsynligheten for rødrev avtar med økende avstand fra nærmeste primærvei med konfidensintervall.

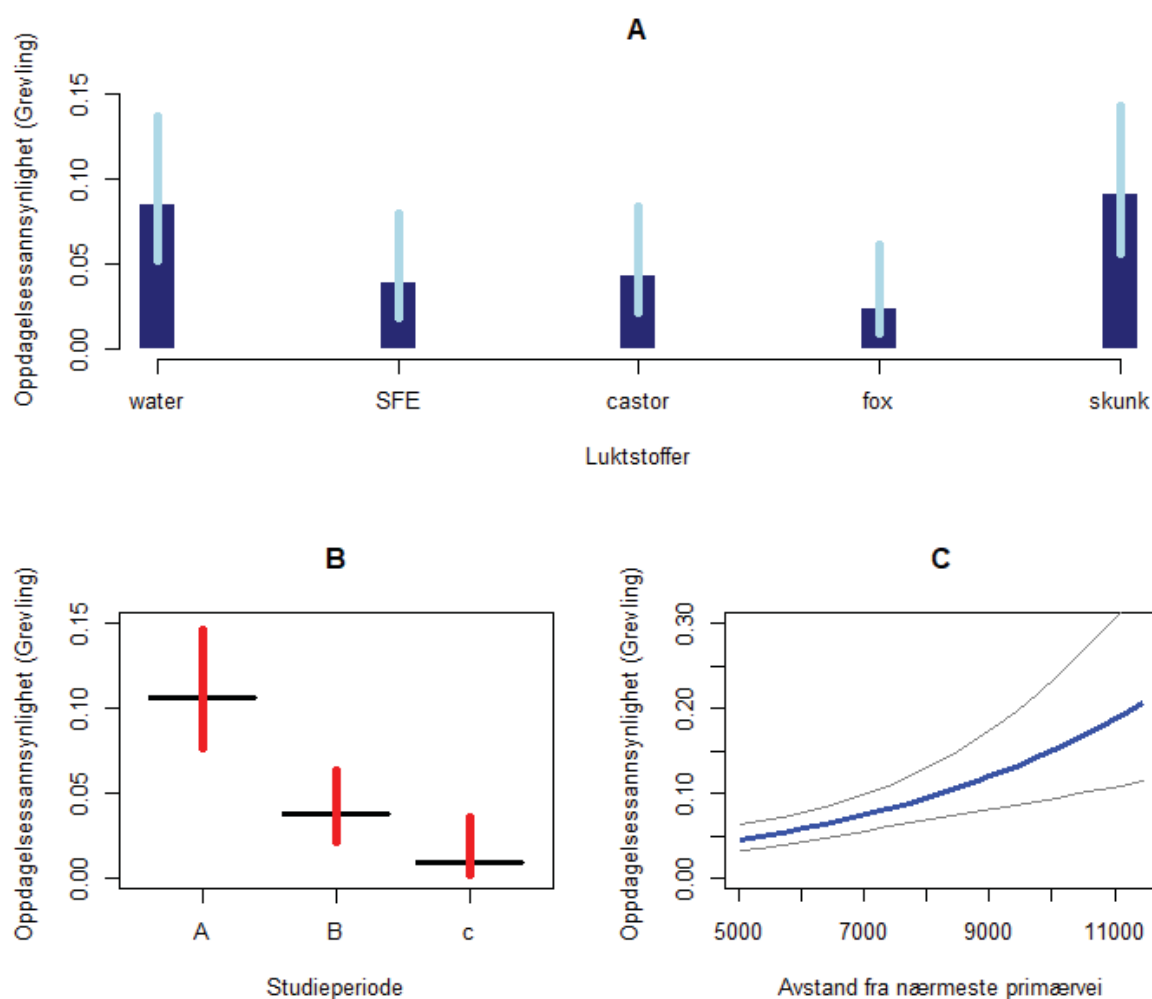
3.2.2 Grevling

Grevling ble oppdaget på 14 av 30 kameralokaliteter (tabell 3). Den best tilpassende modellen for å estimere oppdagelsessannsynlighet for grevling var G1, og inneholdt forklaringsvariablene «periode» og «avstand fra nærmeste primærvei» for p og ingen variabler for ψ (tabell 4). Modellen G1 estimerte daglig oppdagelsessannsynlighet for grevling til 0,091 (95%CI: 0,062-0,131). Grevling er dermed den arten med høyest oppdagelsessannsynlighets blant de tre studieartene (tabell 5). Luktstoff var ikke med i toppmodellen til grevling, og viste heller ingen signifikant positiv effekt på oppdagelsessannsynlighet (Vedlegg 2B). På den andre siden ble det oppdaget en negativ signifikant effekt av luktstoffet rødrevkjertel på oppdagelsessannsynlighet av grevling (figur 7A). Luktstoffet stinkdyressens viste en positiv effekt på oppdagelsessannsynlighet sammenlignet med luktstoffet rødrevkjertel (coef=1,419, SE=0,568, $p=1,24e-02$).

Det ble observert en signifikant reduksjon i oppdagelsessannsynlighet gjennom studieperioden (figur 7B). Grevling hadde høyest oppdagelsessannsynlighet i studieperiodens første del (A), og fikk en signifikant reduksjon i studieperiodens midterste del B, etterfulgt av en signifikant reduksjon i studiets siste periode C (tabell 7). Grevlingen var den eneste av studieartene som viste en signifikant reduksjon i oppdagelsessannsynlighet gjennom hele studieperioden. Økende avstand fra nærmeste primærvei viste en signifikant positiv effekt på oppdagelsessannsynlighet (tabell 7), og det ble observert en økning i oppdagelsessannsynlighet med økende avstand fra nærmeste primærvei (figur 7C).

Tabell 7: Occupancy - modellverdier fra den best tilpassede modellen for grevling (G1).

Variabler	Estimat	SE	z	P-verdi
Period A (intercept)	-2,307	0,210	-10,99	4,09e-28
Period B	-1,258	0,336	-3,74	1,82e-04
Period C	-2,623	0,736	-3,56	3,67e-04
RoadP	0,995	0,237	4,20	2,68e-05



Figur 7: Resultat fra occupancy-modellen til grevling hvor luktstoff er lagt til. A: Viser hvordan luktstoffene påvirker oppdagelsessannsynligheten av grevling med øvre og nedre konfidensintervall. Luktstoffet rødrevkjertel viser en negativ effekt. B: Viser hvordan oppdagelsessannsynlighet har variert gjennom studieperioden med konfidensintervall. Det er en signifikant reduksjon i studieperiode B og C. C: Viser hvordan oppdagelsessannsynlighet av grevling øker med avstand fra nærmeste primærvei, med konfidensintervall.

3.2.3 Mår

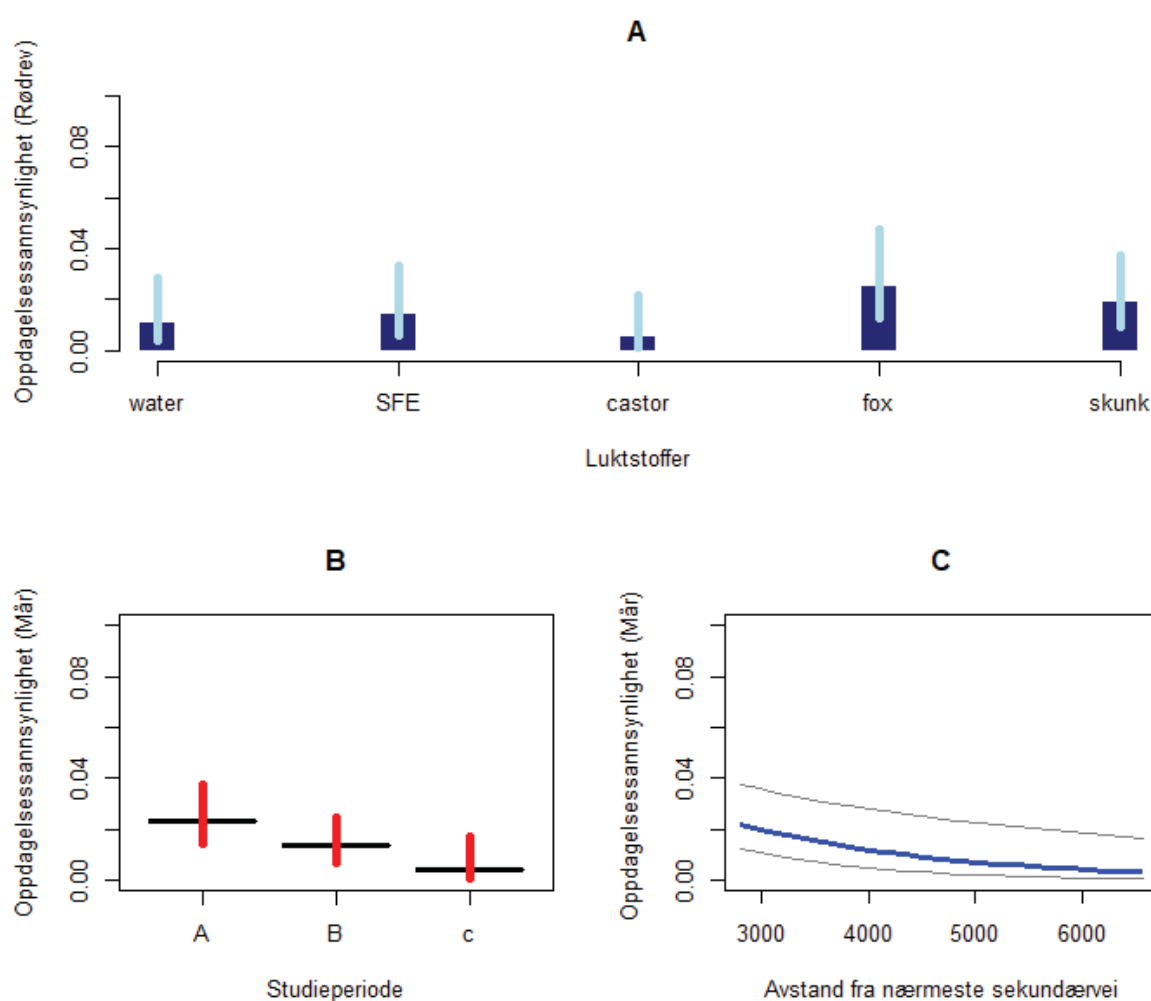
Mår ble oppdaget på 12 av 30 kameralokaliteter og var den studiearten som ble oppdaget ved færrest anledninger (tabell 3). Modell M1 var best tilpasset til å estimere oppdagelsessannsynlighet av mår, og inneholdt forklaringsvariablene «avstand fra nærmeste sekundærvei» og «periode» for p , og ingen variabler for ψ (tabell 4). Daglig oppdagelsessannsynlighet for mår ble gjennom modell M1 estimert til 0,032 (95%CI: 0,021-0,047). Mår er dermed den arten med lavest oppdagelsessannsynlighet av de tre studieartene (tabell 5). Luktstoff var heller ikke med i toppmodellen til mår, og viste ingen signifikant effekt på oppdagelsessannsynlighet (Vedlegg 2C, figur 8A).

For mår ble det observert en signifikant reduksjon i oppdagelsessannsynlighet i studieperiodens siste del C (figur 8B). Oppdagelsessannsynlighet for mår var høyest i studieperiode A, og det ble det ikke

observert en signifikant reduksjon fra studieperiode A til B (tabell 8). Økende avstand fra nærmeste sekundærvei viste en signifikant negativ effekt på oppdagelsessannsynlighet (tabell 8), hvor det ble observert en nedgang i oppdagelsessannsynlighet med økende avstand fra nærmeste sekundærvei (figur 8C).

Tabell 8: Occupancy-modellverdier fra den best tilpassede modellen for mår (M1)

Variabler	Estimat	SE	z	P-verdi
Period A (intercept)	-3,412	0,340	-10,029	1,14e-23
RoadS	-0,836	0,285	-2,930	3,39e-03
Period B	-0,395	0,418	-0,945	3,45e-01
Period C	-1,618	0,759	-2,131	3,31e-02



Figur 8: Resultat fra occupancy-modellen til mår hvor luktstoff er lagt til. A: Viser hvordan oppdagelsessannsynlighet av mår blir påvirket av luktstoffene med konfidensintervall. Luktstoffene viser ingen signifikant effekt på sannsynligheten for å oppdage mår. B: Viser hvordan oppdagelsessannsynligheten har variert gjennom studieperioden, med konfidensintervall. Det er en signifikant reduksjon i studieperiode C. C: Viser at oppdagelsessannsynlighet avtar med økende avstand fra nærmeste sekundærvei, med konfidensintervall.

4. Diskusjon

4.1 Studiespørsmål og interessante funn

Målet med dette studiet var gjennom bruk av fotografisk data fra viltkameraer å (1) kvantifisere fire forskjellige olfaktoriske luktstoffers effekt på mesopredatorer oppdagelsessannsynlighet foran viltkamera. Luktstoffene viste ingen signifikant effekt på oppdagelsessannsynlighet sammenlignet med kontrollen vann, med unntak av en negativ signifikant effekt av rødrevkjertel på grevling. Videre var det ønskelig å undersøke (2) hvordan den fotografiske oppdagelsessannsynligheten hos de tre studieartene varierte i studieområdet. Av de tre studieartene var rødreven den arten som ble oppdaget ved flest kameralokaliteter, etterfulgt av grevling og mår. Grevling var den arten med høyest oppdagelsessannsynlighet etterfulgt av rødrev og mår. Til slutt var det et mål å undersøke (3) ulike miljøfaktorer og andre variablers effekt på oppdagelsessannsynlighet og occupancy. Resultatene viste en signifikant reduksjon i oppdagelsessannsynlighet gjennom studieperioden for grevling og mår. Økende avstand fra nærmeste primærvei hadde en signifikant negativ effekt på oppdagelsessannsynlighet av rødrev, mens for grevling så man en signifikant positiv effekt.

4.2 Mesopredatorenes occupancy

Den estimerte verdien for rødrev occupancy (0,992, 95%CI: 0,989-0,995) viser at rødreven opptar det meste av studieområdet. Dette underbygger tidligere forskning som viser at rødreven evner å tilpasse seg og bruker habitater med forskjellig nivå av menneskelig aktivitet (Adkins & Stott, 1998; Luniak, 2004). Occupancy-estimaterne for grevling (0,553, 95%CI: 0,451-0,651) og mår (0,548, 95%CI: 0,445-0,646) antyder derimot en større begrensning i hvilke områder artene opptar. I Europa har man sett en økende bruk av urbane områder hvor både rødrev, grevling og mår drar nytte av et mildere mikroklima, mindre sannsynlighet for predasjon og tilgangen på antropogene matkilder (Luniak, 2004). I tillegg har artene gjennom gjentatte studier vist at de bruker og kan trives i områder med mye menneskelig aktivitet (Adkins & Stott, 1998; Herr et al., 2010; Morten Elmeros, 2005). Hvis disse artene drar nytte av urbaniserte områder skulle man kunne forvente at veitetthet ville hatt en positiv effekt på occupancy, tross dette viste veitetthet og andelen skog ingen signifikant effekt på studieartenes occupancy. Siden en økning i bruk av urbane områder innebærer en tilvenning til skogavkledde områder og høyere veitetthet, kan en mulig forklaring for dette resultatet være at artene er vant til områder med ulik grad av veitetthet og andel skog slik at disse variablene ikke har innvirkning på bruk av de ulike områdene.

4.3 Luktstoffenes effekt på mesopredators oppdagelsessannsynlighet

Oppdagelse er et nøkkelement i de fleste økologiske studier (O'Connell et al., 2011), og fremtidig forvaltning og studier vil dra nytte av å inkorporere virkemidler og metoder som kan øke oppdagelsessannsynlighet. I situasjoner hvor feltperioden er begrenset eller hvor sjeldne og flyktige arter skal studeres, vil en økning i oppdagelsessannsynlighet redusere tiden det tar for å oppdage arter. Dette vil det føre til en mer effektiv studie samtidig som man kan oppnå sikrere og mer robuste estimater gjennom større datamengde (Bischof et al., 2014b; Gerber et al., 2012). En økning i oppdagelsessannsynlighet vil også kunne være til stor hjelp i skadedyrkontroll, jaktuttak, merking og andre forvaltningsoppgaver (Thorn et al., 2009). Bruk av tiltrekningsmidler kan potensielt øke sannsynligheten for oppdagelse betraktelig (Sclexer, 2008). Tiltrekningsmidler kan deles inn i tre grupper; 1) naturlige tiltrekningsstoffer – dette kan være objekter eller stoffer som naturlig finnes i naturen, 2) lures – stoffer som tiltrekker predator gjennom luktesans, hørsel eller synet og 3) agn – stoffer eller objekter som tiltrekker seg dyret via lukt og smak, som ofte blir konsumert (Monterroso

et al., 2011; Sclixer, 2008). Olfaktoriske tiltrekningsstoffer som agn og lukt har ved gjentatte anledninger vist seg å ha en positiv effekt på oppdagelsessannsynlighet (Monterroso et al., 2011; Stratman & Apker, 2014; Thorn et al., 2009). Agn kan ofte bli konsumert eller fjernet fra lokaliteten det ble avsatt på, og må dermed byttes ofte for å oppnå ønsket effekt over lengre tid. Derfor burde bruk av agn øke oppdagelsessannsynlighet betraktelig for at det skal være lønnsomt (Thorn et al., 2009). Luktstoffer er vanskeligere å konsumere, særlig hvis det påføres en form for luktholder (luktpinne brukt i dette studiet) vil de kunne ha en effekt over lengre tid. Derfor kan luktstoffer være mer kostnadseffektivt og kanskje enda viktigere tidsbesparende sammenlignet med agn.

De utvalgte luktstoffene brukt i dette studiet har gjennom flere studier vist seg å ha en positiv effekt på oppdagelsessannsynlighet av ulike predatorer. Hunt et al. (2005) oppdaget at SFE hadde en positiv effekt på oppdagelsessannsynlighet av rødrev i Australia, det samme gjorde Vine et al. (2009) på rødrev i Wales. Stinkdyressens ble brukt av Bischof et al. (2014b) i Pakistan hvor den hadde en positiv effekt på oppdagelsessannsynlighet av både rødrev og snøleopard (*Panthera uncia*), mens beveressens hadde en mellomliggende effekt. Stinkdyressens viste seg også å være et effektivt luktstoff for å øke oppdagelsessannsynlighet av prærierev (*Vulpes velox*) og andre mesopredatorer i Colorado, USA (Stratman & Apker, 2014). I kontrast til de overnevnte studiene ble det ikke påvist noen signifikant effekt av luktstoffene på oppdagelsessannsynlighet av artene i dette studiet, med unntak av en signifikant negativ effekt av rødrevkjertel på grevling. Det kan være flere mulige årsaker til de uventede resultatene. Studieperioden kan ha vært for kort eller så kan det ha blitt brukt for få viltkamerakameraliteter for å oppnå en tilstrekkelig datamengde for å oppdage en effekt av luktstoffer på oppdagelsessannsynlighet. En annen mulig årsak for resultatene kan være mengden luktstoff som ble avsatt ved hver lokalitet. For å kunne oppnå en økning i oppdagelsessannsynlighet ved bruk av luktstoffer er man avhengig av å kunne tiltrekke ønskede arter fra ulike distanser. I dette studiet ble Q-tips dyppet i luktstoff og plassert i luktpinnen. Dette tilsvarer en luktstoffmengde på 0,5 ml. Sammenlignet med tidligere studier hvor luktstoff har blitt brukt for å øke oppdagelsessannsynlighet av mesopredatorer er 0,5 ml minimalt. Stratman og Apker (2014) brukte 5-10 ml stinkdyressens ved hver lukstasjon og hadde en positiv effekt på oppdagelsessannsynlighet av prærierev, mens 4 ml katteurin og 4 ml valerian olje ble brukt av Hanke og Dickman (2013) for å øke oppdagelsessannsynlighet hos villkatter (*Felis spp.*). Det er derfor mulig at 0,5 ml luktstoff ikke er tilstrekkelig for å kunne tiltrekke studieartene fra lengre distanser, og derfor ikke avgi en merkbar effekt på oppdagelsessannsynlighet.

På den andre siden viste resultatene at luktstoffet rødrevkjertel hadde en negativ effekt på oppdagelsessannsynlighet av grevling. Den negative effekten kan indikere at grevling unngår områder med sterk lukt av rødrev. Dette funnet var ganske overraskende da det ikke ble funnet noen forskning som viser unngåelse mellom disse artene. Funnet strider også til dels med tidligere forskning som viser at grevlingen ofte deler områder med rødrev (Neal & Cheeseman, 1996), og hvor store grevlinger ofte kan være dominante ved aggressive interaksjoner (Macdonald et al., 2004). Rødrev og grevling bruker ofte samme habitater og vil derfor måtte dele på ressursene (Ciampalini & Lovari, 1985; Kauhala et al., 1998), noe som kan tyde på interspesifikk konkurranse vil kunne forekomme. Interspesifikk konkurranse kan føre til unngåelse (Sinclair, 1985; Tannerfeldt et al., 2002), og i Spania er det dokumentert flere tilfeller hvor grevling blir drept av rødrev (Palomares & Caro, 1999). Grevlingens unngåelse av luktstoffet rødrevkjertel kan derfor være en respons for å unngå interaksjon og konkurranse med rødrev.

4.4 Miljøfaktorer og variabelers effekt på oppdagelsessannsynlighet

Oppdagelsessannsynlighet kan bli påvirket av ulike faktorer som adferd, tetthet, lokalmiljø, sesongeffekter og er derfor sjelden konstant over tid og rom (O'Connell et al., 2006). Studier gjennomført på amfibier har vist at faktorer som vær, temperatur og tetthet kan ha en signifikant effekt på oppdagelsessannsynlighet (Bailey et al., 2004; Pellet & Schmidt, 2005). Hvilke faktorer som påvirker oppdagelsessannsynlighet hos mesopredatorer vil kunne variere mellom arter. Wang et al. (2015) fant i sin studie at sannsynligheten for å oppdage grårev (*Urocyon cinereoargenteus*) og andre predatorer som prærieulv (*Canis latrans*) og rødgaupe (*Lynx rufus*) i California USA avtok med økt menneskelig aktivitet. I dette studiet ble effekten avstand fra nærmeste vei hadde på oppdagelsessannsynlighet undersøkt. Veier medfører ofte mye menneskelig aktivitet og deler opp landskapet. Dette kan føre til innvirkninger som unngåelse på grunn av støy og andre forstyrrende effekter (Forman & Alexander, 1998; Forman, 2000). Derfor vil man kunne forvente at noen mesopredatorer unngår områder i nær tilknytningen til veier og at oppdagelsessannsynlighet derfor er lavere i disse områdene. Likevel hadde økende avstand fra nærmeste primærvei en negativ effekt på oppdagelsessannsynlighet av rødrev. Denne negative effekten kan mulig forklares gjennom rødrevens diett. Rødreven er en opportunistisk omnivor og spiser gjerne åtsler hvis den har tilgang (Dell'Arte et al., 2007; Papageorgiou et al., 1988). Siden primærveier er veldig trafikkerte vil vilt påkjørsler forekomme og etterlate kadavre og søppel. En mulig forklaring på denne negative effekten kan derfor være at rødreven bruker slik områder i søken etter mat. Grevlingen er også kjent for å spise åtsler (Kruuk & Parish, 1981), men i motsetning til rødreven hadde økende avstand fra nærmeste primærvei en positiv effekt på oppdagelsessannsynlighet av grevling. Dette kan tyde på at grevlingen unngår områder i nær tilknytning til primærveier. Denne unngåelsen kan indikere at grevlingen er mer følsom overfor støy fra biler, men visuelle forstyrrelser og forurensing kan også ha en effekt (Forman & Alexander, 1998). I tillegg ferdes rødrev og andre predatorer langs veier (Forman & Alexander, 1998; May & Norton, 1996; Taylor et al., 1985), som diskutert over, kan resultatene fra luktstoffstudiet indikere at grevling unngår områder med lukt av rødrev, og grevlingens unngåelse av primærveier kan være en respons for å unngå konkurranse og predasjon fra rødrev og andre predatorer.

Resultatene viser en signifikant nedgang i oppdagelsessannsynlighet gjennom studieperioden for to av tre studiearter. Denne nedgangen kan skyldes sesongeffekter og ulike livshistoriestrategier hos artene. Studieperioden startet i midten av september og ble avsluttet i slutten av desember. I starten av studieperioden var det et forholdvis mildt høstklima uten snø, men senere utover studieperioden kom det flere snøfall og temperaturen sank (Yr.no, 2017) (vedlegg 1). Sent på høsten og utover vinteren kan mattilgangen være snever og for noen arter vil det være vanskelig å overleve. Grevlingen har fysisk tilpasset seg for å kunne gå i vintersøvn for å overleve denne perioden (Kitchener et al., 2017). Hos grevling ble det observert en signifikant nedgang i oppdagelsessannsynlighet gjennom studieperiodens tre deler. Siden studieperioden ble avsluttet i slutten av desember, vil det være naturlig at store deler av grevlingpopulasjonen i studieområdet hadde gått i vintersøvn i siste del av studieperioden. Derfor vil man kunne forvente at den observerte nedgangen i oppdagelsessannsynlighet hos grevling kan skyldes vintersøvn.

En studie gjennomført av Zielinski et al. (1983) i Tahoe nasjonal park i Nevada, viste at måren var mest dagaktiv i sommermånedene uten snø og mest nattaktiv gjennom vinter månedene. Studiet viste også at måren brukte store deler av sommeren til jakt og forflytning, mens aktiviteten avtok utover vinteren (Zielinski et al., 1983). Hos mår ble det ikke observert noen signifikant nedgang i

oppdagelsessannsynlighet fra studieperiodens første del (A) til periodens midterste del (B), derimot ble det observert en signifikant nedgang i studieperiodens siste del (C). Studieperiodens to første deler var uten snø og hadde forholdsvis milde temperaturer. I den siste delen av studieperioden sank temperaturen og det kom flere snøfall. Lave temperaturer og snøfall kan føre til mindre aktivitet (Zielinski et al., 1983). Mindre aktivitet kan gjøre måren vanskeligere å oppdage, noe som kan føre til lavere oppdagelsessannsynlighet. Dette kan være en mulig forklaring på den signifikante nedgangen i oppdagelsessannsynlighet i studieperiode C. Det ble ikke observert noen signifikant nedgang i oppdagelsessannsynlighet hos rødvrev gjennom studieperioden, men det var mulig å observere en svak negativ trend. Denne trenden kan skyldes at man ofte får en økning i tallrikhet (abundance) hos rødvrev om høsten grunnet mer uavhengighet og økt aktivitet hos juvenile individer (Phillips et al., 1972), mens senere på høsten og utover vinteren vil man kunne oppleve en nedgang i tallrikhet grunnet høyere jaktdødelighet og naturlig dødelighet på grunn av mindre mat, sykdommer og et tøffer klima (Coman, 1988; Phillips et al., 1972). En økning i tallrikhet tidlig på høsten kan forklare at oppdagelsessannsynlighet er høyest i denne perioden, og en nedgang senere på høsten og utover vinter vil kunne forklare nedgangen i oppdagelsessannsynlighet senere i studiet.

4.5 Viltkameras potensielle effekt på oppdagelsessannsynlighet

Bruk av viltkameraer viste seg å være en effektiv og ikke-påtrengende metode for å oppdage mesopredatorer, dette funnet stemmer godt overens med tidligere resultater (Cutler & Swann, 1999; Jordan & Lobb-Rabe, 2015; Silveira et al., 2003). Likevel vil både kamera og kamerahus kunne avgi lyder og andre forstyrrende momenter som kan påvirke adferden og virke skremmende for studieartene (Alexy et al., 2003; O'Connell et al., 2011). Den forstyrrende effekten fra viltkameraer er trolig minimal sammenlignet med menneskelig observasjon på stedet (Griffiths & van Schaik, 1993; O'Connell et al., 2006), men likevel til stede. Ved flere anledninger festet studieartene blikket på kamera og direkte kontakt forekom ved noen få anledninger. Dette tyder på at tilstedeværelse av viltkamera kan ha en form for påvirkning. Det ble brukt fem ulike modeller av Reconyx i dette studiet, og modellen var utstyrt med forskjellige egenskaper og funksjoner. Flere av kameraene er utstyrt med en LED-blits, mens andre har infrarød og usynlig blits. I den statistiske analysen ble det ikke tatt hensyn til de ulike kameraenes egenskaper og deres eventuelle effekt på oppdagelsessannsynlighet hos de tre artene. Dette kan ha ført til en feilmåling i resultatene, men et studie gjennomført av Cove et al. (2012) viste at viltkameratype hadde liten effekt på oppdagelsessannsynlighet hos mesopredatorer. Viltkameraer med blits hadde en oppdagelses-sannsynlighet på 0,56 ($\pm 0,04$ SE), mens infrarøde kameraer hadde en oppdagelsessannsynlighet på 0,58 ($\pm 0,05$ SE). Dette kan tyde på at viltkameraenes effekt på oppdagelsessannsynlighet ikke har en så stor påvirkning på resultatene som første antatt, men man kan likevel ikke avskrive viltkameras potensiale som forstyrrende moment. I tillegg krever viltkameraer vedlikehold for å kunne fungere over lengre perioder. Ved menneskelig besøk av kameralokalitet vil lukt kunne bli avsatt. Menneskelig lukt vil kunne virke avskrekkende, men man har også sett at den kan virke tiltrekkende (Whelan et al., 1994). Derfor burde man prøve å begrense tiden som blir brukt og eventuelle inngrep man gjør i umiddelbar nærhet av kameralokaliteten (Cutler & Swann, 1999), for å minimere avsatt lukt og ulike inngrep som kan påvirke adferden og oppdagelsessannsynlighet hos de ulike artene.

4.6 Datainnsamling og statistiskmetode

En occupancy-modell avhenger av at flere forutsetninger ligger til rette ved innhenting av data (MacKenzie et al., 2002). Den første forutsetningen tilsier at lokaliteten og områder rundt må være stengt for endring i occupancy gjennom studieperioden (MacKenzie et al., 2002). Tidligere i

diskusjonen ble en endring i jaktdødelighet og naturlig dødelighet nevnt som mulige årsaker for den observerte nedgangen i oppdagelsessannsynlighet gjennom studieperioden for rødrev. Denne forklaringen avviker fra den første forutsetningen, men ble likevel nevnt siden dette er en årsak som potensielt kan forklare den negative trenden. Den andre forutsetningen slår fast at arter aldri blir falskt oppdaget når de ikke er til sted, og at arter som er til sted kan bli oppdaget eller ikke. Viltkameraene ga god visuell informasjon, som gjorde det enkelt og skille mellom arter. I tillegg er det enkelt og skille studieartene fra resten av norsk fauna. Den tredje og siste forutsetningen tilsier at oppdagelse av en art på en lokalitet er uavhengig fra observasjoner ved andre lokaliteter (MacKenzie et al., 2002). Det var forholdsvis store avstander mellom hver kameralokalitet, og det ble derfor ikke forventet noen overlapp ($> 2,3$ km). Siden viltkameraer er sett på som en ikke-påtrengende overvåkningsmetode, vil man kunne forvente at viltkameraene ikke vil påvirke muligheten til å oppdage artene på en eller flere lokaliteter gjentatte ganger (Linkie et al., 2007; O'Connell et al., 2011).

Økologiske parametere som tetthet, tallrikhet (abundance) og occupancy har ved flere anledninger blitt estimert ved en indirekte tilnærming (hår, avføring, og spor) eller gjennom direkte menneskelig observasjon (Belant, 2003; Solberg et al., 2006; Stanley et al., 2005), men slike fremgangsmåter er ofte tidkrevende. Gjennom dette studiet forekom direkte menneskelig observasjon aldri, og spor og andre tegn ble sjeldent funnet. En indirekte eller direkte fremgangsmåte uten viltkameraer i dette studiet ville derfor ført til en liten datamengde som ville gjort det vanskelig å oppnå pålitelige estimater for occupancy og oppdagelsessannsynlighet. I tillegg ville en slik metode i dette studiet vært vanskelig med tanke på begrenset tid, arbeidskraft og økonomiske midler.

4.7 Anbefalinger til forvaltning

Siden luktstoffene ikke vist noen klar positiv effekt på oppdagelsessannsynlighet er det ikke mulig å anbefale noen av luktstoffene til videre bruk. I kontrast viste luktstoffet rødrevkjertel en negativ effekt på oppdagelsessannsynlighet hos grevling, og vil derfor ikke anbefales for å tiltrekke denne arten. Resultatene viste også at oppdagelsessannsynlighet for grevling og mår var høyest i starten av studieperioden, dette tilsvarer september og oktober. Senere studier og eventuelle uttak av disse artene vil være enklere i disse månedene sammenlignet med senere på høsten. I tillegg så rødreven ut til å favorisere områder i nær tilknytning til primærveier. Dette medfører at oppdagelse- og fangstsannsynlighet vil være høyere for rødrev i slike områder.

Selv om viltkameraer viste seg å være en effektiv metode for å oppdage og overvåke mesopredatorer i Skandinavia, er det likevel flere hensyn som må overveies for å optimalisere bruken og for å øke oppdagelsessannsynlighet foran kamera. Oppsett av kamera og valg av lokalitet kan avgjøre sannsynligheten for å oppdage arter (Trolle & Kery, 2005), samtidig kan det utgjøre forskjellen mellom god og dårlig visuell informasjon. Kamera må plasseres og vinkles i den retning hvor man forventer å oppdage artene, og det er viktig å ta hensyn til helningen i landskapet og avstander. For kort avstand kan gi ufullstendige bilder, mens med for lang avstand kan man risikere at kamera ikke utløses og man går glipp av en observasjon (Bridges et al., 2004). Denne utfordringen kan minimeres ved å plassere kamera der man har en innsnevring i terrenget som begrenser artens mulighet for å passere. Slike innsnevringer kan være inntil fjellsider, små daler, elver, eller andre hindringer i landskapet. Mesopredatorer og pattedyr generelt bruker ofte faste områder og bevegelser mønstre. Dette kan være alt fra faste migrasjonsruter, hi, revirer og hjemmeområder (Berger, 2004; Coman et al., 1991; Sargeant & Warner, 1972). Plassering av kamera i nærheten av slike områder vil kunne øke

sannsynligheten for å oppdage ønskede arter. Viltkameraer er bygd forskjellig og har ulike egenskaper og kvalifikasjoner som burde overveies før man tar dem i bruk (O'Connell et al., 2011). For å unngå uønskede komplikasjoner vil det anbefales at man setter seg inn i hvordan kamera fungerer, hvilke innstillinger som anbefales og at man tester utstyret før det tas i bruk. Kontakt gjerne andre forskere eller personell som har erfaring med bruk av viltkamera. I urbane områder eller i områder med mye menneskelig aktivitet hvor vandalisme og tyveri kan forkomme, vil fastmonterte kamerahus med lås være viktig for å forhindre tyveri, men også for å beskytte kamera mot vær og vind.

4.8 Studiebegrensninger

Resultat fra luktstoffstudiet var uventet. På grunn av luktstoffenes positive effekt på oppdagelsessannsynlighet av mesopredatorer ved gjentatte tidligere studier, er det lite trolig at de ikke skulle ha noen positiv effekt på mesopredatorenes oppdagelsessannsynlighet her i Skandinavia. Sannsynligheten er derfor større for at datainnsamlingsperioden og antall kameraer ikke var tilstrekkelig for å få en stor nok datamengde for å oppdage en effekt av luktstoff på oppdagelsessannsynlighet. Liten datamengde kan medføre svak modell-nøyaktighet (Hernandez et al., 2006), og det kan ha påvirket resultatene. Samtidig kan liten datamengde føre til lav statistisk kraft (Button et al., 2013), og i dette studiet redusere sannsynligheten for oppdage luktstoffenes sanne effekt på oppdagelsessannsynlighet. Liten datamengde i kombinasjon med en kort datainnsamlingsperiode øker også sannsynligheten for at uønskede tilfeldige effekter og hendelser påvirker resultatene. Siden viltkameraene som ble brukt i dette studiet var satt ut av NINA som en del av SCANDLYNX-prosjektet, var lokalitetene nøye valgt ut for å maksimere sannsynligheten for oppdage gaupe og andre predatorer (Odden, 2015). Kameraene kan derfor ha vært plassert på områder mesopredatorene passerte, uavhengig av tilstedeværelse av luktstoff, og hvis dette er tilfelle, gjør det det vanskelig å oppdage luktstoffenes sanne effekt på oppdagelsessannsynlighet.

Klima vil kunne påvirke luktstoffenes varighet ute i felt (Giman et al., 2007). Alle luktstoffene brukt i dette studie med unntak av rødrevkjertel er flytende. Ved temperaturer under null grader celsius vil disse kunne fryse og deres olfaktoriske effekt minimeres (Thorn et al., 2009). Dette kan også være en mulig forklaring på hvorfor oppdagelsessannsynligheten minsket utover i studiet (vedlegg 1). En reduksjon i luktstoffenes effekt vil også kunne forekomme i perioder med mye regn hvor luktstoffene tynnes ut eller vaskes vekk. Mengden luktstoff avsatt på hver luktstasjon kan også ha en effekt på oppdagelsessannsynlighet. Sammenlignet med tidligere luktstoffstudier ble det i dette studiet avsatt minimalt med luktstoff på hver luktstasjon (Hanke & Dickman, 2013; Monterroso et al., 2011; Stratman & Apker, 2014). Den minimale mengden luktstoff kan ha gjort det vanskelig å tiltrekke studieartene over lengre distanser, og derfor hatt liten effekt på artenes oppdagelsessannsynlighet.

Som med mye annen teknologi kan det oppstå problemer med utstyret, og viltkameraer er intet unntak. Gjennom dette studiet forekom både mekaniske problemer med kamera, batterisvikt og ødelagte SSD-kort. Dette førte til at det var flere datainnsamlingsrunder hvor data manglet ved flere kameralokaliteter. Til sammen førte kamerafeil til at 14 kameraer hadde perioder hvor de ikke var aktive gjennom studieperioden, og dette tilsvarer et tap på 224 kameradøgn.

4.9 Forslag til videre studier

Ved framtidig bruk av luktstoff for å øke oppdagelsessannsynlighet av mesopredatorer og andre arter, vil det anbefales å øke mengden luktstoff for å oppnå større effekt (>4ml) (Hanke & Dickman, 2013; Stratman & Apker, 2014). Ved en økning i mengde luktstoff vil lukten potensielt kunne bli oppdaget fra lengre distanser, og gi en større effekt på oppdagelsessannsynlighet. Et alternativ til å øke mengden luktstoff vil være å øke antall kameralokaliteter i studieområdet. Ved en økning i antall kameralokaliteter vil en større andel av studieområdet bli overvåket og sannsynligheten for å oppdage studieartene øke (Thorn et al., 2009). For å unngå at uønskede klimatiske effekter skal redusere luktstoffenes varighet og effekt ut i felt, vil det anbefales at det tilsettes glyserol for å forhindre at luktstoffene fryser. Bruk av oljebaserte luktstoffer vil også være å anbefale siden man kan forvente at de er mer motstandsdyktige mot regn (Giman et al., 2007). En kombinerende av oljebaserte luktstoffer med en form for luktstoffbeholder som beskytter mot klima og andre ytre faktorer, vil anbefales for å maksimere luktstoffets effekt over lengre tid.

Det kunne vært interessant å teste hvordan oppdagelsessannsynlighet blir påvirket av sesongvariasjoner. En undersøkelse av hvordan ulike variabler påvirker oppdagelsessannsynlighet gjennom hele året vil kunne vært interessant siden innvirkningen vil kunne variere med ulike miljøforhold som temperatur, fuktighet, nedbørsmengde og snømengde, og økologiske forhold som for eksempel paringssesong. Videre testing av ulike luktstoffer vil være nødvendig for å finne artsspesifikke luktstoffer som kan brukes for å øke oppdagelse-/fangstsannsynligheten av rødrev, grevling, mår og andre studiearter. Luktstoffene brukt i dette studiet burde testes ut mer for å oppnå sikrere resultater før man drar noen konklusjoner. Andre luktstoffer som fiskeolje, catnip (olje) (Jordan & Lobb-Rabe, 2015) og «valerian» olje (Saunders & Harris, 2000) burde også testes ut på grunn av positive effekter på oppdagelsessannsynlighet av mesopredatorer i andre studier. Videre burde det også testes for sesongspesifikke luktstoffer, mengden luktstoff som burde avsettes på luktstasjonene og hvor høyt over bakken luktstoffet burde avsettes for å maksimere luktstoffets effekt på oppdagelsessannsynlighet.

5. Konklusjon

Viltkameraer har vist seg å fungere godt for å oppdage flyktige mesopredatorer i Skandinavia. Bruk av viltkameraer gjorde det mulig å samle inn data over flere områder og perioder enn hva som ville vært mulig gjennom direkte menneskelig observasjon i dette studiet. Selv om viltkameraer regnes som en ikke-påtrengende overvåkningsmetode som avgir minimalt med forstyrrelser (Cutler & Swann, 1999; O'Connell et al., 2011; Silveira et al., 2003) var det flere individer som tydelig la merke til kamera. Min erfaring, selv med profesjonelle viltkameraer som Reconyx, er at det er umulig å fjerne alle former for forstyrrelser, særlig når selv kameraer uten blits vil kunne bli lagt merke til eller avgi lyder som blir hørt av dyr (Rovero et al., 2013).

Rødrev ble oppdaget ved 90 prosent av kameralokaliteten og har et høyere occupancy-estimat enn grevling og mår som ble oppdaget ved nesten 50 prosent av kameralokalitetene. Grevlingen hadde betraktelige høyere oppdagelsessannsynlighet enn de to andre artene, mens sannsynligheten for å oppdage rødrev i studieområdet var litt høyere enn for mår. Dette resultatet kan tyde på at rødreven er mer utbredt og opptar større deler av studieområdet enn de to øvrige artene. Rødreven har også et betydelig større hjemmeområde enn grevling og mår (Cavallini, 1996; Goszczyński, 2002; Morten Elmeros, 2005; Zalewski et al., 1995), noe som vil kunne føre til at rødreven beveger seg mer over større distanser. Dette kan gjøre at rødreven blir oppdaget ved flere lokaliteter og dermed får et høyere occupancy-estimat.

Resultatene indikerer at oppdagelsessannsynlighet hos mesopredatorene varierer mellom arter, tid og sted. Sesongeffekter, livshistoriestrategier og andre miljøfaktorer som avstand fra nærmeste vei viste seg å påvirke sannsynligheten for å oppdage artene. Det ble ikke påvist noen positiv effekt av luktstoffer på oppdagelsessannsynlighet i dette studiet, men på grunn av luktstoffenes positive effekt i tidligere predatorstudier, er det sannsynlig at effekten ikke ble fanget opp i dette studiet på grunn av for liten mengde luktstoff avsatt på luktstasjon eller på grunn av for liten og ikke tilstrekkelig datamengde som kan ha ført til svak modellnøyaktighet og lav statistisk kraft. Med en klarere forståelse av hvilke faktorer som påvirker mesopredatorenes oppdagelsessannsynlighet og hvilke tiltak som kan settes i verk for å øke sannsynligheten for oppdagelse, vil man kunne effektivisere senere studier og forvaltningsoppgaver, mens occupancy-estimer kan bli brukt til å overvåke artenes trender og utbredelse. Ved å inkludere ulike miljøfaktorer og variabler som sier noe om menneskelig påvirkning i modellene, kan modellene bli brukt som en pekepinn på hvilke faktorer som er med og styrer artenes distribusjon og occupancy (Tobler et al., 2015). Man vil også kunne undersøke hvilke faktorer som påvirker sannsynlighet for å oppdage mesopredatorer og andre arter i Skandinavia og flere deler av verden.

6. Litteraturliste

- Adkins, C. A. & Stott, P. (1998). Home ranges, movements and habitat associations of red foxes *Vulpes vulpes* in suburban Toronto, Ontario, Canada. *Journal of Zoology*, 244 (3): 335-346.
- Alexy, K. J., Brunjes, K. J., Gasset, J. W. & Miller, K. V. (2003). Continuous remote monitoring of Gopher Tortoise burrow Use. *Wildlife Society Bulletin (1973-2006)*, 31 (4): 1240-1243.
- Andelt, W. F. (1985). Behavioral ecology of coyotes in South Texas. *Wildlife Monographs* (94): 3-45.
- Bailey, L. L., Simons, T. R. & Pollock, K. H. (2004). Estimating site occupancy and species detection probability parameters for terrestrial salamanders. *Ecological Applications*, 14 (3): 692-702. doi: 10.1890/03-5012.
- Beasley, J. C., Olson, Z. H., Beatty, W. S., Dharmarajan, G. & Rhodes, O. E., Jr. (2013). Effects of culling on mesopredator population dynamics. *PLOS ONE*, 8 (3): e58982. doi: 10.1371/journal.pone.0058982.
- Belant, J. L. (2003). A hairsnare for forest carnivores. *Wildlife Society Bulletin (1973-2006)*, 31 (2): 482-485.
- Berger, J., Stacey, P. B., Bellis, L. & Johnson, M. P. (2001). A mammalian predator-prey imbalance: Grizzly bear and wolf extinction affect avian neotropical migrants. *Ecological Applications*, 11 (4): 947-960. doi: 10.1890/1051-0761(2001)011[0947:AMPPIG]2.0.CO;2.
- Berger, J. (2004). The last mile: How to sustain long-distance migration in mammals. *Conservation Biology*, 18 (2): 320-331. doi: 10.1111/j.1523-1739.2004.00548.x.
- Bevanger, K. (2007). *Skogen*. 2 utg. Oslo: J. W. Cappelens Forlag.
- Bevanger, K. (Udatert). *Grevling Meles meles (Linnaeus, 1758)*. Artsdatabanken: Norsk institutt for naturforskning. Tilgjengelig fra: <https://www.artsdatabanken.no/Pages/182509> (lest 09.11.17).
- Bischof, R. & Swenson, J. E. (2012). Linking noninvasive genetic sampling and traditional monitoring to aid management of a trans-border carnivore population. *Ecological Applications*, 22 (1): 361-373. doi: 10.1890/11-0013.1.
- Bischof, R., Ali, H., Kabir, M., Hameed, S. & Nawaz, M. A. (2014a). Being the underdog: an elusive small carnivore uses space with prey and time without enemies. *Journal of Zoology*, 293 (1): 40-48. doi: 10.1111/jzo.12100.
- Bischof, R., Hameed, S., Ali, H., Kabir, M., Younas, M., Shah, K. A., Din, J. U. & Nawaz, M. A. (2014b). Using time-to-event analysis to complement hierarchical methods when assessing determinants of photographic detectability during camera trapping. *Methods in Ecology and Evolution*, 5 (1): 44-53. doi: 10.1111/2041-210X.12115.
- Bischof, R., Gregersen, E. R., Brøseth, H., Ellegren, H. & Flagstad, Ø. (2016). Noninvasive genetic sampling reveals intrasex territoriality in wolverines. *Ecology and Evolution*, 6 (5): 1527-1536. doi: 10.1002/ece3.1983.
- Bischof, R., Steyaert, S. M. J. G. & Kindberg, J. (2017). Caught in the mesh: roads and their network-scale impediment to animal movement. *Ecography*, 40 (12): 1369-1380. doi: 10.1111/ecog.02801.
- Bridges, A. S., Fox, J. A., Olfenbuttel, C. & Vaughan, M. R. (2004). American black bear denning behavior: observations and applications using remote photography. *Wildlife Society Bulletin*, 32 (1): 188-193. doi: 10.2193/0091-7648(2004)32[188:ABDBO]2.0.CO;2.
- Brooks, R. T. (1996). Assessment of two camera-based systems for monitoring arboreal wildlife. *Wildlife Society Bulletin (1973-2006)*, 24 (2): 298-300.
- Burnham, K. P. & Anderson, D. R. (2003). *Model selection and multimodel inference: A practical information-theoretic approach*. New York: Springer
- Burnham, K. P., Anderson, D. R. & Huyvaert, K. P. (2011). AIC model selection and multimodel inference in behavioral ecology: some background, observations, and comparisons. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 65 (1): 23-35. doi: 10.1007/s00265-010-1029-6.

- Button, K. S., Ioannidis, J. P. A., Mokrysz, C., Nosek, B. A., Flint, J., Robinson, E. S. J. & Munafò, M. R. (2013). Power failure: why small sample size undermines the reliability of neuroscience. *Nature Reviews Neuroscience*, 14: 365-376. doi: 10.1038/nrn3475.
- Cavallini, P. (1996). Variation in the social system of the red fox. *Ethology Ecology & Evolution*, 8 (4): 323-342. doi: 10.1080/08927014.1996.9522906.
- Chapron, G., Kaczensky, P., Linnell, J. D. C., Von Arx, M., Huber, D., Andrén, H., López-Bao, J. V., Adamec, M., Álvares, F., Anders, O., et al. (2014). Recovery of large carnivores in Europe's modern human-dominated landscapes. *Science*, 346 (6216): 1517-1519. doi: 10.1126/science.1257553.
- Ciampalini, B. & Lovari, S. (1985). *Food habits and trophic niche overlap of the badger (Meles meles) and the red fox (Vulpes vulpes) in a Mediterranean coastal area*.
- Coman, B. (1988). The age structure of a sample of red foxes (*Vulpes-vulpes* L) taken by hunters in victoria. *Wildlife Research*, 15 (3): 223-229. doi: <https://doi.org/10.1071/WR9880223>.
- Coman, B., Robinson, J. & Beaumont, C. (1991). Home range, dispersal and density of red foxes (*Vulpes vulpes* L.) in central Victoria. *Wildlife Research*, 18 (2): 215-223. doi: <https://doi.org/10.1071/WR9910215>.
- Cove, M. V., Jones, B. M., Bossert, A. J., Clever, D. R., Dunwoody, R. K., White, B. C. & Jackson, V. L. (2012). Use of camera traps to examine the Mesopredator Release hypothesis in a fragmented Midwestern landscape. *The American Midland Naturalist*, 168 (2): 456-465. doi: 10.1674/0003-0031-168.2.456.
- Crooks, R. K. & Soulé, M. E. (1999). Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. *Nature*, 400: 563-566. doi: 10.1038/23028.
- Cutler, T. L. & Swann, D. E. (1999). Using remote photography in wildlife ecology: A review. *Wildlife Society Bulletin (1973-2006)*, 27 (3): 571-581.
- Dannevig, P. & Harstveit, K. (2013). *Klima i Norge*. I.: Stor norske leksikon. Tilgjengelig fra: [https://snl.no/Klima i Norge](https://snl.no/Klima_i_Norge) (lest 30.01.2018).
- De Marinis, A. M. & Masseti, M. (1995). Feeding habits of the pine marten *Martes martes* L., 1758, in Europe: a review. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy*, 7 (1-2). doi: 10.4404/hystrix-7.1-2-4063.
- Dearing, M. D. & Disney, L. (2010). Ecology of hantavirus in a changing world. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1195 (1): 99-112. doi: doi:10.1111/j.1749-6632.2010.05452.x.
- Dell'Arte, G. L., Laaksonen, T., Norrdahl, K. & Korpimäki, E. (2007). Variation in the diet composition of a generalist predator, the red fox, in relation to season and density of main prey. *Acta Oecologica*, 31 (3): 276-281. doi: <https://doi.org/10.1016/j.actao.2006.12.007>.
- Elmhagen, B., Berteaux, D., Burgess, R. M., Ehrich, D., Gallant, D., Henttonen, H., Ims, R. A., Killengreen, S. T., Niemimaa, J., Norén, K., et al. (2017). Homage to Hersteinsson and Macdonald: climate warming and resource subsidies cause red fox range expansion and Arctic fox decline. *Polar Research*, 36 (sup1): 3. doi: 10.1080/17518369.2017.1319109.
- Estes, J. A. (1996). Predators and ecosystem management. (special issue on predators). *Wildlife Society Bulletin*, 24 (3): 390.
- Fiske, I. & Chandler, R. B. (2011). unmarked: An R package for fitting hierarchical models of wildlife occurrence and abundance. *Journal of Statistical Software*, 43 (10): 1-23.
- Forman, R. T. T. & Alexander, a. L. E. (1998). Road and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29 (1): 207-231. doi: 10.1146/annurev.ecolsys.29.1.207.
- Forman, R. T. T. (2000). Estimate of the area affected ecologically by the road system in the United States. *Conservation Biology*, 14 (1): 31-35. doi: 10.1046/j.1523-1739.2000.99299.x.
- Fremstad, E. (1998). *Vegetasjonstyper i Norge*. NINA Temahefte 12. Trondheim.
- Frey, S. N. & Conover, M. R. (2006). Habitat use by meso-predators in a corridor environment. *Journal of Wildlife Management*, 70 (4): 1111-1118. doi: 10.2193/0022-541X(2006)70[1111:HUBMIA]2.0.CO;2.

- Gardner, B., Royle, J. A., Wegan, M. T., Rainbolt, R. E. & Curtis, P. D. (2010). Estimating black bear density using DNA data from hair snares. *Journal of Wildlife Management*, 74 (2): 318-325. doi: 10.2193/2009-101.
- Gehrt, S. D. & Clark, W. R. (2003). Raccoons, coyotes, and reflections on the Mesopredator Release hypothesis. *Wildlife Society Bulletin (1973-2006)*, 31 (3): 836-842.
- Gerber, B. D., Karpanty, S. M. & Kelly, M. J. (2012). Evaluating the potential biases in carnivore capture–recapture studies associated with the use of lure and varying density estimation techniques using photographic-sampling data of the Malagasy civet. *Population Ecology*, 54 (1): 43-54. doi: 10.1007/s10144-011-0276-3.
- Gil-Sánchez, J. M., Moral, M., Bueno, J., Rodríguez-Siles, J., Lillo, S., Pérez, J., Martín, J. M., Valenzuela, G., Garrote, G., Torralba, B., et al. (2011). The use of camera trapping for estimating Iberian lynx (*Lynx pardinus*) home ranges. *European Journal of Wildlife Research*, 57 (6): 1203-1211. doi: 10.1007/s10344-011-0533-y.
- Giman, B., Stuebing, R., Megum, N., J. Mcshea, W. & M. Stewart, C. (2007). A camera trapping inventory for mammals in a mixed use planted forest in Sarawak. *The Raffles Bulletin of Zoology*, 55 (1): 209-215.
- Gittleman, J. L., Funk, M. S., Macdonald, D. W. & Wayne, K. R. (2001). Why 'carnivore conservation'? I: Gittleman, J. L., Funk, M. S., Macdonald, D. W. & Wayne, K. R. (red.) *Carnivore Conservation*: Cambridge University Press.
- Goszczyński, J. (2002). Home ranges in red fox: territoriality diminishes with increasing area. *Acta Theriologica*, 47 (1): 103-114. doi: 10.1007/bf03192482.
- Griffiths, M. & van Schaik, C. P. (1993). The impact of human traffic on the abundance and activity periods of Sumatran rain forest wildlife. *Conservation Biology*, 7 (3): 623-626.
- Hanke, P. U. & Dickman, C. R. (2013). Sniffing out the stakes: hair-snares for wild cats in arid environments. *Wildlife Research*, 40 (1): 45-51. doi: <https://doi.org/10.1071/WR12210>.
- Hernandez, P. A., Graham, C. H., Master, L. L. & Albert, D. L. (2006). The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography*, 29 (5): 773-785. doi: 10.1111/j.0906-7590.2006.04700.x.
- Herr, J., Schley, L., Engel, E. & Roper, T. J. (2010). Den preferences and denning behaviour in urban stone martens (*Martes foina*). *Mammalian Biology - Zeitschrift für Säugetierkunde*, 75 (2): 138-145. doi: <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2008.12.002>.
- Hunt, R., Dall, D. & Lapidge, S. (2005). Effect of a synthetic lure on site visitation and bait uptake by foxes (*Vulpes vulpes*) and wild dogs (*Canis lupus dingo*, *Canis lupus familiaris*). *Wildlife Research*, 34 (6): 461-466. doi: 10.1071/WR05110.
- Johnson, C. N. & VanDerWal, J. (2009). Evidence that dingoes limit abundance of a mesopredator in eastern Australian forests. *Journal of Applied Ecology*, 46 (3): 641-646. doi: 10.1111/j.1365-2664.2009.01650.x.
- Jordan, M. J. & Lobb-Rabe, M. (2015). An evaluation of methods to attract urban mesocarnivores to track plates and camera traps. *Northwest Science*, 89 (4): 383-392. doi: 10.3955/046.089.0406.
- Kartverket. (2017). *Høyeste fjelltopp i hver kommune*. Tilgjengelig fra: <https://www.kartverket.no/kunnskap/fakta-om-norge/Hoyeste-fjelltopp-i-kommunen/hoyeste-fjelltopp-i-hver-kommune/> (lest 09.11.2017).
- Kauhala, K., Laukkanen, P. & Rége, I. (1998). Summer food composition and food niche overlap of the raccoon dog, red fox and badger in Finland. *Ecography*, 21 (5): 457-463. doi: 10.1111/j.1600-0587.1998.tb00436.x.
- Kilpatrick, A. M. & Randolph, S. E. (2012). Drivers, dynamics, and control of emerging vector-borne zoonotic diseases. *The Lancet*, 380 (9857): 1946-1955. doi: [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(12\)61151-9](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(12)61151-9).
- Kinney, J. E., Sumner, N. R. & Onus, M. L. (2002). The red fox in Australia—an exotic predator turned biocontrol agent. *Biological Conservation*, 108 (3): 335-359. doi: [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(02\)00116-7](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00116-7).

- Kitchener, A. C., Meloro, C. & Williams, M. T. (2017). Form and function of the musteloids. I: Macdonald, D. W., Newman, C. & Harrington, L. A. (red.) *Biology and Conservation of Musteloids*: OUP Oxford.
- Kowalski, B., Watson, F., Garza, C. & Delgado, B. (2015). Effects of landscape covariates on the distribution and detection probabilities of mammalian carnivores. *Journal of Mammalogy*, 96 (3): 511-521. doi: 10.1093/jmammal/gyv056.
- Kruuk, H. & Parish, T. (1981). Feeding specialization of the European badger *Meles meles* in Scotland. *Journal of Animal Ecology*, 50 (3): 773-788. doi: 10.2307/4136.
- Linkie, M., Dinata, Y., Nugroho, A. & Haidir, I. A. (2007). Estimating occupancy of a data deficient mammalian species living in tropical rainforests: Sun bears in the Kerinci Seblat region, Sumatra. *Biological Conservation*, 137 (1): 20-27. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.01.016>.
- Linnell, J. D., Andrén, H., Liberg, O., Odden, J., Skogen, K. & Andersen, R. (2005). *Scandlynx: a vision for coordinated lynx research in Scandinavia*: Norsk institutt for naturforskning.
- Linnell, J. D. C., Andersen, R., Kvam, T., Andrén, H., Liberg, O., Odden, J. & Moa, P. (2001). Home range size and choice of management strategy for lynx in Scandinavia. *Environmental Management*, 27 (6): 869-879. doi: 10.1007/s002670010195.
- Luniak, M. (2004). Synurbization-adaptation of animal wildlife to urban development. I: Shaw, W., Harris, L. K. & Vandruff, L. (red.) *Proceedings of the 4th International Symposium Urban Wildlife Conservation*, s. 50-55. Tucson, Arizona.
- Macdonald, D. W., Buesching, C. D., Stopka, P., Henderson, J., Ellwood, S. A. & Baker, S. E. (2004). Encounters between two sympatric carnivores: red foxes (*Vulpes vulpes*) and European badgers (*Meles meles*). *Journal of Zoology*, 263 (4): 385-392. doi: doi:10.1017/S0952836904005400.
- MacKenzie, D., D. Nichols, J., B. Lachman, G., Droege, S., Royle, J. a. & Langtimm, C. (2002). Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology*, 83 (8): 2248-2255. doi: 10.1890/0012-9658(2002)083[2248:ESORWD]2.0.CO;2.
- MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Hines, J. E., Knutson, M. G. & Franklin, A. B. (2003). Estimating site occupancy, colonization, and local extinction when a species is detected imperfectly. *Ecology*, 84 (8): 2200-2207. doi: 10.1890/02-3090.
- Mackenzie, D. I. & Royle, J. A. (2005). Designing occupancy studies: general advice and allocating survey effort. *Journal of Applied Ecology*, 42 (6): 1105-1114. doi: 10.1111/j.1365-2664.2005.01098.x.
- MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Royle, J. A., Pollock, H. K., Bailey, L. L. & Hines, J. E. (2006). *Occupancy estimation and modeling : Inferring patterns and dynamics of species occurrence*. 2 utg. London: Academic Press.
- MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Seamans, M. E. & Gutiérrez, R. J. (2009). Modeling species occurrence dynamics with multiple states and imperfect detection. *Ecology*, 90 (3): 823-835. doi: 10.1890/08-0141.1.
- May, S. A. & Norton, T. W. (1996). Influence of fragmentation and disturbance on the potential impact of feral predators on native fauna in Australian forest ecosystems. *Wildlife Research*, 23 (4): 387-400. doi: <https://doi.org/10.1071/WR9960387>.
- McLoughlin, P. D. & Ferguson, S. H. (2000). A hierarchical pattern of limiting factors helps explain variation in home range size. *Écoscience*, 7 (2): 123-130. doi: 10.1080/11956860.2000.11682580.
- Messier, F. & Crête, M. (1985). Moose-wolf dynamics and the natural regulation of moose populations. *Oecologia*, 65 (4): 503-512. doi: 10.1007/bf00379664.
- Monterroso, P., Alves, P. C. & Ferreras, P. (2011). Evaluation of attractants for non-invasive studies of Iberian carnivore communities. *Wildlife Research*, 38 (5): 446-454. doi: <https://doi.org/10.1071/WR11060>.
- Morten Elmeros, A. B. M. A. P. (2005). Home range of the badger (*Meles meles*) in a heterogeneous landscape in Denmark. *Lutra*, 48 (1): 35-44.

- Moruzzi, T. L., Fuller, T. K., DeGraaf, R. M., Brooks, R. T. & Li, W. (2002). Assessing remotely triggered cameras for surveying carnivore distribution. *Wildlife Society Bulletin (1973-2006)*, 30 (2): 380-386.
- Neal, E. & Cheeseman, C. (1996). The badger's home and environs. I: Neal, E. & Cheeseman, C. (red.) *Badgers*, s. 63-69. London: T & AD Poyser Ltd.
- O'Brien, T. G. (2011). Abundance, density and relative abundance: A conceptual framework. I: In O'Connell, A. F., Karanth, K. U. & Nichols, J. D (red.) *Camera Traps in Animal Ecology*, s. 77-96: New York: Springer.
- O'Connell, A. F., Talancy, N. W., Bailey, L. L., Sauer, J. R., Cook, R. & Gilbert, A. T. (2006). Estimating site occupancy and detection probability parameters for meso- and large mammals in a coastal ecosystem. *The Journal of Wildlife Management*, 70 (6): 1625-1633. doi: 10.2193/0022-541X(2006)70[1625:ESOADP]2.0.CO;2.
- O'Connell, A. F. & Bailey, L. L. (2011). Interference for occupancy and occupancy dynamics. I: O'Connell, A. F., Nichols, J. D. & Karanth, K. U. (red.) *Camera Traps in Animal Ecology: Methods and Analyses*: Springer Japan.
- O'Connell, A. F., Nichols, J. D. & Karanth, K. U. (2011). *Camera traps in animal ecology: Methods and analyses*: Springer Japan.
- Odden, J. (2015). Bruk av viltkamera i overvåking av gaupe - Et pilotstudie i tre områder på Østlandet - NINA Rapport 1216. *Norsk institutt for naturforskning*
- Palomares, F. & Caro, T. M. (1999). Interspecific killing among mammalian carnivores. *The American Naturalist*, 153 (5): 492-508. doi: 10.1086/303189.
- Papageorgiou, N. K., Sepougaris, A., Christopoulou, O. G., Vlachos, C. G. & Petamidis, J. S. (1988). Food habits of the red fox in Greece. *Acta Theriologica*, 33: 313-324.
- Pellet, J. & Schmidt, B. R. (2005). Monitoring distributions using call surveys: estimating site occupancy, detection probabilities and inferring absence. *Biological Conservation*, 123 (1): 27-35. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.10.005>.
- Persson, J., Ericsson, G. & Segerström, P. (2009). Human caused mortality in the endangered Scandinavian wolverine population. *Biological Conservation*, 142 (2): 325-331. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.10.028>.
- Phillips, R. L., Andrews, R. D., Storm, G. L. & Bishop, R. A. (1972). Dispersal and mortality of red foxes. *The Journal of Wildlife Management*, 36 (2): 237-248. doi: 10.2307/3799056.
- Piza-Roca, C., Haye, M. L. & Jongejans, E. (2015). Environmental drivers of the distribution and density of the European badger (*Meles meles*): a review. *Lutra*, 57 (2): 87-109.
- Polis, G. A., Myers, C. A. & Holt, R. D. (1989). The ecology and evolution of intraguild predation: Potential competitors that eat each other. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 20 (1): 297-330. doi: 10.1146/annurev.es.20.110189.001501.
- Proulx, G., Aubry, K. B., Birks, J., Buskirk, S., Fortin, C., Frost, H., Krohn, W., Mayo, L., Monakhov, V., Payer, D., et al. (2005). World distribution and status of the genus *Martes* in 2000. I: Harrison, D. J., Fuller, A. K. & Proulx, G. (red.) *Martens and Fishers (Martes) in Human-Altered Environments*, s. 21-76. Bosten: Springer.
- Prugh, L. R., Stoner, C. J., Epps, C. W., Bean, W. T., Ripple, W. J., Laliberte, A. S. & Brashares, J. S. (2009). The rise of the mesopredator. *BioScience*, 59 (9): 779-791. doi: 10.1525/bio.2009.59.9.9.
- R Core Team. (2017). *R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2016.*
- Ritchie, E. G. & Johnson, C. N. (2009). Predator interactions, mesopredator release and biodiversity conservation. *Ecology Letters*, 12 (9): 982-998. doi: 10.1111/j.1461-0248.2009.01347.x.
- Rogers, C. M. & Caro, M. J. (1998). Song sparrows, top carnivores and nest predation: a test of the mesopredator release hypothesis. *Oecologia*, 116 (1): 227-233. doi: 10.1007/s004420050583.

- Rogers, L. M., Cheeseman, C. L., Mallinson, P. J. & Clifton-Hadley, R. (1997). The demography of a high-density badger (*Meles meles*) population in the west of England. *Journal of Zoology*, 242 (4): 705-728. doi: doi:10.1111/j.1469-7998.1997.tb05821.x.
- Roughton, R. D. (1982). A synthetic alternative to fermented egg as a canid attractant. *The Journal of Wildlife Management*, 46 (1): 230-234. doi: 10.2307/3808425.
- Rovero, F., Zimmermann, F., Berzi, D. & Meek, P. (2013). "Which camera trap type and how many do I need?" A review of camera features and study designs for a range of wildlife research applications. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy*, 24 (2): 148-156. doi: 10.4404/hystrix-24.2-8789.
- Rowcliffe, J. M. & Carbone, C. (2008). Surveys using camera traps: are we looking to a brighter future? *Animal Conservation*, 11 (3): 185-186. doi: 10.1111/j.1469-1795.2008.00180.x.
- Royle, J. A. (2006). Site occupancy models with heterogeneous detection probabilities. *Biometrics*, 62 (1): 97-102. doi: 10.1111/j.1541-0420.2005.00439.x.
- Sargeant, A. B. & Warner, D. W. (1972). Movements and Denning habits of a badger. *Journal of Mammalogy*, 53 (1): 207-210. doi: 10.2307/1378851.
- Saunders, G., White, P., Harris, S. & Raynor, M. V. R. (1993). Urban foxes (*Vulpes vulpes*): Food acquisition, time and energy budgeting of a generalized predator. *Proceedings of the Zoological Society of London*, 65: 215-234.
- Saunders, G. & Harris, S. (2000). Evaluation of attractants and bait preferences of captive red foxes (*Vulpes vulpes*). *Wildlife Research*, 27 (3): 237-243. doi: <https://doi.org/10.1071/WR99052>.
- Schipper, J., Chanson, J. S., Chiozza, F., Cox, N. A., Hoffmann, M., Katariya, V., Lamoreux, J., Rodrigues, A. S. L., Stuart, S. N., Temple, H. J., et al. (2008). The status of the world's land and marine mammals: Diversity, threat, and knowledge. *Science*, 322 (5899): 225-230. doi: 10.1126/science.1165115.
- Sclexer, F. V. (2008). Attracting animals to detection device. In: Long, R. A. (red.) *Noninvasive Survey Methods for Carnivores*, s. 263-292. Washington, DC: Island Press.
- Seddon, J. M., Parker, H. G., Ostrander, E. A. & Ellegren, H. (2005). SNPs in ecological and conservation studies: a test in the Scandinavian wolf population. *Molecular Ecology*, 14 (2): 503-511. doi: doi:10.1111/j.1365-294X.2005.02435.x.
- Serafini, P. & Lovari, S. (1993). Food habits and trophic niche overlap of the red fox and the stone marten in a Mediterranean rural area. *Acta Theriologica*, 3 (38): 233-244.
- Silveira, L., Jácomo, A. T. A. & Diniz-Filho, J. A. F. (2003). Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biological Conservation*, 114 (3): 351-355. doi: [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00063-6](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00063-6).
- Sinclair, A. R. E. (1985). Does interspecific competition or predation shape the african ungulate community? *Journal of Animal Ecology*, 54 (3): 899-918. doi: 10.2307/4386.
- Solberg, K. H., Bellemain, E., Drageset, O.-M., Taberlet, P. & Swenson, J. E. (2006). An evaluation of field and non-invasive genetic methods to estimate brown bear (*Ursus arctos*) population size. *Biological Conservation*, 128 (2): 158-168. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.025>.
- Soule, M. E., Bolger, D. T., Alberts, A. C., Wright, J., Sorice, M. & Hill, S. (1988). Reconstructed dynamics of rapid extinctions of chaparral-requiring birds in urban habitat islands. *Conservation Biology*, 2 (1): 75-92.
- Stanley, T. R., Royle, J. A. & Vojta. (2005). Estimating site occupancy and abundance using indirect detection indices. *Journal of Wildlife Management*, 69 (3): 874-883. doi: 10.2193/0022-541X(2005)069[0874:ESOAUA]2.0.CO;2.
- Stratman, M. R. & Apker, J. A. (2014). Using infrared cameras and skunk lure to monitor swift fox (*Vulpes velox*). *The Southwestern Naturalist*, 59 (4): 502-510. doi: 10.1894/TAL-67.1.
- Swenson, J. E., Sandegren, F. & SO-Derberg, A. (1998). Geographic expansion of an increasing brown bear population: evidence for presaturation dispersal. *Journal of Animal Ecology*, 67 (5): 819-826. doi: doi:10.1046/j.1365-2656.1998.00248.x.

- Süld, K., Valdmann, H., Laurimaa, L., Soe, E., Davison, J. & Saarma, U. (2014). An invasive vector of zoonotic disease sustained by anthropogenic resources: The raccoon dog in Northern Europe. *PLOS ONE*, 9 (5): e96358. doi: 10.1371/journal.pone.0096358.
- Tannerfeldt, M., Elmhagen, B. & Angerbjörn, A. (2002). Exclusion by interference competition? The relationship between red and arctic foxes. *Oecologia*, 132 (2): 213-220. doi: 10.1007/s00442-002-0967-8.
- Taylor, R. L., Bryant, L. S., Pemberton, D. & Norton, T. (1985). Mammals of the Upper Henty River Region, Western Tasmania. *Papers and Proceedings of the Royal Society of Tasmania*, 119: 7-14.
- Thorn, M., Scott, D. M., Green, M., Bateman, P. W. & Cameron, E. Z. (2009). Estimating brown hyaena occupancy using baited camera traps. *South African Journal of Wildlife Research*, 39 (1): 1-10. doi: 10.3957/056.039.0101.
- Tobler, M. W., Hartley, A. Z., Carrillo-Percegué, S. E., Powell, G. V. N. & Lukacs, P. (2015). Spatiotemporal hierarchical modelling of species richness and occupancy using camera trap data. *Journal of Applied Ecology*, 52 (2): 413-421. doi: 10.1111/1365-2664.12399.
- Trolle, M. & Kéry, M. (2005). Camera-trap study of ocelot and other secretive mammals in the northern Pantanal. *Mammalia*, 69 (3-4): 409-416.
- Vine, S. J., Crowther, M., Lapidge, S., Dickman, C., Mooney, N., Piggott, M. & English, A. W. (2009). Comparison of methods to detect rare and cryptic species: A case study using the red fox (*Vulpes vulpes*). *Wildlife Research*, 36: 436-446. doi: 10.1071/Wr08069.
- Wagenmakers, E.-J. & Farrell, S. (2004). AIC model selection using Akaike weights. *Psychonomic Bulletin & Review*, 11 (1): 192-196. doi: 10.3758/bf03206482.
- Walton, Z., Samelius, G., Odden, M. & Willebrand, T. (2017). Variation in home range size of red foxes *Vulpes vulpes* along a gradient of productivity and human landscape alteration. *PLOS ONE*, 12 (4): e0175291. doi: 10.1371/journal.pone.0175291.
- Wang, Y., Allen, M. L. & Wilms, C. C. (2015). Mesopredator spatial and temporal responses to large predators and human development in the Santa Cruz Mountains of California. *Biological Conservation*, 190: 23-33. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.05.007>.
- Whelan, C. J., Michael, L. D., Dave, R., Nathalie, H. & Dilger, S. (1994). Effects of olfactory cues on artificial-nest experiments. *The Auk*, 111 (4): 945-952. doi: 10.2307/4088826.
- Yick, J. L., Barnett, A. & Tracey, S. R. (2012). The trophic ecology of two abundant mesopredators in south-east coastal waters of Tasmania, Australia. *Marine Biology*, 159 (6): 1183-1196. doi: 10.1007/s00227-012-1899-4.
- Yr.no. (2017). *Detaljert værreport fra NMBU målestasjon*: NRK og Meteorologisk institutt. Tilgjengelig fra: https://www.yr.no/sted/Norge/Akershus/%C3%85s/%C3%85s/detaljert_statistikk.html (lest 09.03).
- Zabala, J., Garin, I., Zuberogoitia, I. & Aihartza, J. (2002). Habitat selection and diet of badgers (*Meles meles*) in Biscay (northern Iberian Peninsula). *Italian Journal of Zoology*, 69 (3): 233-238. doi: 10.1080/11250000209356465.
- Zalewski, A., x, drzejewski, W., x, odzimierz, x, drzejewska, B. & x. (1995). Pine marten home ranges, numbers and predation on vertebrates in a deciduous forest (Białowieża National Park, Poland). *Annales Zoologici Fennici*, 32 (1): 131-144.
- Zalewski, A. & Jędrzejewski, W. (2006). Spatial organisation and dynamics of the pine marten *Martes martes* population in Białowieża Forest (E Poland) compared with other European woodlands. *Ecography*, 29 (1): 31-43. doi: 10.1111/j.2005.0906-7590.04313.x.
- Zielinski, W. J., Spencer, W. D. & Barrett, R. H. (1983). Relationship between food habits and activity patterns of pine martens. *Journal of Mammalogy*, 64 (3): 387-396. doi: 10.2307/1380351.
- Zimen, E. (1980). *The Red Fox: Symposium on Behaviour and Ecology*. Biogeographica, b. 18. Netherlands: The Hague: Dr. W. Junk bv Publishers.

Vedlegg 1

Dette vedlegget viser gjennomsnittlig temperatur og nedbøren gjennom studieperioden. Målestasjonen i studieområdet har ikke registrert noe snøfall. Dette kan være på grunn av at snøen ikke ble liggende lenge eller at det var for lite til å bli registrert ved denne stasjonen.

Tabell V1: Oversikt over gjennomsnittlig temperatur og total nedbørsmengde for hver måned gjennom feltperioden. Dataene er hentet fra Ås (NMBU) målestasjon (17850) på yr.no.

Feltperiode i måneder	Gjennomsnittlig temp	Total nedbør
September	11,6 °C	121,5 mm
Oktober	6,7 °C	138,8 mm
November	1,3 °C	101,0 mm
Desember	-2,3 °C	66,0 mm

Vedlegg 2

A: Rødrev

Tabell V2: Occupancy -modellverdier fra modell R11. Modellen inneholder luktstoff som variabel for p og viser hvordan luktstoffene påvirker oppdagelsessannsynlighet av rødrev

Luktstoff	Estimat	SE	Z	P-verdi
Intersept (H2O)	-2,6247	0,200	-12,672	8,43e-37
SFE	-0,1997	0,310	-0,645	5,19e-01
Beaver castor	-0,6853	0,350	-1,957	5,03e-02
Red fox gland	-0,4434	0,329	-1,397	1,78e-01
Skunk gland	-0,0936	0,290	0,323	7,47e-01

B: Grevling

Tabell V3: Occupancy-modellverdier fra modell G12. Modellen inneholder luktstoff som variabel for p og viser hvordan luktstoffene påvirker oppdagelsessannsynlighet av grevling.

Luktstoff	Estimat	SE	Z	P-verdi
Intersept (H2O)	-2,3811	0,273	-8,72	2,74e-18
SFE	-0,8278	0,472	-1,75	7,94e-02
Beaver castor	-0,7302	0,452	-1,62	1,06e-01
Red fox gland	-1,3447	0,575	-2,34	1,94e-02
Skunk gland	0,0748	0,374	0,20	8,41e-01

C: Mår

Tabell V4: Occupancy-modellverdier fra modell M11. Modellen inneholder luktstoff som variabel for p og viser hvordan luktstoffene påvirker oppdagelsessannsynligheten av mår

Luktstoff	Estimat	SE	Z	P-verdi
Intersept (H2O)	-3,768	0,519	-7,262	3,82e-13
SFE	0,292	0,683	0,428	6,69e-13
Beaver castor	-0,723	0,874	-0,828	4,08e-01
Red fox gland	0,917	0,616	1,490	1,36e-01
Skunk gland	0,751	0,627	1,197	2,31e-01



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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway