

Sondre Tobias Steen & Hilde Mari Omlid

Viltets bruk av viltpassasjer for kryssing av E18 i Larvik kommune med hovedfokus på hjortedyr



Foto: Sondre Tobias Steen & Hilde Mari Omlid

Universitetet i Sørøst-Norge
Fakultet for teknologi, naturvitenskap og maritime fag
Institutt for natur, helse og miljø
Postboks 235
3603 Kongsberg

<http://www.usn.no>

© 2022 Sondre Tobias Steen & Hilde Mari Omlid

Denne avhandlingen representerer 60 studiepoeng

Sammendrag

Fragmentering av viltets leveområder er et stadig økende problem. Det er utført få storskala undersøkelser i Norge om bruk av viltpassasjer for kryssing av veier, og kartlegging er et gunstig tiltak for å få kunnskap om hvordan infrastruktur påvirker viltets levevis. Hovedmålet med studiet er å se på viltets bruk av viltpassasjer, med hovedfokus på store pattedyr, langs en strekning av Europavei 18 (E18) i Larvik kommune, Vestfold og Telemark Fylke. I dette studiet brukes definisjonen “viltpassasje” som en fellesbetegnelse for både over- og underganger når det ikke er hensiktsmessig å spesifisere hvilken type konstruksjon viltpassasjen er. Passasjer som er spesifikt konstruert med den hensikt å fungere som en viltpassasje blir videre i teksten referert til som “designete” viltpassasjer, mens “naturlige” viltpassasjer er passasjer som er biprodukt av bru- og tunnelbygging.

Fra januar til november 2021 ble det plassert viltkameraer for å dekke tolv av viltpassasjene i studieområdet. Rådyr (*Capreolus capreolus*) utgjorde flesteparten (n=3522, 59 %) av de identifiserbare, individuelle observasjonene, mens elg sto for 3,5 % (n=207), og hjort sto for 2 % (n=120). Funnene tyder på at rådyr og elg i liten grad er selektive i hvilke viltpassasjer de velger å benytte, mens hjort har høyere krav til lokalitetene de velger å passere. Videre ble det påvist en signifikant forskjell mellom bruk av designete og naturlige viltpassasjer, hvor designete ble mest brukt, og en signifikant forskjell mellom viltoverganger og viltunderganger, hvor viltoverganger ble mest brukt. Det er viktig å skille mellom “bruk” og “effektivitet” av en viltpassasje. Selv om passasjen er i bruk er den ikke nødvendigvis særlig effektiv. Det bør derfor vurderes tiltak som kan styrke effektiviteten av viltpassasjene, som for eksempel fokus på vegetasjonsdekke og god planlegging av plassering. Forvaltningstiltak rundt viltunderganger burde bli en naturlig del av fremtidige arealplanleggingsprosesser i området. Selv om viltoverganger får mer fokus på seg som viktige viltpassasjer viser dette studiet at det også er stor anvendelse av underganger. Kulverter og områder under bruer er mye brukt av flere dyrearter i Larviksområdet. Det er derfor viktig at viltundergangene ikke blir glemt når det blir foretatt planlegging om utbygging eller arealbruk. Dette studiet gir et øyeblikksbilde på situasjonen i Larvik. Områdene rundt E18 er i stadig utvikling, og på bakgrunn av dette kan videre forskning og datainnsamling være nødvendig for å forstå hvordan viltet reagerer på utviklingen.

Abstract

Fragmentation of wildlife habitats is an ever-increasing problem. Few large-scale studies have been carried out in Norway on the use of wildlife crossings for crossing roads, and mapping is a beneficial measure to gain knowledge about how infrastructure affects the wildlife's way of life. The main objective of the study is to look at the wildlife's use of wildlife crossings, with main focus on large mammals, along a stretch of E18 in Larvik municipality, Vestfold and Telemark County. In this study, the definition "wildlife crossing" is used as a common term for both overpasses and underpasses when it is not necessary to specify the type of construction the wildlife crossing is. Crossings that are specifically designed with the intention of functioning as a wildlife crossing are further referred to in the text as "designed" crossings, while "natural" crossings are wildlife crossings that are a by-product of bridge and tunnel construction.

From January to November 2021, trail cameras were placed to cover twelve of the wildlife crossings in the study area. Roe deer (*Capreolus capreolus*) accounted for the majority (n=3522, 59 %) of the identifiable, individual observations, while moose accounted for 3.5 % (n=207) and red deer accounted for 2 % (n=120). The findings indicate that roe deer and moose are to a small extent selective in which wildlife crossing they choose to use, while red deer have higher requirements for the passages they choose to use. Furthermore, a significant difference was demonstrated between the use of designed and natural wildlife crossings, where the designed ones were most used, and a significant difference was found between overpasses and underpasses, where overpasses were most used. It is important to distinguish between the "use" and "efficiency" of a wildlife crossing. Even if the crossing is in use, it is not necessarily very efficient. Measures that can strengthen the efficiency of the wildlife crossing should therefore be considered, such as focus on vegetation cover and good planning of placement. Conservation measures around wildlife underpasses should become a natural part of future spatial planning processes in the area. Although overpasses receive more focus as important wildlife crossings, this study shows that there is also a large use of underpasses. Culverts and areas under bridges are widely used by several animal species in the Larvik area. It is therefore important that wildlife underpasses are not forgotten when planning for development or land use. This study provides a snapshot of the situation in Larvik. The areas around E18 are constantly evolving, and on the basis of this, further research and data collection may be necessary to understand how the wildlife reacts to the development.

Innholdsfortegnelse

Innledning	6
Metode	9
Studieområde	9
Studiedesign	11
Habitatkartlegging.....	13
Datahåndtering	14
Statistiske analyser	14
Resultater	15
1) Hvilke arter bruker viltoverganger?.....	16
2) Hvilke arter bruker viltunderganger?	16
3) Er det en forskjell i bruk av viltoverganger og viltunderganger?.....	17
4) Er det en forskjell i bruk av naturlige og designete viltpassasjer?.....	18
5) Hvilken tid på året blir viltpassasjene brukt?.....	19
6) Hvilken tid på døgnet blir viltpassasjene brukt?.....	20
7) Påvirker habitatet rundt viltpassasjene bruken?.....	21
Diskusjon	23
1-3) Hvilke arter som bruker viltoverganger, hvilke som bruker viltunderganger, og forskjellen mellom bruk	23
4) Er det en forskjell i bruk av naturlige og designete viltpassasjer?.....	24
5) Hvilken tid på året blir viltpassasjene brukt?.....	24
6) Hvilken tid på døgnet blir viltpassasjene brukt?.....	25
7) Påvirker habitatet rundt viltpassasjene bruken?.....	25
Feilkilder og forbedringselementer	26
Videre forvaltningstiltak	28
Referanser	29
Vedlegg	34

Forord

Vi fikk anledning til å skrive en oppgave for Larvik kommune i 2020 om viltets bruk av viltpassasjer (herunder viltoverganger og viltunderganger) i Larvik kommune. Etter vurderinger ble det bestemt at vi skulle fokusere på over- og underganger langs E18. Vi overvåket tolv lokaliteter på denne strekningen som strekker seg fra grensen til Porsgrunn til grensen til Sandefjord. Det har vært et tidkrevende prosjekt, men vi mener arbeidet har levert viktig data.

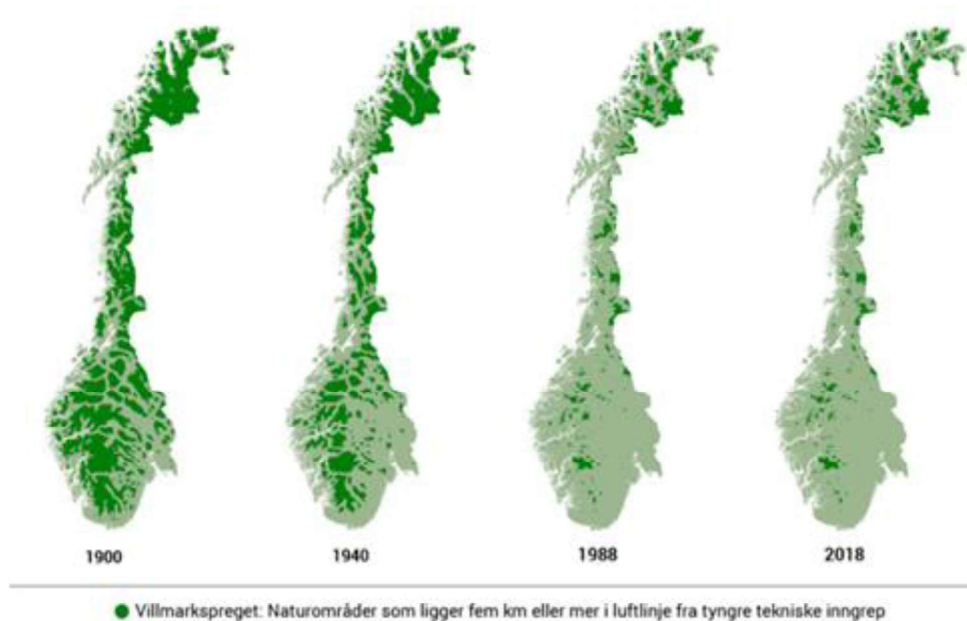
Vi takker Norsk institutt for naturforskning (NINA) for lån av flere av viltkameraene deres, Larvik kommune for tilgang til informasjon og økonomisk støtte til innkjøp av viltkameraer, Vestfold og Telemark fylkeskommune for økonomisk bidrag, og ikke minst Andreas Zedrosser, professor ved Universitetet i Sørøst-Norge, for god veiledning. Vi takker også grunneierne i studieområdet for å stille områdene sine til vår disposisjon. Til sist, takker vi venner og familie som har bistått prosjektet med hjelp ved kameramontering, lån av bil og god støtte der det var nødvendig.

Bø, 16.05.2022

Sondre Tobias Steen & Hilde Mari Omlid

Innledning

Tap av villmarksområder gjennom habitatfragmentering er et globalt problem og en av hovedårsakene til tap av biodiversitet. Det er estimert at fra 1990-tallet frem til 2016 ble 9 % av de globale villmarksområdene på land tapt, noe som tilsvarer 3,3 millioner km² eller én tiendedel av verdens villmarksområder (Watson et al. 2016). De villmarkspregede og inngrepsfrie naturområdene som har bestått siden 1800-tallet har siden starten av 1990-tallet blitt kraftig redusert i Europa, også i Norge. Direktoratet for naturforvaltning (1995) definerer villmarkspreget natur som områder som er mer enn fem km fra større tekniske inngrep slik som f.eks. kraftlinjer og veier. I året 1900 var 48 % av arealet i Norge definert som villmarkspreget, og innen 1994 hadde dette tallet blitt redusert til 12 % (Direktoratet for naturforvaltning 1995). Frem til 2018 har disse områdene minsket videre til 11,5 % for landet generelt og i Sør-Norge har det sunket til 5 % (Figur 1) (Miljødirektoratet 2021).



Figur 1. Tilbakegang av villmarkspregede områder i Norge fra 1900 til 2018 (1900 og 1940 Bruun, Magne NOU 1986:13. Kart for kart 1988 og 2018).

Menneskeskapte lineære strukturer som veier og jernbanelinjer er en viktig årsak til fragmentering av områder og habitater, og truer biodiversitet på hele kloden (Clevenger & Waltho 2000; Fahrig 2003; Ibisch et al. 2016; Meisingset et al. 2012). Habitatfragmentering begrenser viltets evne til å forflytte seg fra forskjellige områder, fjerner eller minsker brukbare habitater og skaper

barriere- og isolasjonseffekter. Konsekvenser av dette kan være tap av gener gjennom innavl i populasjoner med et begrenset genforråd, samt færre vellykkede parringer (Kurki et al. 2000). Dette kan være kritisk for populasjonens overlevelse (Lagisz et al. 2010).

Barriereeffekten som blir skapt av veiene og de andre menneskeskapte transportårene er ikke den eneste måten fauna blir påvirket på. Veiene krever også dyreliv direkte gjennom påkjørsler (Kastdalen et al. 2018). Viltgjerd er et effektivt tiltak for å redusere antall viltpåkjørsler, men tiltaket forverrer også problematikken rundt habitatfragmentering (Vegdirektoratet 2014). Påkjørsler fører ikke bare til økt fare for tap av dyreliv, men også fare for trafikanter ved kollisjon med større dyr slik som elg (*Alces alces*). Faunaliv som går tapt i trafikken er i Norges tilfelle ikke en stor trussel for bestandstallet for de fleste pattedyr- og fugleartene, da det kun er ca. 1-4 % av bestandstallene som dør som følge av påkjørsler, men det kan være en større trussel for lokale arter og bestander. Det er spesielt mindre dyr som amfibier, gnagere, rovdyr med store arealkrav og hjortedyr med lange beitevandring som blir bestandsdyktig truet av påkjørsler (Vegdirektoratet 2014). Dyr blir ikke eksklusivt negativt påvirket av veier og trafikk gjennom fatale eller skadende påkjørsler, men trafikken kan også endre måten de forflytter seg på. Dette er en av grunnene til at forskning på dyrenes bevegelsesmønstre er nødvendig for forvaltningen (Tucker et al. 2018).

Passasjer for kryssing av store transportårer slik som motorveier og jernbanelinjer har blitt et nødvendig tiltak for forvaltningen av ville dyr ettersom utbyggingen av veinettet har blitt større, og trafikken har økt over tid (Smith et al. 2015; van der Ree et al. 2011). I dette studiet brukes definisjonen "viltpassasje" som en fellesbetegnelse for både over- og underganger når det ikke er hensiktsmessig å spesifisere hvilken type konstruksjon viltpassasjen er. Effektiviteten av viltpassasjer kan variere stort etter som hvor de er plassert geografisk og hvordan utformingen på passasjen er oppbygd eller tilrettelagt (Brodziewska 2005). Utformingen av viltpassasjen burde konstrueres slik at dyr blir så lite som mulig eksponert for menneskelig aktivitet og interaksjoner (Smith et al. 2015). Menneskesky dyr reagerer raskere med flukt fra mennesker og følgene kan da bli at de forlater gode biotoper og beiteområder, som også betyr at de bruker mer tid og energi på flukt og forflytning, som igjen fører til mindre overskudd til reproduksjon (Hjeljord 2008). For å ha best økologisk effekt, minske habitatfragmentering og kunne tilrettelegge for arealplanlegging og utbygging i områder som er nærme passasjer for vilt, så er det viktig med data om den faktiske bruken av passasjene. Herunder hvilke dyr som beveger seg der, hvilke strukturer som blir mest brukt og til hvilke tider på døgnet og året (Downs & Horner 2012). For at en viltpassasje skal ha ønsket effekt er det viktig at det er god koordinering mellom ingeniører, viltforvaltere og aktører som er involvert i planleggingen av

transportåren slik at de økologiske og biologiske kravene for de aktuelle artene møtes (Smith et al. 2015). Overvåkingen av arter, populasjoner og distribuering legger til grunnlag for riktig forvaltning og konservering av viltet (Ruggiero et al. 2000).

Hovedmålet med studiet er å se på viltets, med hovedfokus på store pattedyr, bruk av viltpassasjer (over- og underganger) langs en strekning av Europavei 18 (E18) i Larvik kommune, Vestfold og Telemark Fylke. Viltovergangene langs E18 er strukturer som enten er bevisst konstruert over E18 med viltpassering som formål, eller er et strukturelt biprodukt ved bygging av tunneler. Viltundergangene er definert som alle måter viltet av interesse kan komme seg under E18, slik som under broer eller igjennom betongkulverter. Dette gir grunnlag til sammenligning av viltpassasjer som er spesifikt konstruert for å hjelpe vilt å krysse over eller under E18, med passasjer som ikke er spesifikt konstruert for vilt, men blir brukt *ad hoc* likevel. Passasjer som er spesifikt konstruert med den hensikt å fungere som en viltpassasje blir videre i teksten referert til som “designete” viltpassasjer, mens “naturlige” viltpassasjer er passasjer som er biprodukt av bru- og tunnelbygging. Målet er å skape en detaljert oversikt over viltets bruk av over- og underganger som kan henvises til når vurderinger om videre utvikling av næringsvirksomhet skal foretas i områder med tilknytning til over- og undergangene langs E18.

Spesifikt er det sju forskningsspørsmål som fokuseres på i denne oppgaven for å gi oversikt og konkret informasjon om bruk av viltpassasjene og grunnlag for videre forvaltning. Disse forskningsspørsmålene er; 1) Hvilke arter bruker viltovergangene? 2) Hvilke arter bruker viltundergangene? 3) Er det en forskjell i viltets bruk av over- og undergangene? 4) Er det forskjell i viltets bruk av naturlige og designete viltpassasjer? 5) På hvilken tid av året er det viltpassasjene blir mest brukt av viltet? 6) Hvilken tid på døgnet blir viltpassasjene mest brukt av viltet? 7) Påvirker habitatet rundt viltpassasjene bruken av disse?

Metode

Studieområde

Larvik er en kystnær kommune i Vestfold og Telemark fylke med et innbyggertall på over 47 000 og et landareal på 771 km². Skogarealet består av mye barskog, men også store forekomster av bøk (*Fagus sylvatica*) (Thorsnæs et al. 2022). Gjennom Larvik kommune går Europavei 18. Trafikkmengden i Vestfold og Telemark fylke hadde i 2021 en økning på 2 % fra året før (Statens vegvesen 2022), og det er tenkelig at dyrelivet har blitt påvirket av dette. I løpet av perioden 2011-2021 ble 19 elg, 6 hjort (*Cervus elaphus*) og 442 rådyr (*Capreolus capreolus*) påkjørt av bil i Larvik kommune (Statistisk sentralbyrå 2021). I disse tallene inngår også andre veier enn E18.

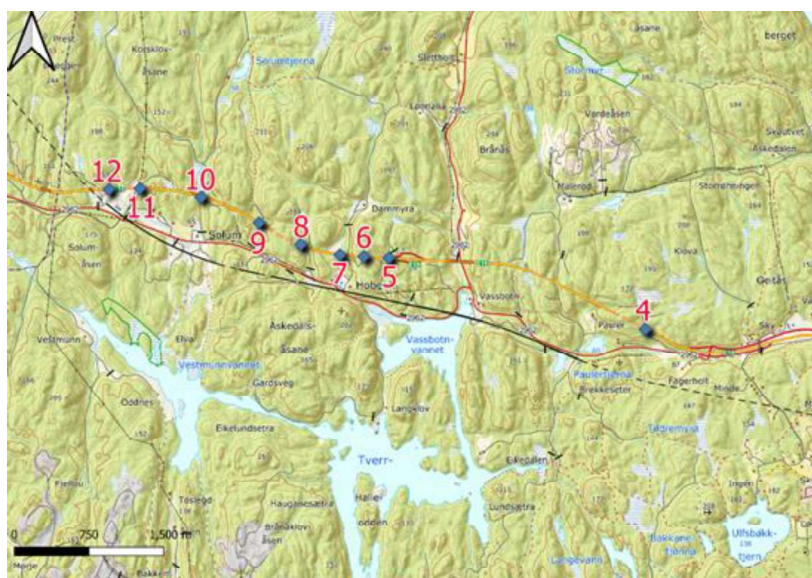
Studieområdet for oppgaven er strekningen av E18 i øst-vest retning som går igjennom Larvik kommune i Vestfold og Telemark fylke (~59.05132 N, 10.04338 Ø). Langs denne strekningen finnes en rekke naturlige og designete viltpassasjer (Figur 2, Figur 3, Figur 4; Vedlegg 1). Hele lengden av E18 i Larvik er dekket av viltgjerder, noe som gjør disse passasjene til flaskehalser for viltet.



Figur 2. Studieområdet for overvåking av viltpassasjer for kryssninger av E18 i Larvik kommune, Vestfold og Telemark fylke, januar-november 2021. Hovedkartet viser viltpassasjenes plassering innenfor studieområdet (blå markeringer), og kartet i venstre hjørne viser studieområdets plassering i Norge (rød markering).



Figur 3. Oversiktskart over den østlige delen av studieområdet med lokalitetene Bergene Holm (nr. 1), Rødbøl bru (nr. 2) og Seierstad bru (nr. 3) langs E18 i Larvik kommune, Vestfold og Telemark fylke, januar-november 2021.



Figur 4. Oversiktskart over den vestlige delen av studieområdet med lokalitetene Paulertunnelen (nr. 4), Traktorvei nær Sandbekkåstunnelen (nr. 5), Sandbekkåstunnelen (nr. 6), Bru nær Sandbekkåstunnelen (nr. 7), Hobekksetertunnelen (nr. 8), Undergang nær Hobekksetertunnelen (nr. 9), Bru nær Solumdam (nr. 10), Undergang nær Solum (nr. 11) og Solum overgang (nr. 12) langs E18 i Larvik kommune, Vestfold og Telemark fylke, januar-november 2021.

Studiedesign

Tolv viltpassasjer langs E18 ble overvåket med viltkameraer i tidsperioden 5. januar – 11. november 2021 (for koordinater se vedlegg 1) etter lignende metode brukt av Thorsen og Odden (2022) fra NINA. Tidligere forskning tyder på at bruken av bevegelsesaktiverte viltkamera er mer effektive for å dokumentere passeringer av dyr enn bruken av spor (Ford et al. 2009; Holm & Steen 2020). Andre studier som er gjort innenfor overvåking av viltpassasjer har i noen tilfeller brukt en kombinasjon av sporfeller og viltkamera (Kristiansen 2010) for å få et ekstra deteksjonssystem. Viltpassasjene for overvåking ble valgt ut i samarbeid med Larvik kommune og det ble forsøkt å dekke flest mulig viltpassasjer i området.

Av de tolv utvalgte lokalitetene, var fem av dem overganger og sju underganger. Habitatet rundt lokalitetene besto hovedsakelig i den vestre delen av områder med varierende dekke av barskog, mens de tre østlige lokalitetene var hovedsakelig en kombinasjon av næringsareal, jordbruksområder og bar- og løvskog. Basert på visuelle inntrykk virket vegetasjonen ved viltovergangene til å være tettere enn ved viltundergangene som i større grad besto av småbusker eller jorder. Lokalitetene ble strategisk valgt på bakgrunn av potensiell fremtidig utbygging, antall kameraer tilgjengelig og topografien til lokalitetene.



Figur 5. Kart med kameraoppsett over lokalitet 1 (venstre) og 4 (høyre) langs E18 i Larvik kommune, Vestfold og Telemark fylke, januar-november 2021. Kameraene er markert med rød prikk, og pilene indikerer hvilken retning linsen filmet. Det ble benyttet litt varierende avstand mellom kameraene avhengig av vegetasjon og topografiske forskjeller mellom viltpassasjene.

Det ble satt opp totalt 72 kameraer fordelt på de tolv lokalitetene. Ved hver lokalitet var det mellom ett til tolv kameraer, avhengig av hvor lang viltpassasjen var (*Figur 5*). Her var målet å kunne effektivt registrere alle potensielle kryssninger av vilt langs hele over- eller undergangen. Kameraene ble plassert med ca. 13 m mellomrom langs en rett linje, og med hvert kamera pekende i ryggen på kameraet foran. Kameraene ble plassert med hensyn til vegetasjonen, og for å kunne best dekke hele over- eller undergangen. De ble montert på stolper eller i trær, med ca. 70-100 cm klarering fra bakken. I denne oppgaven ble det benyttet en tilpasset variant av metoden Thorsen og Odden (2022) fra NINA brukte i Vestfold i perioden 2017-2019 slik at så mange lokaliteter som mulig ble dekket med viltkameraene tilgjengelig. Observasjoner av vilt ble vurdert på samme måte som Thorsen og Odden (2022), ved følgende kriterier;

1. Viltet beveger seg foran kamera eller krysser linsens ytre synsfelt.
2. Viltet avløser kameraets passive infrarøde detektor (PIR-sensor)
3. Viltet er identifiserbart på video.

Det ble benyttet to fabrikat av viltkameraer, både av typen Browning og av Bushnell (*Figur 6*). Av fabrikatet Bushnell var modellen Trophy Cam HD brukt og av fabrikanten Browning ble modellene Spec Ops Edge, Spec Ops Advantage og Strike Force brukt. Samtlige kameratyper ble stilt inn til å filme en ti sekunder lang video hver gang PIR-sensoren ble utløst. Tiden fra sensor ble utløst og til kameraene begynte å filme ble justert for å maksimere sjansen for å fange opp eventuelle dyr. Browning-kameraene tilbyr ikke muligheten til å justere sensitiviteten på PIR-sensoren manuelt, men på Bushnell-kameraene ble disse justert i henhold til de fysiske forholdene på stedet, da særlig vegetasjonforstyrrelser tatt i betraktning.

Viltet som er inkludert i resultatene av denne oppgaven er elg, hjort, rådyr, gaupe (*Lynx lynx*), mår (*Martes martes*), grevling (*Meles meles*), rev (*Vulpes vulpes*) og hare (*Lepus timidus*). Videoer av vilt med dato- og klokkeslettsstempling ble lagret på minnekort, og batterikontroll og lagring av videofiler på harddisk ble utført jevnlig. Dette ble som oftest gjort én gang i måneden, med noe variasjon ettersom hvor hurtig minnet ble fylt opp og hvor lang batteritiden var. Klokkeslett på kameraene ble stilt til normalt ved oppsett, og for å unngå en mulig feilkilde ble kameraene ikke stilt til sommertid på sommerhalvåret. En viktig merknad er derfor at samtlige klokkeslett i dataene er registrert i normaltid (UTC+1).



Figur 6. Viltkameraer av merkene Bushnell (venstre) og Browning (høyre) for overvåking av viltpassasjer langs E18 i Larvik kommune, Vestfold og Telemark fylke, januar-november 2021.

Habitatkartlegging

For å kartlegge habitatene rundt viltpassasjene ble det geografiske informasjonssystemet QGIS brukt. Videre ble kartlaget Corine land cover, CLC 2018 fra Copernicus anvendt (Copernicus Land Monitoring Service 2018). Kartlaget viser Norges arealressurser. Prosentvist arealdekke ble regnet ut fra en 100m radius rundt hver viltpassasje.

Datahåndtering

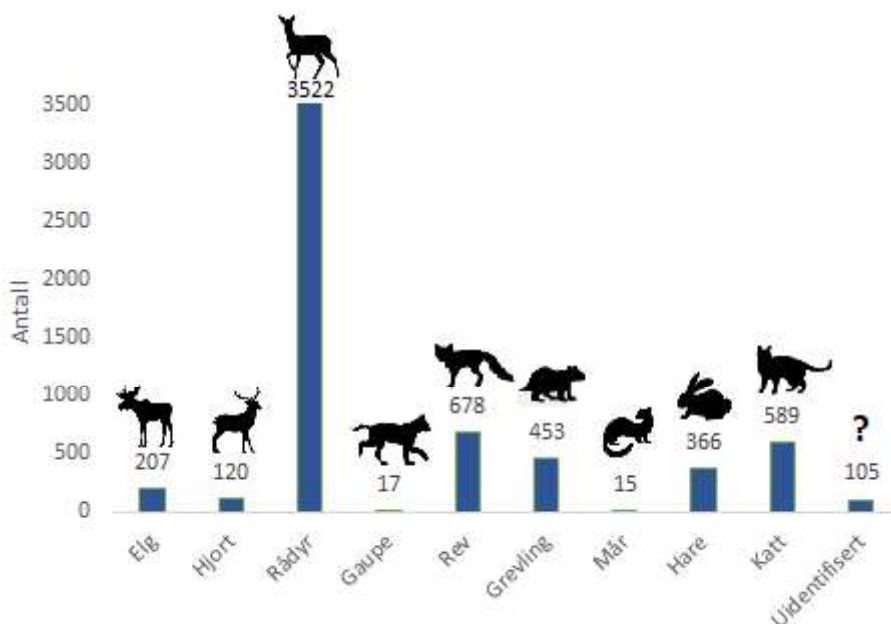
Etter at dataene ble lastet ned fra kameraene ble det foretatt en grovsortering for å fjerne uønskede videoer. Dette var altså videoer uten dyr, videoer av mennesker, hunder eller dyr som var irrelevante for studiet. Videre bearbeiding av videoer gikk ut på å loggføre dato, tid, kameranummer, art, antall individer og lokalitet per videofil. Videre blir "antall individuelle observasjoner" benyttet som betegnelse på aktivitet. En individuell observasjon er én kryssning av ett dyr. En video med for eksempel tre hjorter vil gi tre individuelle observasjoner av hjort i denne sammenheng. Dersom et dyr ble stående i kameraets synsvinkel over en lengre periode ved for eksempel gressing, kunne dyret bli registrert på flere videoer. De gangene dette skjedde, ble det registrert som én kryssning i databasen. For å kunne representere hvilken tid på døgnet som viltpassasjene var mest i bruk, ble dataene plassert inn i fire tidsperioder. Disse fire periodene er natt (0:00-5:59), morgen (6:00-11:59), dag (12:00-17:59) og kveld (18:00-23:59).

Statistiske analyser

Til statistiske analyser ble programmet R Commander, med utvidelsen *RcmdrPlugin.NMBU* benyttet (R Core Team 2017). Det ble brukt parametriske og ikke-parametriske tester for alle statistiske analyser. P-verdier ≤ 0.05 ble tolket som statistisk signifikant. Zuur et al. (2009) poengterer: "It is a given fact that data exploration should not be used to define the questions that a study sets out to test. Every step of the exploration should be reported, and any outlier removed should be justified and mentioned." På bakgrunn av dette er det viktig å nevne at dataene for november er ekskludert fra analysene på årsfordeling, siden måneden ikke ble dekket fullstendig. Dataene er likevel benyttet for å svare på de andre forskningsspørsmålene.

Resultater

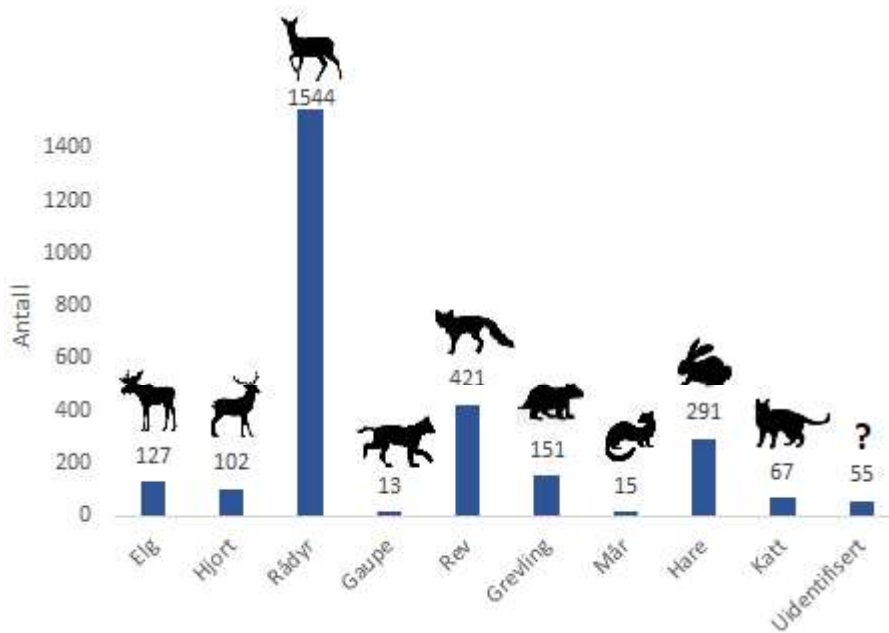
Fra til sammen 72 kameraer fordelt på tolv lokaliteter langs E18 i Larvik kommune, Vestfold og Telemark fylke ble det produsert 271 072 videoer. Flesteparten (n=265 050) av disse var ikke-relevante utløsninger av kamerasensorene. Bevegelse av vegetasjon, passering av kjøretøy eller mennesker til fots er eksempler på aktiviteter som utløste kamerasensorene, men som ble ekskludert fra datagrunnlaget. Det ble i løpet av studieperioden gjort 6072 individuelle observasjoner av dyr med kameraene. Dyrene var identifiserbare i 5967 tilfeller. Av disse var 64,5 % hjortedyr. Rådyr var den hjortedyrarten som ble observert oftest (n=3522, 59 %), deretter elg (n=207, 3,5 %), og til slutt hjort (n=120, 2 %). I de resterende observasjonene står rev for den høyeste andelen (n=678, 11,3 %). Videre ble det observert katt, grevling, hare, gaupe og mår (Figur 7).



Figur 7. Totalt antall individuelle observasjoner ved viltpassasjene fordelt på art langs E18 i Larvik kommune, Vestfold og Telemark fylke, januar-november 2021.

1) Hvilke arter bruker viltoverganger?

Ved de fem viltovergangene ble det totalt gjort 2786 individuelle observasjoner av dyr. 2731 (98 %) av disse var identifiserbare. Det er en statistisk signifikant forskjell i antall individuelle observasjoner per art som bruker viltovergangene ($\chi^2=5430,9$, $df=7$, $p<0,001$). Rådyr sto for størsteparten av de identifiserbare, individuelle observasjonene ved viltovergangene ($n=1544$, 56,5 %), etterfulgt av rev (15,4 %), hare (10,7 %), elg (4,7 %) og hjort (3,7 %). (Figur 8). Katt og uidentifiserte arter er ekskludert fra testen.

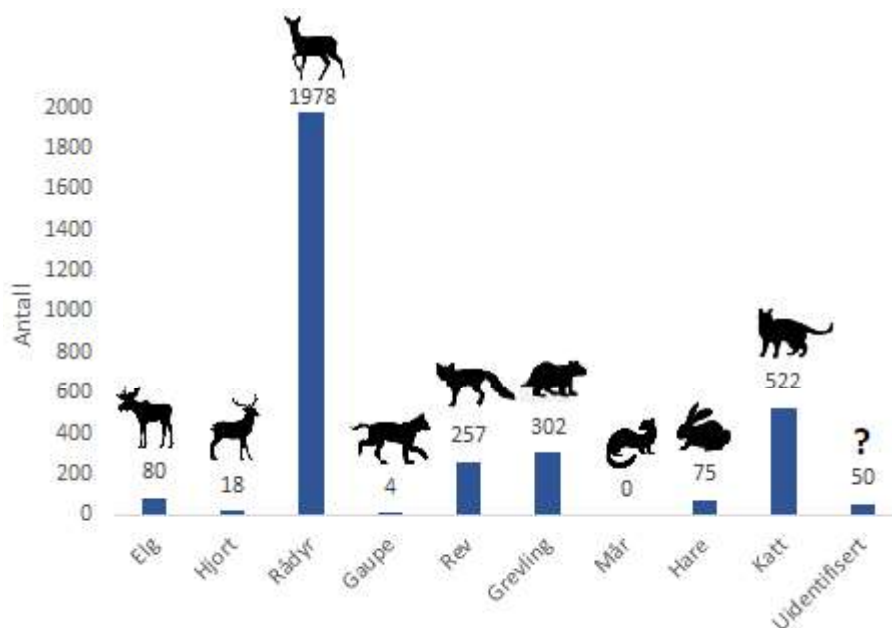


Figur 8. Antall individuelle observasjoner ved viltoverganger fordelt på art langs E18 i Larvik kommune, Vestfold og Telemark fylke, januar-november 2021.

2) Hvilke arter bruker viltunderganger?

Ved de sju viltundergangene ble det totalt gjort 3286 individuelle observasjoner av dyr. Av disse var 3236 (98 %) observasjoner identifiserbare. Det er en statistisk signifikant forskjell i antall individuelle observasjoner per art som bruker viltundergangene ($\chi^2=9318,7$, $df=7$, $p<0,001$). Rådyr sto også her for flesteparten av de identifiserbare, individuelle observasjonene ($n=1978$, 61,1 %)

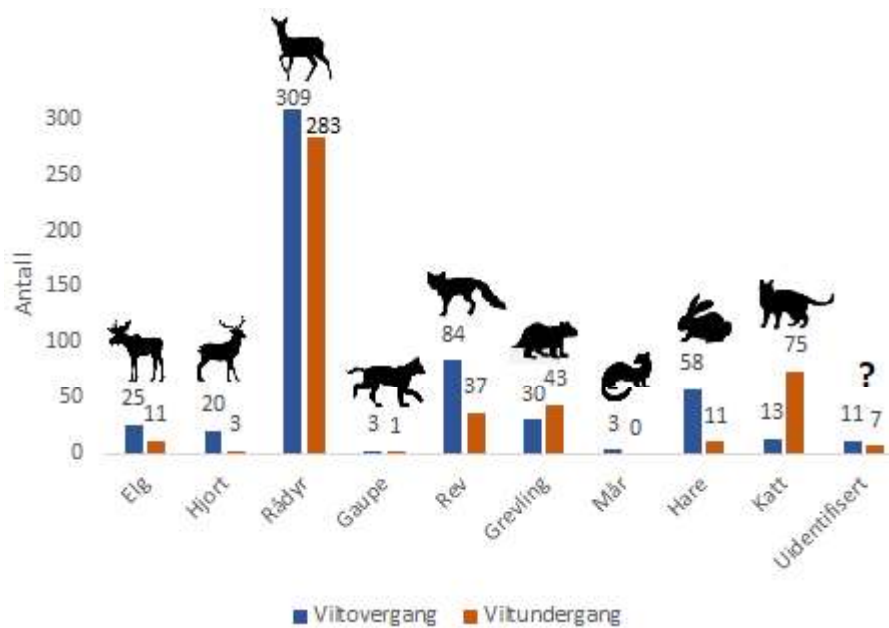
(Figur 9). Videre var det nest størst forekomst av grevling (9,3 %) blant viltartene. Av hjorteviltartene hadde elg nest størst forekomst (2,5 %), etterfulgt av hjort (0,6 %). Mår ble ikke observert ved noen av viltundergangene. Katt og uidentifiserte arter er ekskludert fra testen.



Figur 9. Antall individuelle observasjoner ved viltunderganger fordelt på art langs E18 i Larvik kommune, Vestfold og Telemark fylke, januar-november 2021.

3) Er det en forskjell i bruk av viltoverganger og viltunderganger?

Det er en signifikant forskjell i gjennomsnittlig antall individuelle observasjoner mellom viltoverganger og viltunderganger ($\chi^2=54.491$, $df=6$, $p<0,001$) (Figur 10). I denne testen er mår ekskludert da det ikke var noen observasjoner ved viltundergangene. Katt og uidentifiserte arter er også her ekskludert fra testen. Grevling er den eneste arten som i gjennomsnitt bruker viltunderganger hyppigere enn viltoverganger (i gjennomsnitt er 59 % av observasjonene fra viltunderganger). Resten av artene benytter seg oftere av viltoverganger enn viltunderganger.

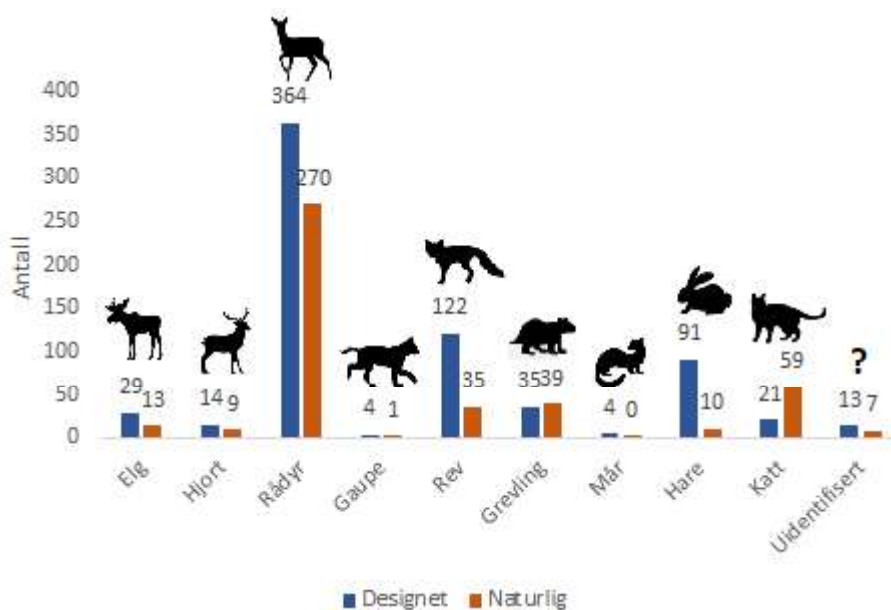


Figur 10. Gjennomsnittlig antall individuelle observasjoner per art fra viltoverganger, og fra viltunderganger langs E18 i Larvik kommune, Vestfold og Telemark fylke, januar-november 2021. Verdiene er rundet av til nærmeste heltall.

4) Er det en forskjell i bruk av naturlige og designete viltpassasjer?

Da det var et ulikt antall designete ($n=3$) og naturlige viltpassasjer ($n=9$) er det det gjennomsnittlige antall individuelle observasjoner per designet og per naturlige viltpassasje som er benyttet, og ikke absolutte tall (Figur 11). Det er en signifikant forskjell i bruk mellom designete og naturlige viltpassasjer ($\chi^2=65,489$, $df=7$, $p<0,001$).

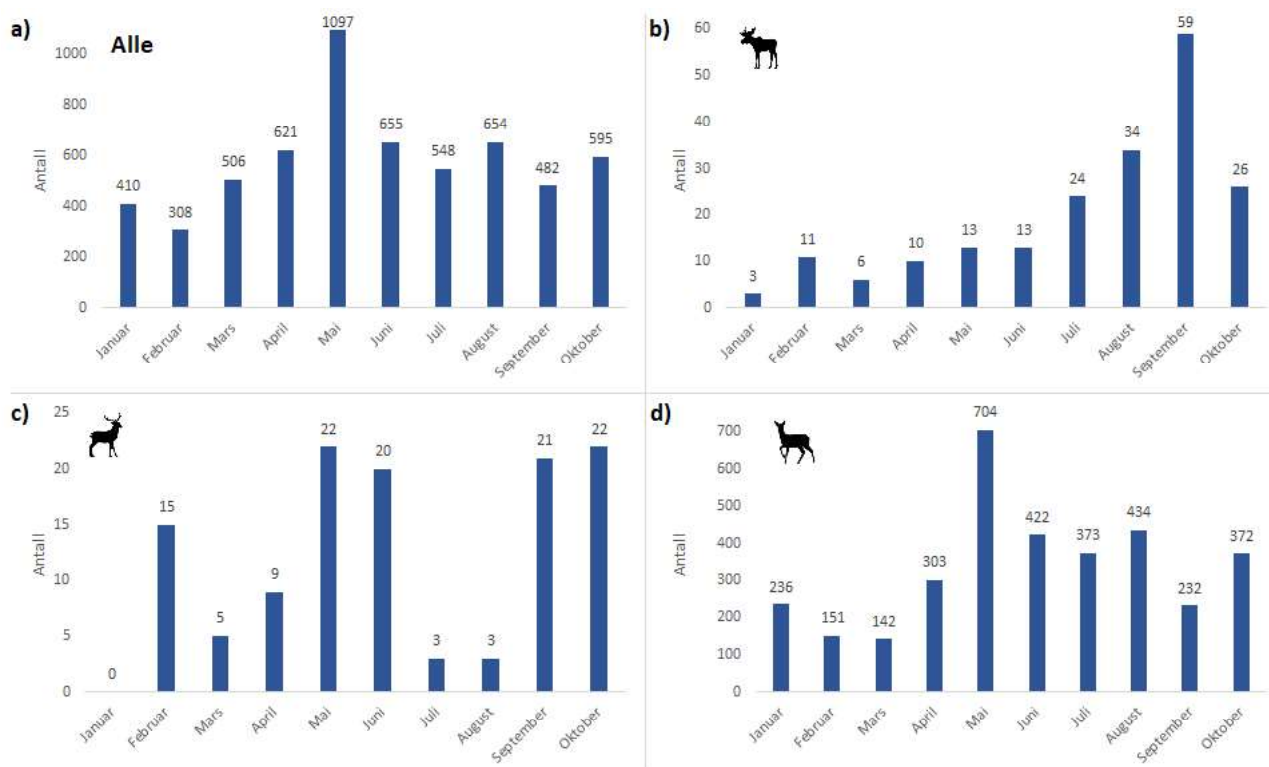
Utenom grevling som prefererer naturlige viltpassasjer, er det flest antall gjennomsnittlige individuelle observasjoner av alle de andre inkluderte artene ved designete viltpassasjer. I dette studiet er alle de designete viltpassasjene overganger. Katt og uidentifiserte arter er ekskludert fra testen.



Figur 11. Gjennomsnittlig antall individuelle observasjoner per designete viltpassasje og per naturlige viltpassasje for de ulike viltartene langs E18 i Larvik kommune, Vestfold og Telemark fylke, januar – november 2021.

5) Hvilken tid på året blir viltpassasjene brukt?

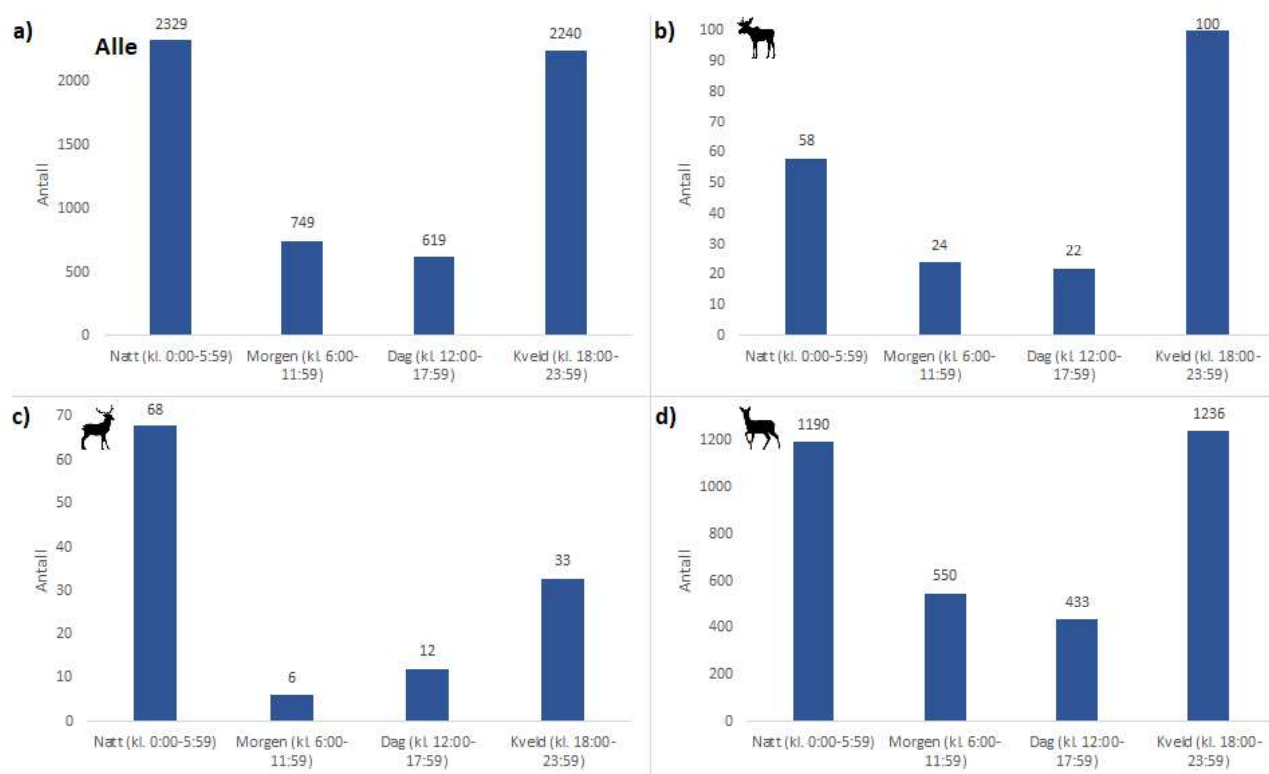
Siden kameraene ble tatt ned så tidlig i november er denne måneden ekskludert for å gi et mer representativt bilde av månedsfordelingen. Det er en signifikant forskjell i antall individuelle observasjoner per måned i løpet av studieperioden ($\chi^2=668,1$, $df=9$, $p<0,001$) (Figur 12a). Det er også en signifikant forskjell mellom tidene på året for passering av elg ($\chi^2=127,28$, $df=9$, $p<0,001$) (Figur 12b), for hjort ($\chi^2=59,833$, $df=9$, $p<0,001$) (Figur 12c), og for rådyr ($\chi^2=738,64$, $df=9$, $p<0,001$) (Figur 12d). Samlet for alle artene var det flest individuelle observasjoner i mai (18,6 %), ellers var det en relativ jevn fordeling for de resterende månedene. For elg var det flest individuelle observasjoner i september (29,6 %), og generelt mye høyere aktivitet på høsten. Hjort hadde en ganske ujevn fordeling, med flest antall individuelle observasjoner både i mai (18,3 %), og i oktober (18,3 %). Av rådyr var det flest individuelle observasjoner i mai (20,9 %). Det var seks videofiler i datasettet med feil datostempling. Disse videofilene er ekskludert i månedsfordelingen, men inkludert i de andre datafremstillingene i oppgaven.



Figur 12. Antall individuelle observasjoner av arter fordelt på månedene i studieperioden langs E18 i Larvik kommune, Vestfold og Telemark fylke, januar-oktober 2021. a) alle arter, b) elg, c) hjort, d) rådyr. Legg merke til ulike skalaer på y-aksene.

6) Hvilken tid på døgnet blir viltpassasjene brukt?

Det er en signifikant forskjell i antall individuelle observasjoner per tid på døgnet ($\chi^2=1574,1$, $df=3$, $p<0,001$), med høyest antall individuelle observasjoner av dyr om kvelden og natten (80 %). Dette gjelder for alle artene samlet (Figur 13a), men også for hver enkelt av hjortedyrartene. Det er en signifikant forskjell mellom tidene på døgnet for passering av elg ($\chi^2=78,824$, $df=3$, $p<0,001$) (Figur 13b), for hjort ($\chi^2=79,084$, $df=3$, $p<0,001$) (Figur 13c), og for rådyr ($\chi^2=620,08$, $df=3$, $p<0,001$) (Figur 13d). Alle hjortedyrartene hadde flest antall individuelle observasjoner om kvelden og natten. For elg var 77,4 % av de individuelle observasjonene om kvelden og natten. Det samme for hjort var 84,9 %, og 71,2 % for rådyr. Det var 123 videofiler i datasettet med feil klokkeslett. Disse videofilene er ekskludert i døgnfordelingen, men inkludert i de andre datafremstillingene i oppgaven.



Figur 13. Antall individuelle observasjoner av arter fordelt på tid på døgnet langs E18 i Larvik kommune, Vestfold og Telemark fylke, januar-november 2021. a) alle arter, b) elg, c) hjort, d) rådyr. Legg merke til ulike skalaer på y-aksene.

7) Påvirker habitatet rundt viltpassasjene bruken?

Dette studiets utvalg av viltpassasjer ble for lite representativt til å utføre egnede statistiske tester på habitatbruk, da det kun var tre av tolv lokaliteter hvor habitattypen ikke var begrenset til kun barskog (se *Tabell 1*). Det var altså svært uniforme habitattyper rundt de fleste viltpassasjene.

Tabell 1. Prosentvis andel og kvadratkilometer av habitattyper rundt hver lokalitet, målt med en radius på 100 m fra hver lokalitet i studieområdet.

Lokalitet	Barskog %	Dyrka jord %	Næringsareal %	Totalt areal km ²	Areal barskog km ²	Areal dyrka jord km ²	Areal næringsareal km ²
1	17.85	0	82.14	0.056	0.010	0	0.046
2	13.79	81.03	5.17	0.058	0.008	0.047	0.003
3	15.29	84.70	5.17	0.085	0.013	0.072	0
4	100	0	0	0.038	0.038	0	0
5	100	0	0	0.031	0.031	0	0
6	100	0	0	0.049	0.049	0	0
7	100	0	0	0.050	0.050	0	0
8	100	0	0	0.051	0.051	0	0
9	100	0	0	0.031	0.031	0	0
10	100	0	0	0.063	0.063	0	0
11	100	0	0	0.031	0.031	0	0
12	100	0	0	0.031	0.031	0	0

Diskusjon

Etter ca. ti måneder med viltkameraovervåking fikk vi en oversikt over viltets bruk av viltpassasjer som kan benyttes ved fremtidig næringsutvikling i området. Dette er første studiet i så stor skala i dette området. Det er derfor dårlig med sammenligningsgrunnlag. På bakgrunn av dette, og at prøvestørrelsen i dette forsøket ikke er så stor er det derfor noe problematisk å dra for store slutninger. Generelt ble viltpassasjene brukt, men i noe varierende grad. Det ble registrert 6072 individuelle observasjoner av dyr i løpet av studieperioden, hvor 5967 var identifiserbare. Rådyr utgjorde flesteparten (n=3522, 59 %) av de identifiserbare, individuelle observasjonene. Det er noe høyere aktivitet ved viltovergangene. Videre ble det påvist en signifikant forskjell mellom bruk av designete og naturlige viltpassasjer, hvor designete ble mest brukt, og en signifikant forskjell mellom viltoverganger og viltunderganger, hvor viltoverganger ble mest brukt. Videre blir forskningsspørsmålene presentert.

1-3) Hvilke arter som bruker viltoverganger, hvilke som bruker viltunderganger, og forskjellen mellom bruk

Alle viltartene prefererte overganger framfor underganger, utenom grevling. Grevlinger kan bygge komplekse huler eller hi under bakken hvor de tilbringer mye av tiden sin (Kruuk 1978). Da viltovergangene har et grunnene jorddekke enn viltundergangene, kan det hende sistnevnte har et mer egnet substrat for etablering av hi. Hvis dette er tilfelle, vil det være naturlig å observere grevling oftere ved underganger. I tillegg trives grevlingen i nærheten av enger og kulturmark som de benytter til jaktmark for blant annet meitemark (Bevanger 2015a). Katt prefererte også underganger. Flere av undergangene var enten kulverter hvor det fantes boliger i nærheten, eller underganger i nærhet til jordbruksområder. Dette er sannsynlige årsaker til at katter oftest var å observere her.

Som nevnt foretrakk resten av artene viltoverganger. En mulig årsak til at større hjortedyr ofte vil foretrekke overganger kan være at de ikke føler seg like trygge i kulverter hvor det er vanskeligere å holde oversikt og oppdage predatorer (Vegdirektoratet 2014). Det var få observasjoner av mår totalt (n=15), og alle disse ble funnet ved overganger. Dette kan være pga. den tette vegetasjonen ved overgangene, da mår er predator på særlig fugl og ekorn (*Sciurus vulgaris*) (Bevanger 2015b).

4) Er det en forskjell i bruk av naturlige og designete viltpassasjer?

De designete viltpassasjene ble statistisk signifikant mer benyttet av viltet enn de naturlige viltpassasjene, som er en sekundæreffekt av bygging av tunneler eller bruer. Dette kan ha flere årsaker, men typisk for disse viltpassasjene var at det var mye trær i forskjellige størrelser og vegetasjon til stede (også på lokalitet 1 (Bergene Holm) der mye av arealet er definert som næringsareal). Dette vil da bety at viltet har mer skjul på transportruten sin, noe som er viktig for enkelte arter for at de skal kunne benytte en viltpassasje, for eksempel elg (Kastdalen 2018). Det er sannsynlig at det har blitt tatt hensyn til allerede kjente trekkruter under konstruksjon av de designete viltpassasjene, og at de dermed er blitt strategisk plassert i byggeprosessen. Da vil det i tilfelle ikke være et overraskende funn at de designete viltpassasjene blir mer brukt. En viktig faktor er at arealet i området fungerer bra for hjortedyrene, altså at man tar hensyn til området på en større skala enn kun området ved selve viltpassasjen.

5) Hvilken tid på året blir viltpassasjene brukt?

Studiets funn viste at det generelt var mer viltaktivitet i vår- og sommerperioden i 2021. Sesongbasert trekk er funnet å være en overlevelsestrategi blant større herbivorer for å sikre seg tilgang til næring, og kanskje for å unngå predasjon (Fryxell & Sinclair 1988). Ved trekk beveger viltet seg over større avstander enn vanlig, og det er følgelig et høyere behov for dem å krysse veier. Et høyere bruk av viltpassasjer kan dermed forventes i sesonger med trekk.

Rådyr og hjort er blant flere hjortedyr som benytter seg av forskjellige beiteområder for vinter- og sommerperioden. Sommerbeitene ligger oftest lenger inn i landet og høyere i terrenget enn vinterbeitene, som ligger i mer lavtliggende og eventuelt kystnære områder. Trekket fra vinter- til sommerbeitene foregår i perioden april – mai (Mysterud et al. 2011a), noe som kan påvirke antall rådyr og hjort observert i denne perioden. Kalvingen foregår også i sommerperioden rundt mai for rådyr, og juni for hjort da det typisk er mer tilgjengelig næring (Lincoln 1992; Mysterud et al. 2011b). Dette kan være en forklaring på større mengder observerte rådyr på viltkameraene i disse periodene.

Det er også funnet at ikke all hjort er trekkdyr, noen er også stasjonære (Mysterud et al. 2011b). Andel trekkende hjort vil da påvirke antall observerte hjort i et område.

Det var flest observasjoner av elg i sensommer/høstperioden, noe som var forventet ettersom brunsten er i denne perioden og det er tidligere dokumentert at de fleste elgpåkjørsler skjer i denne perioden (Rivrud et al. 2020). Elg trekker mot vinterbeitene så fort snøen kommer og risikoen for elgpåkjørsler øker også i denne perioden (Andreassen et al. 1997), så det hadde vært interessant å hente data for november og desember i et senere studie.

Gaupe ble også observert mer enn vanlig i den samme perioden som rådyr (mai), noe som gir mening med tanke på at gaupa i sørlige Skandinavia pleier å oppholde seg hovedsakelig i de samme områdene som byttedyrene sine (Odden et al. 2013).

6) Hvilken tid på døgnet blir viltpassasjene brukt?

Det var en større andel aktivitet av vilt ved viltpassasjene om kvelden, natten og skumring (18:00-05:59) enn dagen, og generelt mindre dyreaktivitet i timene som mennesker vanligvis bruker å være ute på. Dette var forventet tatt i betraktning til tidligere forskning som f.eks. Rognes et al. (2015). Tidligere studier viser til at hjortedyr beiter oftest i periodene rundt solnedgang og oppgang på dagtid, men mest nattestid (Green & Bear 1990). Ifølge resultatene var hjortedyrene i alle tilfeller minst aktive i timene mellom 12:00-17:59. Vi estimerer ikke at det er passeringer som ikke ble observert på natten på grunn av mørke ettersom PIR-sensoren på kameraene detekterer og utløses av både bevegelse og varmestråling (Brown & Gehrt 2009).

7) Påvirker habitatet rundt viltpassasjene bruken?

En kanadisk studie fra 2000 viser at habitatet rundt viltpassasjene kan ha innvirkning på viltets bruk av passasjene (Clevenger & Waltho 2000). I nevnt studie var det fokus på viltunderganger, og hovedfaktorene som påvirket bruken for karnivore dyr var den menneskelige aktiviteten nær undergangene. Jo nærmere bebodde områder, jo mindre aktivitet ved viltpassasjen. For hjortedyr

var den største faktoren som påvirket bruken av undergangene den strukturelle utformingen, dvs. hvor mye plass det var gjennom undergangen (Clevenger & Waltho 2000).

Det ble valgt å ikke inkludere noen statistiske tester på om habitatet rundt viltpassasjene påvirker antall passeringer ettersom det var kun tre av tolv lokaliteter som hadde andre habitatsammensetninger enn kun 100 % barskog. Statistiske tester utført med denne dataen ville ikke blitt representative på grunn av den lille prøvestørrelsen fra studieområdet. Derimot kunne det være interessant å se på habitater i en større sammenheng i et senere studie, for eksempel på landskapsnivå og sammenligne med trekkruiter.

De presenterte dataene kan antyde at jo mindre barskog det er, jo flere passeringer av hjortedyr er det, men dette samstemmer ikke med tidligere forskning og kan forårsakes av valg av viltpassasjer pga. tradisjonelle trekkruiter for hjortedyr (Sawyer et al. 2019), og for liten prøvestørrelse for denne oppgaven. Dermed er dataene dessverre ikke egnet som indikator på hvordan habitatssammensetningen påvirker bruket av viltpassasjen, siden det er usikkert om prøveutvalget gir et representativt inntrykk.

Viltovergangen på lokalitet 1 (Bergene Holm) er mye påvirket av industribygg som er meget nærme viltpassasjen, noe som gjør det overraskende at det virker som det fortsatt er mange kryssninger av enkelte arter over viltpassasjen. Dette kan bety at disse ikke blir like påvirket av næringsbyggene som antatt, men dataene tyder sterkt på at hjort velger å ikke benytte seg av denne viltpassasjen selv om andre hjortedyr som rådyr og elg gjør det. Avstand til nærmeste hus eller bebyggelse vil være en avgjørende faktor for hvor godt viltpassasjen fungerer. Det er også rimelig å anta at det vil være en forskjell mellom industri- og boligområder. Ved industriområder er det som regel aktivitet på dagtid i ordinær arbeidstid, mens i boligområder vil man kunne ha menneskelig aktivitet til alle døgnets tider. Dette samsvarer bra med oppgavens funn som viser at viltet er mest aktivt om kvelden og natten.

Feilkilder og forbedringselementer

Dette studiet ble påvirket av flere av de samme problemene som NINA (Thorsen & Odden 2022) også måtte håndtere. Det største problemet var mengden videoer som ble produsert i løpet av studieperioden. Over 90 % av alle videoene som ble filmet av viltkameraene var irrelevante, da de

inneholdt kun vegetasjon som blåste i vinden, motortrafikk, mennesker, snøføyke, eller ble utløst av sterk sol. Det er svært tidkrevende å prosessere så store mengder videoer.

For å unngå mange videofiler med vegetasjon som beveger seg i vinden er det lurt å være ekstra aktiv med fjerning av spirende vegetasjon rundt viltkameraene i perioden april-mai. Bli problematikken tatt tidlig tak i, er det lettere å håndtere.

I hvilken himmelretning viltkameraenes linse peker kan påvirke mengden overflødige opptak som blir lagret på kameraets minnekort, ettersom sterkt lys og varme kan aktivere PIR-sensoren og starte opptak. I dette studiet ble det tatt en avgjørelse om å dekke viltpassasjene på en slik måte at det ble benyttet færrest mulig kameraer for å dekke flest antall viltpassasjer, og himmelretning ble ikke tatt med i beregningen. Det er sannsynlig at vi hadde fått færre antall "tomme" videoer dersom vi hadde tatt hensyn til sensorutløsning pga. sollys. I NINA sin nylig publiserte rapport beskrives det hvordan dette unngås ved å plassere kameratransektene med linse mot nordligste retning på viltpassasjen og at det sørligste kameraet monteres i nærheten av en struktur som gir skygge (Thorsen & Odden 2022).

Tyveri av viltkamera er en risiko ved denne type studier. I NINA (Thorsen & Odden 2022) sin studie i det samme området ble det stjålet en betydelig mengde viltkamera fra viltovergangen på Danebo, i nærheten av lokalitet 1 (Bergene Holm). På grunn av manglende data kunne det derfor vært interessant å overvåke Danebo, men denne potensielle lokaliteten ble valgt bort pga. tyveririsikoen. Av de 72 kameraene som sto ute i løpet av dette studiet ble kun to stjålet. Tyveri av viltkamera kan minimeres med flere metoder (Brown & Gehrt 2009), men er vanskelig å forhindre helt. Kameraene kan monteres i en sikkerhetsboks som kan låses, men dersom disse er montert på gjerdestolper kan hele konstruksjonen lett trekkes opp av bakken. Finnes det trær eller andre solide objekter på studieområdet er det lurt å montere kameraene på disse så de er bedre tyverisikret.

En siste potensiell feilkilde kan ha oppstått i databearbeidingen. Den anerkjente statistikeren Hurlbert (1984) skriver at "A crucial assumption of most statistical techniques is that observations are independent of one another." Dataene i dette studiet er ikke nødvendigvis uavhengige, da det i enkelte tilfeller er vanskelig å vite om det man observerer er ulike dyr eller samme dyr flere ganger over et gitt tidsrom. Det har vært forsøkt å ta hensyn til dette ved definisjonen av individuelle observasjoner, men feil kan fortsatt ha oppstått. I tillegg kan en arts tilstedeværelse påvirke en annen. Dette er viktig å ha i bakhodet når dataene undersøkes.

Videre forvaltningstiltak

Det er viktig å skille mellom “bruk” og “effektivitet” av en viltpassasje. Bruk er kun antall passeringer per tid, og effektivitet er bruk sett i sammenheng med et bestemt mål i tankene, som i denne sammenheng er skadebegrensning fra transportnettet (Van der Ree et al. 2007). Selv om passasjen er i bruk er den ikke nødvendigvis særlig effektiv. Det bør derfor vurderes tiltak som kan styrke effektiviteten av viltpassasjene, som for eksempel fokus på vegetasjonsdekke og god planlegging av plassering.

Forvaltningstiltak rundt viltunderganger burde bli en naturlig del av fremtidige arealplanleggingsprosesser i området. Da for eksempel hjort har behov for mer skjermede eller avsidesliggende omgivelser for å krysse veier, er det lurt å ta vare på naturlig forekommende vegetasjon, kanskje til og med se på muligheter for tiltak for å øke vegetasjon der det er mulig. Det er også viktig å betrakte arealene som er lenger unna, da disse områdene må være intakte for å tillate trekk mot viltpassasjene. En annen betydningsfull faktor er nærhet til bebyggelse. Spesielt boligområder må tas hensyn til i arealplanlegging.

Selv om viltoverganger får mer fokus på som viktige viltpassasjer viser dette studiet at det også er stor anvendelse av underganger. Kulverter og områder under bruer er mye brukt av flere dyrearter i Larviksområdet. Det er derfor viktig at viltundergangene ikke blir glemt når det blir foretatt planlegging om utbygging eller arealbruk.

Dette studiet gir et øyeblikksbilde på situasjonen i Larvik. Områdene rundt E18 er i stadig utvikling, og på bakgrunn av dette kan videre forskning og datainnsamling være nødvendig for å forstå hvordan viltet reagerer på utviklingen. Å undersøke området i et enda lengre tidsperspektiv kan være interessant ettersom bestander kan variere fra år til år, og overvåking vil gi økt kunnskap om viltets bruk av passasjene.

Referanser

- Andreassen, H.P., Gundersen, H. & Storaas, T. 1997. Vilt-trafikk i Østerdalen Del 1: Tiltak for å begrense elg nær jernbanelinjen. Høgskolen i Hedmark Rapport nr. 5.
- Bevanger, K. 2015a. Grevling *Meles meles* (Linnaeus, 1758). URL: www.artsdatabanken.no/Pages/182509. Hentet 13.05.2022.
- Bevanger, K. 2015b. Mår *Martes martes* (Linnaeus, 1758). URL: www.artsdatabanken.no/Pages/185040. Hentet 13.05.2022.
- Brodziewska, J. 2005. Wildlife tunnels and fauna bridges in Poland: past, present and future, 1997-2013. UC Davis: Road Ecology Center.
- Brown, J. & Gehrt, S. D. 2009. The basics of using remote cameras to monitor wildlife. Ohio State University Extension Agriculture and Natural Resources Fact Sheet W-21-09.
- Clevenger, A.P. & Waltho, N. 2000. Factors influencing the effectiveness of wildlife underpasses in Banff National Park, Alberta, Canada. *Conservation Biology*, 14, 47-56.
- Direktoratet for naturforvaltning. 1995. Inngrepsfrie naturområder i Norge. Registrert med bakgrunn i avstand fra tyngre tekniske inngrep. DN-rapport 1995-6.
- Downs, J. A., & Horner, M. W. 2012. Enhancing habitat connectivity in fragmented landscapes: Spatial modeling of wildlife crossing structures in transportation networks. *Annals of the Association of American Geographers*, 102, 17–34.
- European Union, Copernicus Land Monitoring Service 2018, European Environment Agency (EEA) 2018. URL: <https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover/clc2018?tab=download>. Hentet 02.04.2022.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34, 487–515.
- Ford, A. T., Clevenger, A. P., & Bennett, A. 2009. Comparison of methods of monitoring wildlife crossing-structures on highways. *Journal of Wildlife Management*, 73, 1213-1222.
- Fryxell, J.M. & Sinclair, A.R.E. 1988. Causes and consequences of migration by large herbivores. *TREE*, 3, 237-241.
- Green, A. R. & Bear, G. D. 1990. Seasonal cycles and daily activity patterns of rocky mountain elk. *The Journal of Wildlife Management*, 54, 272-279.
- Hjeljord, O. 2008. Viltet - biologi og forvaltning. Tun forlag.

- Holm, T. E. & Steen, S. T. 2020. Presence/absence estimates of the stoat and the least weasel; a method test with tracking tunnels. Bacheloroppgave. Universitetet i Sørøst-Norge, Institutt for natur, helse og miljø.
- Hurlbert, S. H. 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological Monographs*, 54, 187-211.
- Ibisch, P. L., Hoffmann, M. T., Kreft, S., Pe'er, G., Kati, V., Biber-Freudenberger, L. & Selva, N. 2016. A global map of roadless areas and their conservation status. *Science*, 354, 1423–1427.
- Kastdalen, L., Roer, O., Milner, M. & Milner, M. J. 2018. Elgprosjektet i Akershus - Delrapport 2: Effekter av inngjerdede trafikårer på forflytning og arealbruk hos elg. Statens vegvesen rapporter, 316.
- Kristiansen, V. M. 2010. Rådyr (*Capreolus capreolus*) og mindre viltarters bruk av ulike over- og underganger langs fire hovedveger på Østlandet. Universitetet for miljø og biovitenskap.
- Kruuk, H. 1978. Spatial organization and territorial behaviour of the European badger *Meles meles*. *Journal of Zoology*, 184, 1-19.
- Kurki, S., Nikula, A., Helle, P. & Linden, H. 2000. Landscape fragmentation and forest composition effects on grouse breeding success in boreal forests. *Ecology* 81, 1985–1997.
- Lagisz, M., Wolff, K., Sanderson, R. A. & Laskowski, R. 2010. Genetic population structure of the ground beetle, *Pterostichus oblongopunctatus*, inhabiting a fragmented and polluted landscape: evidence for sex-biased dispersal. *Journal of Insect Science*, 10, 1-20.
- Lincoln, G. A. 1992. Biology of Seasonal Breeding in Deer. *The Biology of Deer*. Springer, New York, NY. 565-574.
- Meisingset, E. L., Loe, L. E., Brekkum, Ø. & Lande, U. S. 2020. Sunnhjort – Et merkeprosjekt for hjort på indre Sunnmøre - Sluttrapport. Nibio rapport.
- Meisingset, E. L., Loe, L. E., Brekkum, Ø., Van Moorter, B., & Mysterud, A. 2012. Red deer habitat selection and movements in relation to roads. *The Journal of Wildlife Management*, 77, 181–191.
- Miljødirektoratet. 2021. Inngrepsfrie naturområder. URL: <https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/overvaking-arealplanlegging/naturkartlegging/Inngrepsfrie-naturomrader/>. Hentet 08.04.2022.
- Mysterud, A., Loe, L. E., Zimmermann, B., Bischof, R., Veiberg, V., & Meisingset, E. L. 2011a. Partial migration in expanding red deer populations at northern latitudes—a role for density dependence? *Oikos*, 120, 1817– 1825.

- Mysterud, A., Loe, L.E., Meisingset, E.L., Zimmermann, B., Hjeltnes, A., Veiberg, V., Rivrud, I.M., Skonhoft, A., Olaussen, J.O., Andersen, O., Bischof, R., Bonenfant, C., Brekkum, Ø., Langvatn, R., Flatjord, H., Syrstad, I., Aarhus, A. & Holthe, V. 2011b. Hjorten i det norske kulturlandskapet: arealbruk, bærekraft og næring. *Utmarksnæring i Norge 1-11*, 1-88.
- Odden, J., Linell, J., Solberg, H. O., Lurås, E., Lundby, R. & Parmann, S. 2013. Jakt på gaupe i Norge. Et informasjonshefte fra Norges Jeger- og Fiskerforbund og NINA.
- R Core Team. 2017. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <https://www.R-project.org/>. Hentet 13.04.2022.
- Rivrud, I.M., Rolandsen, C.M., Rauset, G.R., Kvasnes, M., Mysterud, A., & Solberg, E.J. 2020. Hjortevilt påkjørsler i Norge: Årsaksforhold, lokalisering, risiko og datakvalitet. NINA Rapport 1806. Norsk institutt for naturforskning.
- Rognes, R., Odden, J., Loe, L. F., Bischof, R. & Linnell, R. 2015. Aktivitetsmønstre hos rådyr, gaupe, rev og mennesker – studert med viltkamera. *Hjorteviltet*. URL: <https://www.hjortevilt.no/aktivitetsmonstre-hos-radyr-gaupe-rev-og-mennesker-studert-med-viltkamera/>. Hentet 29.04.2022.
- Ruggiero, L.F, Aubry, K.B., Buskirk, S.W., Koehler, G.M., Krebs, C.J., McKelvey, K.S. & Squires, J. 2000. Ecology and Conservation of Lynx in the United States. University Press of Colorado, USDA-FS Rocky Mountain Research Station, 1-480.
- Rukke, B.A. 2000. Effects of habitat fragmentation: increased isolation and reduced habitat size reduces the incidence of dead wood fungi beetles in a fragmented forest landscape. *Ecography*, 23, 492–502.
- Sawyer, H., Merkle, J. A., Middleton, A. D., Dwinnell, S. P. H., & Monteith, K. L. 2018. Migratory plasticity is not ubiquitous among large herbivores. *Journal of Animal Ecology*, 88, 440-460.
- Smith, D. J., van der Ree, R., & Rosell, C. 2015. Wildlife crossing structures. *Handbook of Road Ecology*, 172–183.
- Statens vegvesen. 2022. Vegtrafikkindeksen 2021 - Trafikkutviklinga i Noreg 1995 – 2021.
- Statistisk sentralbyrå. 2021. 03501: Registrert avgang av hjortevilt utenom ordinær jakt, etter region, årsak, dyr, statistikkvariabel og intervall (2011-2021). URL: <https://www.ssb.no/statbank/table/03501/>. Hentet 20.04.2022.
- Thorsen, N.H. & Odden, J. 2022. Overvåking av viltoverganger med viltkameraer. NINA rapport 2110.

Thorsnæs, G., Lundbo, S. & Mæhlum, L. 2022. Larvik. Store norske leksikon. URL:

<http://snl.no/Larvik>. Hentet 04.05.22.

Tucker, M.A., Böhning-Gaese, K., Fagan, W.F., Fryxell, J.M., Van Moorter, B., Alberts, S.C., Ali, A.H., Allen, A.M., Attias, N., Avgar, T., Bartlam-Brooks, H., Bayarbaatar, B., Belant, J.L., Bertassoni, A., Beyer, D., Bidner, L., van Beest, F.M., Blake, S., Blaum, N., Bracis, C., Brown, D., de Bruyn, P.J.N., Cagnacci, F., Calabrese, J.M., Camilo-Alves, C., Chamaillé-Jammes, S., Chiaradia, A., Davidson, S.C., Dennis, T., DeStefano, S., Diefenbach, D., Douglas-Hamilton, I., Fennessy, J., Fichtel, C., Fiedler, W., Fischer, C., Fischhoff, I., Fleming, C.H., Ford, A.T., Fritz, S.A., Gehr, B., Goheen, J.R., Gurarie, E., Hebblewhite, M., Heurich, M., Hewison, A.J.M., Hof, C., Hurme, E., Isbell, L.A., Janssen, R., Jeltsch, F., Kaczensky, P., Kane, A., Kappeler, P.M., Kauffman, M., Kays, R., Kimuyu, D., Koch, F., Kranstauber, B., LaPoint, S., Leimgruber, P., Linnell, J.D.C., López-López, P., Markham, A.C., Mattisson, J., Medici, E.P., Mellone, U., Merrill, E., de Miranda Mourão, G., Morato, R.G., Morellet, N., Morrison, T.A., Díaz-Muñoz, S.L., Mysterud, A., Nandintsetseg, D., Nathan, R., Niamir, A., Odden, J., O'Hara, R.B., Oliveira-Santos, L.G.R., Olson, K.A., Patterson, B.D., Cunha de Paula, R., Pedrotti, L., Reineking, B., Rimpler, M., Rogers, T.L., Rolandsen, C.M., Rosenberry, C.S., Rubenstein, D.I., Safi, K., Said, S., Sapir, N., Sawyer, H., Schmidt, N.M., Selva, N., Sergiel, A., Shiilegdamba, E., Silva, J.P., & Singh, N., m.fl. 2018. Moving in the Anthropocene: global reductions in terrestrial mammalian movements. *Science*, 359, 466-469.

van der Ree, R., van der Grift, E., Gulle, N., Holland, K., Mata, C. & Suarez, F. 2007. Overcoming the barrier effect of roads – how effective are mitigation strategies? An international review of the use and effectiveness of underpasses and overpasses designed to increase the permeability of roads for wildlife. Center for Transportation and Environment, North Carolina State University.

van der Ree, R., Jaeger, J. A. G., van der Grift, E. A., & Clevenger, A. P. 2011. Effects of roads and traffic on wildlife populations and landscape function: Road ecology is moving toward larger scales. *Ecology and Society*, 16, 48.

Vegdirektoratet. 2014. Veger og dyreliv. Veiledninger. Håndbok V134 Statens vegvesen.

Watson, J. E. M., Shanahan, D. F., Di Marco, M., Allan, J., Laurance, W. F., Sanderson, E. W. & Venter, O. 2016. Catastrophic declines in wilderness areas undermine global environment targets. *Current Biology*, 26, 2929-2934.

Zuur, A. F., Ieno, E. N., & Elphick, C. S. 2009. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution*, 1, 3–14.

Vedlegg

Vedlegg 1. Lokaltetnummer, navn på lokalitet, viltpassasjestruktur (over- (O) eller undergang (U)), koordinater (WGS84), antall kamera brukt for hver av lokalitetene og informasjon om hvilke perioder hver lokalitet hadde defekte eller manglende kamera. Vedleggsinformasjon for masteroppgave om viltets bruk av over- og underganger for kryssninger av E18 i Larvik kommune, januar-november 2021.

Lokalitet	Navn	Struktur	Koordinater	Antall	Mangler
1	Bergene Holm	O	59.10662, 10.1048	9	
2	Rødbøl bru	U	59.10244, 10.0984	9	2stk 5.01-31.01. 2stk 28.02-4.04
3	Seierstad bru	U	59.09734, 10.08912	12	1stk 31.01-28.02 2stk 16.07.-7.08
4	Paulertunnelen	O	59.0732600, 9.9099600	3	
5	Traktorvei nær Sandbekkåstunnelen	U	59.07342, 9.90565	1	1stk 31.06-8.08
6	Sandbekkåstunnelen	O	59.07351, 9.90266	8	
7	Bru nær Sandbekkåstunnelen	U	59.07539, 9.89166	7	
8	Hobekksetertunnelen	O	59.07644, 9.88758	8	
9	Undergang nær Hobekksetertunnelen	U	59.0789752, 9.8768661	1	
10	Bru nær Solumdam	U	59.07982, 9.86645	12	
11	Undergang nær Solum	U	59.07982, 9.86645	1	
12	Solum	O	59.07978, 9.86091	1	