

2248

NINA Rapport

## Vurdering av vårforbud mot motorferdsel i utmark i Nord-Troms og Finnmark

Kristin E. Mathiesen  
Katariina E. M. Vuorinen  
Vegard Gundersen  
Bård G. Stokke  
Frode Thomassen Singsaas



## **NINAs publikasjoner**

### **NINA Rapport**

Dette er NINAs ordinære rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på engelsk, som NINA Report.

### **NINA Temahefte**

Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. Heftene har vanligvis en populærvitenskapelig form med vekt på illustrasjoner. NINA Temahefte kan også utgis på engelsk, som NINA Special Report.

### **NINA Fakta**

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

### **Annen publisering**

I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler og i populærfaglige bøker og tidsskrifter.

# Vurdering av vårforbud mot motorferdsel i utmark i Nord-Troms og Finnmark

Kristin E. Mathiesen  
Katariina E. M. Vuorinen  
Vegard Gundersen  
Bård G. Stokke  
Frode Thomassen Singsaas

Mathiesen, K.E., Vuorinen, K.E.M., Gundersen, V., Stokke, B.G. & Singaas, F.T. 2023.  
Vurdering av vårforbud mot motorferdsel i utmark i Nord-Troms og Finnmark. NINA Rapport  
2248. Norsk institutt for naturforskning. <https://hdl.handle.net/11250/3058407>

Lillehammer, 31. januar 2023

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-5044-3

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Denne rapporten er lisensiert under Creative Commons Navngivelse 4.0 Internasjonal lisens:

[Creative Commons — Attribution 4.0 International — CC BY 4.0](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/)

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Odd Inge Vistad

ANSVARLIG SIGNATUR

Norunn S. Myklebust

OPPDRAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Motorferdsellovutvalget, KLD

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Beate Fiskerstrand

FORSIDEBILDE

Ryper (*Lagopus muta*) på vårsnø © Kristin E. Mathiesen

NØKKEORD

- Norge, Troms og Finnmark, Nordområder
- Vilt, fugl, hjortevilt, rovvilt, tamrein
- Litteratursammenstilling
- Motorferdsel, motorferdsel i utmark, snøskuter
- Sårbar natur
- Terrestrisk økosystem

KEY WORDS

Motorferdsel, sårbare arter, sensitive områder, tamrein, fugl, vilt

KONTAKTOPPLYSNINGER

**NINA hovedkontor**

Postboks 5685 Torgarden  
7485 Trondheim  
Tlf: 73 80 14 00

**NINA Oslo**

Sognsveien 68  
0855 Oslo  
Tlf: 73 80 14 00

**NINA Tromsø**

Postboks 6606 Langnes  
9296 Tromsø  
Tlf: 77 75 04 00

**NINA Lillehammer**

Vormstuguvegen 40  
2624 Lillehammer  
Tlf: 73 80 14 00

**NINA Bergen**

Thormøhlens gate 55  
5006 Bergen  
Tlf: 73 80 14 00

[www.nina.no](http://www.nina.no)

## Sammendrag

Mathiesen, K.E., Vuorinen, K.E.M., Gundersen, V., Stokke, B.G. & Singsaas, F.T. 2023. Vurdering av vårforbud mot motorferdsel i utmark i Nord-Troms og Finnmark. NINA Rapport 2248. Norsk institutt for naturforskning. <https://hdl.handle.net/11250/3058407>

Vi fant ingen forskning spesifikt på konsekvenser av snøskuterkjøring på vårsnø for vilt, fugl og tamrein i Troms og Finnmark, og det var også svært lite forskning på tilsvarende konsekvenser i Norge generelt. Vi fant heller ingen forskning på tilsvarende forstyrrelser fra andre typer ferdsel i Troms og Finnmark. Vi valgte derfor å innhente kunnskap fra andre steder enn Troms og Finnmark, men som handler om de samme artene, eller arter som kan tenkes å ha tilsvarende respons på ferdsel som de artene som finnes i Troms og Finnmark.

Videre har vi valgt å inkludere de aktuelle artenes sårbarhetsperioder, som vil være en viktig indikator for når hensynet til vilt, fugl og tamrein bør være ekstra hensynsfullt. Disse sårbarhetsperiodene presenteres og diskuteres gjennom rapporten, og er i hovedsak basert på Hagen et al. 2019, og en oppsummering gjort av Multiconsult i 2018.

Rapporten er basert på et bredt litteratursøk i internasjonale peer review forskningsartikler for alle fugle- og viltarter med utbredelse i Troms og Finnmark, som også inkluderer rødlistartene registrert for Troms og Finnmark (60 fuglearter og 8 pattedyr). I tillegg har vi inkludert spesielt sårbare arter eller arter som hekker i spesielt sårbare områder i Troms og Finnmark (basert på Hagen et al. 2019 og Multiconsult 2018). Videre har vi også søkt i nasjonale rapporter fra både Sverige, Finland og Norge.

Rapporten viser, teoretisk sett, at artenes (fugl, pattedyr) respons på ferdsel har ulike grader av effekter både på individ- og på populasjonsnivå. Våre funn viser alt fra lokale responser med fluktavstander på individuelt eller på flokk nivå, til unnvikelseeffekter på arealnivå, til kumulative effekter på populasjonsnivå. De fleste studier vi har funnet er på individ/flokknivå, mens studier på unnvikelse og kumulative effekter krever for eksempel omfattende radiomerking på populasjonsnivå. Vi fant noen få studier fra Svalbard gjort på gjess og på fjellrev, og disse viser at fjellrev i områder med snøskutertrafikk endrer atferd til å bli mer nattaktive sammenliknet med rev i områder uten snøskutertrafikk. Gjess forlater reirene sine og flykter opp til nesten 2 km. (gjennomsnitt opp mot 1717 meter) når de blir forstyrret på reirene. Denne flukten fra reirene medførte økte tap av egg til predatorer (blant annet fra andre fugler som spiser egg) i perioden da reirene var ubevoktet.

Det er heller ikke gjort mye forskning på effekter av motorferdsel i Sverige eller Finland, og en tilsvarende rapport som denne gjort i 2014 av Naturvårdsverket, konkluderer med at terrengkjøring, enten det er snøskuter eller andre terrengkjøretøy, viser negative effekter på dyrene som økt energibruk ved at de flykter fra forstyrrelsen. Dyrene brukte mer tid til å være på vakt i stedet for å bruke tiden til å spise, eller de unngikk områder som de ellers ville ha brukt til beite. Rapporten fra Naturvårdsverket peker også på at gjentatte forstyrrelser spesielt på vinteren og våren (når dyrene er særlig sårbare pga. begrenset mattilgang og negativ energibalanse), kunne gi langsiktige negative effekter på reproduksjon, kondisjon og overlevelse.

For tamrein og villrein er det gjort 73 vitenskapelige og fagfelleverderte arbeider om ferdsel og infrastruktur, og effekter av dette fra Norge, Sverige og Finland. Rein blir vanligvis uroet innenfor avstander på 1-2 km i åpne fjellområder, mens tungt trafikkerte veier kan ha en innflytelsessone på hele 5-10 km eller mer.

Enkelte dagrovfugler kan etablere hekkeområder i Troms og Finnmark allerede i februar og mars, og disse vil være spesielt sårbare for motorferdsel på vårsnø uavhengig av mengde snø, og uavhengig av om våren kommer tidlig eller sent. Fugler som etablerer leikplasser på våren, som storfugl, orrfugl, og enkelte vadefugler er også spesielt sårbare for motorferdsel om våren, men dette kan også gjelde flere andre fuglearter som generelt er sensitive for ferdsel.

Generelt viser denne kunnskapsgjennomgangen at forstyrrelser av vilt, fugl og tamrein på våren er kompleks, og vil i hovedsak variere avhengig av hvilken art man snakker om, eller også hvilken type ferdselsforstyrrelse det er snakk om. For mange av disse artene vil hverken sårbarhetsperiode, hekke- eller yngletid variere med varierende snømengde eller klimatiske variasjoner. Dette fordi hekketidspunkt eller yngletid er utviklet gjennom evolusjon over lang tid, og skjer årvisst til samme tidsrom regulert av for eks. daglengde og dagslys. Likevel vil man på lengre sikt kunne tenke seg at et mildere klima vil kunne ha en effekt på enkelte arter ved at hekketidspunkt eller sårbarhetstidspunkt *kan* bli fremskyndet tilsvarende det en ser på tilsvarende arter som har etablert seg lenger sør i landet. Vi ser at samme art kan ha sårbarhetsperiode opptil 2 måneder tidligere i Sør-Norge, sammenliknet med områder som Troms og Finnmark. I tilfeller med tvil, men hvor en mangler kunnskap vil vi peke på «føre-var»-prinsippet som sier *at man skal unngå vesentlig skade på naturen og miljøet når man fatter beslutninger, og at manglende kunnskap ikke skal brukes som begrunnelse for å unnlate å treffe tiltak.*

Kristin E. Mathiesen, [kristin.mathiesen@nina.no](mailto:kristin.mathiesen@nina.no) Katariina Elsa Maria Vuorinen, [katariina.vuorinen@nina.no](mailto:katariina.vuorinen@nina.no), Vegard Gundersen, [vegard.gundersen@nina.no](mailto:vegard.gundersen@nina.no), Bård G. Stokke, [bard.stokke@nina.no](mailto:bard.stokke@nina.no), & Frode Thomassen Singsaas [frode.singsaas@nina.no](mailto:frode.singsaas@nina.no) , Norsk Institutt for Naturforskning

## Abstract

Mathiesen, K.E., Vuorinen, K.E.M., Gundersen, V. & Stokke, B. 2023. Assessment of the spring ban on motor traffic in outlying areas in Nord-Troms and Finnmark. NINA Report 2248. Norwegian Institute for Nature Research. <https://hdl.handle.net/11250/3058407>

We found no research specifically on the consequences of snowmobiling in spring for wildlife, birds and domestic reindeer in Troms and Finnmark. We found very little research on similar consequences in Norway in general. There was also no research found on similar disturbances from other types of traffic from Troms or Finnmark. We therefore chose to obtain knowledge from places other than Troms and Finnmark, but which are about the same species, or similar species that can be thought to have a similar response to traffic as the species found in Troms and Finnmark.

Furthermore, we have chosen to include the vulnerability periods of the species, which will be an important indicator of when consideration for wildlife, birds and domestic reindeer should be extra considerate. These periods of vulnerability are presented and discussed throughout the report, and are mainly based on Hagen et al. 2019, and a summary made by Multiconsult in 2018.

We conducted a broad literature search in international peer review research articles related to all bird species and wildlife with prevalence to Troms and Finnmark. This also included the red listed species in Troms and Finnmark (60 bird species and 8 mammals). In addition, we included particularly vulnerable species or species that breed in particularly vulnerable areas in Troms and Finnmark based on Hagen et al. 2019. Furthermore, we have also searched in national reports from both Sweden, Finland and Norway.

The report shows, theoretically, that the species' (birds, mammals) response to traffic has different degrees of effects both at individual and population level. Our findings show negative responses at local levels with escape distances at individual or flock level, to avoidance effects at large spatial scales, to cumulative effects at population level. Most studies we have found are at individual/herd level, while studies on avoidance and cumulative effects require, for example, extensive radio-collaring at population level.

Studies from Svalbard carried out on geese and arctic fox show that traffic from snowmobiles turn arctic foxes more nocturnal compared to foxes in areas without snow mobile traffic, and geese left their nests when being disturbed. The eggs in the unguarded nests were more vulnerable for predation during the period when the adult geese were absent. Escape distance for birds varied from 50 meters up to 2000 meters when being disturbed, but this may also depend on variables such as weather, topography, amount of traffic and type of traffic.

Neither did we find much research done from Sweden or Finland, but we did find a report from 2014 done by the Swedish Environmental Protection Agency (Naturvårdsverket 2014). This report concludes that off-road driving, whether by snowmobile or other off-road vehicles, has a negative effect on wild animals and domesticated reindeer as the animals increase their energy use of being more alert instead of using the time to eat, or that they avoid areas that they would otherwise have used for grazing. The report also points out that it is especially in wintertime and spring that the animals are particularly vulnerable to disturbances due to limited food access and negative energy balance.

Another study from Sweden shows that moose are negatively affected by human traffic, and that they increase their activity level by more than 30% and thus also have increased energy consumption

in the event of disturbances. For reindeer, 73 scientific peer-reviewed works have been done on traffic and its effects on domestic and wild reindeer from Norway, Sweden and Finland. Reindeer are usually disturbed within distances of 1-2 km in open mountain areas, while heavily trafficked roads can negatively impact reindeer at distances from 5-10 km. and more.

For birds, it is especially birds of prey that arrive in Troms and Finnmark as early as February and March to establish a nesting area, that are particularly vulnerable to motor traffic in spring. Birds that establish lek grounds in the spring, such as capercaillie, black grouse, or ruff are particularly vulnerable to motor traffic in the spring, but also several other bird species may in general be sensitive to human disturbances.

In general, this review shows that the impact from disturbance is complex and will mainly vary depending on the type of species we are talking about. For many of these species, the amount of snow is not decisive, and the breeding time will in many cases not be adaptable to climate variations in the short term. In the long term, one could imagine that certain species would be able to adapt to, for example, milder climate, and thus change the breeding time earlier in the spring, but there is no specific information about this from Troms and Finnmark. In cases of doubt, but where there is a lack of knowledge, we will point to the “precautionary principle”, which states that *one must avoid significant damage to nature and the environment when making decisions, and that a lack of knowledge must not be used as a justification for failing to act to take action.*



# Innhold

<b>Sammendrag</b> .....	<b>5</b>
<b>Abstract</b> .....	<b>7</b>
<b>Innhold</b> .....	<b>9</b>
<b>Forord</b> .....	<b>10</b>
<b>1 Innledning</b> .....	<b>11</b>
1.1 Ferdsel.....	12
1.2 Sensitivitet og sårbarhet knyttet til ferdsel .....	14
1.3 Sårbare og sensitive arter i Troms og Finnmark .....	16
1.3.1 Rovvilt.....	16
1.3.2 Fugl.....	18
1.3.3 Hjortevilt inkludert tamrein.....	18
<b>2 Litteraturgjennomgang</b> .....	<b>19</b>
2.1 Vitenskapelig forskningslitteratur.....	19
2.2 Nasjonale rapporter .....	19
<b>3 Konsekvenser av motorferdsel på vilt og fugl</b> .....	<b>21</b>
3.1 Begrenset kunnskap om ulike typer ferdsel .....	21
3.2 Fuglers respons på ferdsel .....	21
3.2.1 Effekten av klimaendringer på sårbare perioder for fugl.....	22
3.3 Rovvilt og annet vilts respons på ferdsel .....	23
3.4 Hjortevilt og respons på ferdsel.....	24
3.5 Reinens respons på ferdsel (og infrastruktur) .....	24
3.5.1 Lokale responser .....	25
3.5.2 Regionale unntakelsesresponser .....	26
3.5.3 Regionale kumulative responser .....	27
3.5.4 Reinens respons på motorferdsel.....	29
3.6 Oppsummering .....	29
<b>4 Anbefalinger</b> .....	<b>32</b>
<b>5 Vedlegg 1: Artsoversikt</b> .....	<b>33</b>
<b>6 Vedlegg 2, tabell over peer reviewed arbeid utført av Gundersen et al. 2020 på forstyrrelser hos rein i Norge</b> .....	<b>40</b>
<b>7 Vedlegg 3: Søketermer Web of Science, 22.12.2022</b> .....	<b>45</b>
<b>8 Referanser</b> .....	<b>54</b>

## Forord

Motorferdsellovutvalget (oppnevnt av Kongen i Statsråd høsten 2021) har fått i oppdrag å gjennomgå regelverket rundt motorferdsel i utmark og vassdrag med frist innen utgangen av 2023. Et av spørsmålene de skal vurdere er hvorvidt det generelle forbudet mot motorferdsel i utmark etter 5. mai i Nord-Troms og Finnmark bør vedvare, endres eller avsluttes. Som en del av denne vurderingen ønsker Motorferdsellovutvalget å få en oversikt over hvilke konsekvenser oppheving av et slikt vårforbud kan ha ovenfor vilt, fugler og tamrein, spesielt i Troms og Finnmark fylke.

NINA fikk i oppdrag å lage en slik kunnskapsoversikt om vilt, fugler og tamrein sin sårbarhet knyttet til forstyrrelser fra menneskelig ferdsel, både motorisert og annen type ferdsel. Oppdraget er kun basert på eksisterende litteratur, og det har verken vært ressurser eller avsatt tid til å innhente upublisert kunnskap i andre forskningsmiljøer eller forankre kunnskapen blant involverte aktører i Nord-Troms og Finnmark. Rapporten har dermed et overordnet og generelt perspektiv på temaet.

Som svar på oppdraget har vi tatt utgangspunkt i allerede eksisterende litteratur og studier, og gjort en kunnskapssammenstilling av disse både i tekst og i form av en tabell som viser hvilke studier rapporten baserer seg på.

Det viser seg at det er svært få studier gjort på forstyrrelse av vilt, fugl og tamrein relatert til motorisert ferdsel på våren i Troms og Finnmark spesielt, men også på dette temaet generelt. Vi har derfor valgt å inkludere litteratur både for nordlige områder relatert til Troms og Finnmark, men også fra studier gjennomført på tilsvarende områder som Svalbard, Nord-Sverige, Nord-Finland samt fjellområder og nordområder i Europa og Nord-Amerika der dette kan være relevant.

Rapporten ble overlevert til Motorferdsellovutvalget for en kvalitetssjekk den 23. januar, og endelig levert 28.februar 2023.

Lillehammer 28. februar 2023

Kristin E. Mathiesen

# 1 Innledning

Motorferdsel i utmark og vassdrag er som hovedregel forbudt i Norge, med unntak av for en del nytteformål som er beskrevet i motorferdselloven eller tilhørende forskrifter. Kommunene er motorferdselsmyndighet, og kan etter søknad gi tillatelser til motorferdsel i utmark innenfor rammene av regelverket. I 2015 ble loven endret etter et vedtak i Stortinget som åpnet for at kommunene også kan etablere løyper for rekreasjonskjøring med snøskuter, forutsatt at dette forankres i en egen kommunal forskrift. I Nord-Troms og Finnmark har de hatt tradisjon for snøskuterløyper i flere tiår.

I forskrift for bruk av motorkjøretøyer i utmark og på islagte vassdrag er det nedfelt et forbud mot bruk av motorkjøretøy i utmark og på islagte vassdrag i Finnmark og Nord-Troms (Kvæningen, Kåfjord, Lyngen, Skjervøy og Storfjord kommuner) i perioden 5. mai til 30. juni. Dette følger av forskriften § 8. Forbudet gjelder ikke motorferdsel som er tillatt etter motorferdselloven § 4 første ledd. Forskriften åpner for at statsforvalteren kan gjøre unntak fra forbudet i spesielle perioder, etter begrunnet søknad fra kommune eller enkeltperson. Motorferdselsforbudet gjelder for kommunens adgang til å gi tillatelser og til kjøring i løyper.

Vårforbudet er begrunnet med at dette er en kritisk periode for rein og øvrig dyreliv, og at terrenget er spesielt sårbart i vårløsningen.

Det er i tillegg et generelt forbud mot kjøring i fastsatte snøskuterløyper over hele landet etter 5. mai, jf. forskriften § 4a. I Nord-Troms og Finnmark har det vært anledning for Statsforvalter (etter søknad fra kommunene) å forlenge åpningstiden for løypene også etter 5. mai. Dette var praksis i Finnmark også før lovendringen i 2015, og ble altså videreført.

En sammenlikning fra våre naboland, Sverige og Finland, viser at det er store forskjeller i bestemmelsene rundt motorferdsel. I Finland krever motorferdsel tillatelse fra grunneier (som i Norge), men er åpent for kjøring i anviste spor og løyper i perioder med snø, på islagt hav, over innsjøer og andre vannveier. Reindriftsutøvere og enkelte utøvere av friluftslivsykker kan også være fritatt å søke om tillatelse. Vi fant ikke at det var noen spesielle vårforbud, bortsett fra i enkelte sårbare områder og i verneområder som ofte har egne, særskilte bestemmelser.

I Sverige er det tillatt å kjøre på snødekt mark om en ikke skaper forstyrrelser (Töyrä et al. 2014). Det er generelt forbudt å kjøre i ungskog eller i plantefelt som er mer enn 2 meter over snønivå. I fjellet finnes det egne reguleringsområder, og ofte er det kun tillatt å kjøre på allerede oppmerkede snøskuterløyper (skuterleder). Andre steder er det totalforbud mot kjøring (se mer på [www.snoskoterradet.se](http://www.snoskoterradet.se)). Länsstyrelsen eller kommunene kan utstede forbud mot snøskuterkjøring også i skuterleder av hensyn til friluftsliv, reinnæring, dyreliv eller naturvern, og blir for eksempel benyttet for å stenge løyper av hensyn til reindriften i kalvingsperioder. Kjøring på barmark er i Sverige i utgangspunktet forbudt, med unntak for angitte nytteformål.

Motorferdsellovutvalget ble nedsatt i september 2021 for å gjennomgå motorferdselloven på nytt, og for å gi konkrete forslag til eventuelle endringer i loven innen utgangen av 2023. En problemstilling utvalget er gjort kjent med er vårforbudet i Nord-Troms og Finnmark. Utvalget har mottatt mange innspill om behov for og ønsker om endringer i dagens regulering. Flere stiller også spørsmål ved om det eksisterende vårforbudet er faglig begrunnet. For å bedre kunne vurdere et eventuelt vårforbud mot motorferdsel fikk NINA i oppdrag fra motorferdsellovutvalget å lage et kunnskapssammendrag av hvilke konsekvenser motorferdsel spesielt på våren vil kunne ha på fugl og pattedyr, med spesielt fokus på områdene Nord-Troms og Finnmark.

Oppdragsgiver ønsket å utvide oppdraget fra å kun handle om motorisert ferdsel, til å inkludere menneskelig ferdsel generelt. Dette med bakgrunn i at bruk av for eks. snøskuter inn i et område, også bidrar til at dette området blir mer tilgjengelig for annen type menneskelig ferdsel og aktiviteter. Oppdraget er gjengitt i kursiv under.

*1. Skaffe kunnskap om sårbarhet ved forstyrrelser knyttet til menneskelig ferdsel (både motorisert ferdsel og annen ferdsel) hos vilt, tamrein og fugler som gir grunnlag til å ta stilling til om vårforbudet i Nord-Troms og Finnmark bør videreføres, endres eller oppheves. Hvilke arter som er sårbare på våren, og i hvilke perioder? Konsekvenser av forstyrrelser på vilt, tamrein- og fugler på våren? Hvilken betydning har det for vilt og fuglers sårbarhet om det er mye eller lite snø, herunder om våren kommer tidlig eller sent? Når bør et eventuelt vårforbud være, og bør tidspunktet være geografisk differensiert? Innebærer klimaendringer nye forutsetninger for å vurdere et vårforbud når loven nå skal revideres?*

*2. Kunnskap som gir grunnlag for å vurdere en eventuell geografisk avgrensning av et motorferdselsforbud. Er den regionale avgrensningen faglig begrunnet i Norge? Informasjonen bør innhentes med utgangspunkt i eksisterende kunnskap som foreligger om menneskelige forstyrrelser på dyre- og fugleliv.*

## 1.1 Ferdsel

Ferdsel i naturen reguleres av lov 28. juni 1957 nr. 16 om friluftslivet (friluftsloven) og gir oss rett til å ferdes *fritt til fots og på ski, raste og overnatte, ri eller sykle på stier og veier, bade, padle, ro og bruke seilbåt, plukke bær, sopp og blomster og fiske fritt etter saltvannsfisk*. Selv om ferdsel skjer på en skånsom måte, vil dyr og fugler uunngåelig påvirkes når mennesker beveger seg inn i deres leveområder. Denne type menneskeskapte forstyrrelser er en av de store utfordringene vi ser i verden i dag vedrørende bevaring av biologisk mangfold. Fremtidens forvaltning av naturarealer vil måtte hensynta hvordan en skal begrense overlapp i arealbruk mellom mennesker, ville dyr og fugler om en skal klare å bevare eller opprettholde et biologisk mangfold (Gill 2007, Lewis et al. 2021).

I Norge er det spesielt ferdsel fra friluftsliv, turisme og andre naturbaserte aktiviteter som påvirker og forstyrrer fugle- og dyrelivet. Slike forstyrrelser kan handle om alt fra korttids, lokal påvirkning på enkeltindivid, til langtids, permanente fortrengninger fra leveområder for hele populasjoner i en større geografisk skala (Lewis et al. 2021). I Norge kjenner vi kanskje spesielt til utfordringene rundt ferdsel og villrein (*Rangifer tarandus*), som har vært et tilbakevendende tema over mange år (Gundersen et al. 2017, Gundersen et al. 2021). Utfordringen gjelder imidlertid også flere andre arter uten at de nødvendigvis har fått samme fokus. Økt motorferdsel på vårsnø kan også ha lokale effekter på snøforhold som påvirker vegetasjonen (Storvold et al. 2013, Mullet & Morton 2021, Gage & Cooper 2009). Vegetasjonen under hardpakket snø (pga. snøskuterkjøring) påvirkes negativt gjennom at snøsmelting forsinkes under den harde snøen. Planter og vegetasjon som lever under hardpakket snø, opplever lavere temperaturer og senere blomstring sammenliknet med vegetasjon som lever under snø som ikke er hardpakket (Storvold et al. 2013). Ifølge Mullet og Morton (2021), er temperatur under urørt snø med snødybde på 50 cm eller mer, ganske stabil på rundt minus 1° C. Ved hardpakking av samme snømengde synker temperaturen 4 til 9 ganger. I tillegg vil en treghet i snøsmelting i snøskuterspor/løyper redusere avrenning og forsinke vårtining i et område også rundt løypene, som videre vil påvirke spesielt tidligblomstrende vegetasjon. Fra Nord-Amerika har studier vist at snøskuterkjøring er spesielt populært over våtmarker og myrer, og spesielt dvergbjørk (*Betula nana*) fikk redusert vekst og forsinkelse i når løvet spratt i områdene der de ble utsatt for snøpakking (Mullet & Morton 2021). Negativ påvirkning på vegetasjon kan videre ha følgeeffekter

på både fugler og dyr, men i mangel på studier er det umulig å kvantifisere slike effekter i særskilte områder som i Troms og Finnmark.

Ferdslen kan stort sett karakteriseres til noen hovedtyper ut fra i hvilken grad de besøkende bruker arealene konsentrert eller spredt, og hvor mange besøkende det er på stedet. Som hovedregel foregår ferdselen langs eksisterende ferdselsårer og infrastruktur for friluftslivet, langs det vi kan kalle linjeferdslen (eks. vassdrag, skiløyper, stier, veger). Det er en sterk trend at de som bruker naturområder er sterkere knyttet til infrastruktur som merka sti og attraksjoner i dag sammenlignet med bare noen tiår tilbake. Ferdselen er med andre ord i hovedsak sterkt kanalisert. Dette gjelder også i områder med lav bruksintensitet og der ferdsel foregår langs umerka stier og tråkk, og som i større grad inkluderer at brukerne beveger seg ut i terrenget utenfor ferdselsårene (eks. jakt, fiske, bærplukking, landbruk, telt-turer). I noen områder kan bruken være svært konsentrert på areal, og eksempler på punktferdsel kan være parkeringsplass, informasjonspunkt, utsiktspunkt, knutepunkt, landemerke, attraksjon, turisthytte osv. der folk stopper opp og bruker et mindre areal. Store områder med spredt ferdsel er ofte knytta til lokalkjente brukere eller aktiviteter som gjeting, jakt, fiske, sopp- og bærplukking, sanking av naturmaterialer osv., eller for de som søker opplevelser i urørte omgivelser uten spesiell tilrettelegging.

Det er utviklet noen kriterier for å beskrive ferdsel (i hovedsak friluftslivsaktiviteter) som påvirkningsfaktor (**Tabell 1**): Romlig- og tidsmessig utstrekning, omfang og type bruk (Hagen et al. 2019). Når det gjelder type bruk kan også karaktertrekk ved bruken (skiløper eller hundespenn), hastighet (skiløper eller ski-kiter) eller rekkevidde (gå eller sykle) være viktige faktorer som gir ulik påvirkning. Romlig utstrekning inkluderer skala og arealer som blir berørt av ferdsel. Tidsmessig utstrekning og variabilitet (tidspunkt med bruk, sesong) sier noe om hvordan ferdselen er fordelt over tid, og her er dette spesielt knyttet til tid på året. En viktig tendens i friluftslivet i de senere årene, er at ferdselen i naturområder sprer seg jevnere ut over året. Dette gjelder spesielt skuldresesongene, både sommer og vinter. For eksempel er det mer ferdsel som varturer på ski etter påske i fjellet nå enn tidligere. Likeledes er det mer ferdsel både tidligere og senere på sesongen sommerstid. Dette gir et «nytt» påvirkningsregime på naturen, der spesielt hekke- og yngletiden på våren med økende grad av forstyrrelser. Omfang handler om antall brukere og det er en tendens til økning av bruken av utmarka og spesielt bynære områder og attraktive fjellområder. Verneområder og spesielt nasjonalparker har fått utviklet besøksstrategier og er spesielt attraktive. Type bruk sier noe om hvem (inkl. aktivitet) det er som bruker området og hvilke «fotavtrykk» de har på naturen. Her er det mange studier som har påpekt en rekke trender siden 1970-tallet, der noen aktiviteter har økt (foturer, sykelturer, moderne aktiviteter) mens andre har hatt nedgang (bær- og soppplukking, skiturer, fiske, skøyter, jakt). I (Sør-)Norge har snøskuterturer som påvirkningsfaktor vært lite inkludert i sårbarhetsstudier, siden rekreasjonskjøring i prinsippet har vært forbudt (fram til 2015), med unntak for Nord-Troms og Finnmark. Snøskuterkjøring er ikke regnet som friluftsliv.

**Tabell 1.** Kriterier for å beskrive ferdsel som påvirkningsfaktor (etter Hagen et al. 2019).

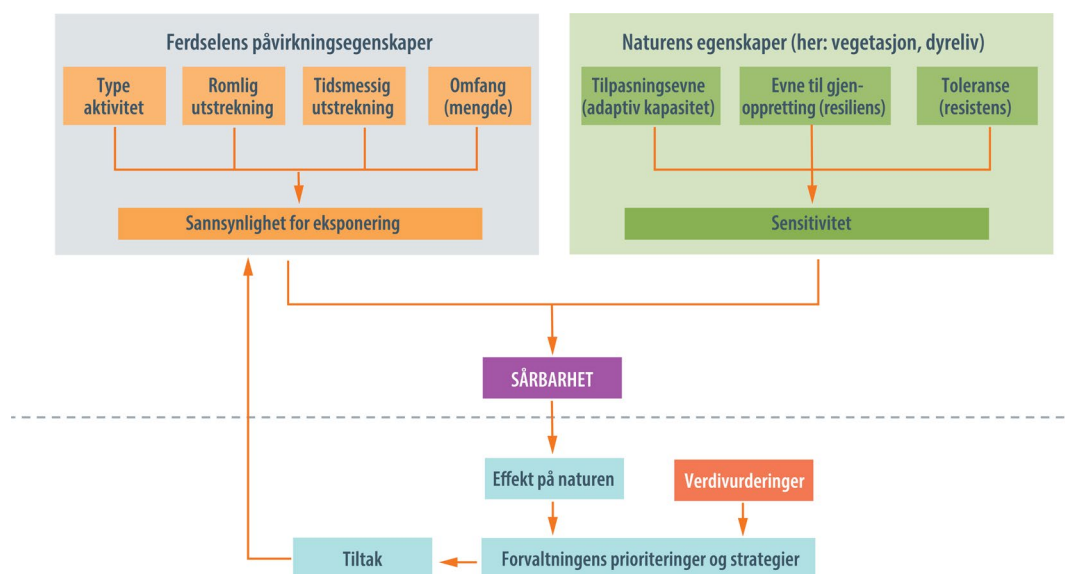
- **Romlig utstrekning** (skala, areal som blir berørt),
- **Tidsmessig utstrekning** og variabilitet (tidspunkt med bruk, sesong),
- **Omfang** (sannsynlig bruksmengde),
- **Type bruk/brukere/aktiviteter** (stort «fotavtrykk»?)

Sistnevnte inkluderer spesielle bruks-/aktivitetsvarianter som en må være oppmerksom på. To ekstra faktorer kan være 'hastighet' og 'rekkevidde'. 'Forutsigbarhet' er også en faktor som er viktig for dyrelivet.

## 1.2 Sensitivitet og sårbarhet knyttet til ferdsel

Hvordan ulike pattedyr og fugler reagerer på ferdsel defineres gjerne ut fra artenes *sårbarhet* og hvor *sensitive* artene er (Eide et al. 2015, Hagen et al. 2019). En arts **sensitivitet** beskrives som *evnen til å motstå eller tilpasse seg påvirkning* fra eksempelvis ferdsel. Videre beskrives en arts **sårbarhet** som *hvor utsatt en ressurs er for bestemte påvirkningsfaktorer* (her definert som ferdsel). Grad av sårbarhet bestemmes av summen av hvor sensitiv en art er for påvirkning, og i hvor stor grad arten utsettes for denne påvirkningen (**Figur 1**).

I rapporten til Eide et al. (2015), påpekes det også at det gjerne ikke finnes artsspesifikk kunnskap om sensitivitet for ulike typer ferdsel, men i stedet anbefaler de å benytte buffersoner rundt hekkelokaliteter eller artsobservasjoner for å sørge for at lokaliteten eller arten hensyntas i tilstrekkelig grad. Selv om det vil være krevende å fastslå nøyaktige buffersoner, ettersom disse sannsynligvis vil variere med varierende topografi, total mengde ferdselsbelastning, og variere for ulike typer ferdsel og for ulike dyrearter, foreslår Eide et al. (2015) å definere buffersoner ut fra artenes rødlistestatus. For eks. bør sterkt truede og sensitive arter ha en større buffersone enn livskraftige og mindre sensitive arter. Størrelsen på buffersoner etter rødlistekategori for en rekke fugler, og for rein er gitt i temaheftet for sårbarhetsanalyser (side 88 i Hagen et al. 2019).



**Figur 1.** Sårbarhet er definert som en arts, eller en naturtypes egenskaper, og hvordan denne responderer eller lar seg påvirke av ulike typer påvirkningsfaktorer. En art med lav tilpasningsevne, liten grad av stabilitet (resiliens) og lav toleranse (resistens) vil være mer utsatt og sårbar for langvarig og omfattende negativ påvirkning, enn er art med høy tilpasningsevne (adaptiv kapasitet) og høyere toleranse (resistens) for forstyrrelsen. Figuren illustrerer også hvordan eventuelle negative effekter på naturen kan endres gjennom forvaltningstiltak som i all hovedsak har som formål å endre ferdselens påvirkningsegenskaper. Se Hagen et al. (2019).

Et alternativ for å måle sårbarhet hos enkeltarter, ville være å måle sårbarhet for de bestemte naturtypene artene lever i, eller er avhengige av i de mest sårbare periodene (for eks. under hekketid, i yngleperioder, i trekktider, eller i ekstra energikrevende perioder som vintertid eksempelvis). F. eks. vil myrer som smelter frem tidlig om våren, eller barflekker i høgfjellet kunne være typisk foretrukne områder for arter som ankommer tidlig, enten som områder med tidlig mattilgang i en kritisk periode, eller som foretrukne områder for etablering av hekkeplass (illustrert i **Figur 2**). Å beskytte eller unngå ferdselsforstyrrelser for slike konkrete naturområder vil kunne ha positive konsekvenser for flere arter enn om en fokuserer på kun enkeltarter. Dessverre har vi ikke funnet noen studier som kan fortelle oss om effekten av for eksempel styrt ferdsel relatert til å bevare sensitive enheter og hva slike områder kunne bety for flere arter samlet sett i vårperioden. Vi har derfor opprettholdt artsfokuset i denne rapporten, men vil understreke at artene i like stor grad representerer ulike grader av sårbarhet for spesifikke leveområder, og ikke nødvendigvis artsfokus isolert sett. Resultatene påpeker at en fremtidig kartlegging av ferdselsforstyrrelser absolutt bør inkludere også sårbarheten til slike særskilte naturtyper/områder.

Sommeren 2021 ble det gjennomført en naturtypekartlegging i Troms og Finnmark av NIBIO hvor 111 ulike naturtyper skulle kartlegges for å legges inn i rødlista i Norge, eller som av andre årsaker spiller en viktig rolle som leveområder for trua og nær trua arter (Statsforvalteren i Troms og Finnmark 2021). Denne undersøkelsen bør også inkluderes i vurderingen av et vårforbud av motorferdsel, når resultatene er klare (Miljødirektoratet, NIN-kartlegging).



**Figur 2.** Heilo (*Pluvialis apricaria*) på barflekk på Finnmarksvidda om våren . Foto: Katariina E. M. Vuorinen

## 1.3 Sårbare og sensitive arter i Troms og Finnmark

I valg av sårbare og sensitive arter i Troms og Finnmark, har vi tatt utgangspunkt i Norsk rødliste for arter fra 2021 (Artsdatabanken 2021, 24. november), og valgt arter som er betegnet som *Truet* (herunder *nært truet NT*, *kritisk truet CR*, *sterkt truet EN*, og *sårbar VU*) tilknyttet Troms og Finnmark. Dette gav oss en liste på i alt 60 fuglearter, og 8 pattedyrarter. To av pattedyrartene, havert (*Halichoerus grypus*) som er et sjøpattedyr, og nordflaggermus (*Eptesicus nilssonii*) ekskluderes fra denne rapporten da vi ikke anser dem som relevante for forstyrrelser fra motorferdsel på vårsnø slik det er definert i dette oppdraget.

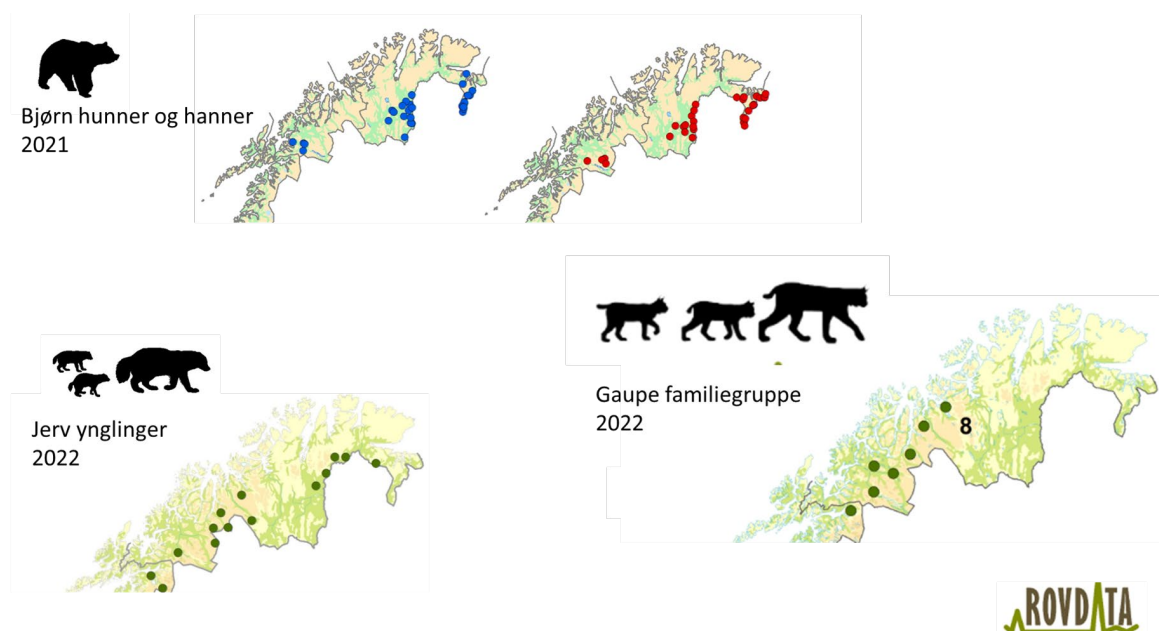
Videre har vi inkludert arter spesifisert av Hagen et al. (2019) som *sannsynligvis er sensitive for ferdsel*, men da kun de som er registrert under *fjell*. Det vil tilsvarende også være arter registrert i kategoriene *kyst* og *skog* som også er aktuelle for Troms og Finnmark. Vi har ut fra hensyn til omfanget av oppdraget valgt å holde oss til kategorien *fjell* når vi har inkludert arter fra Hagen et al. (2019) fordi vi tenker at dette gir oss et godt representativt utvalg av arter som bli berørt av motorferdsel på vårsnø, selv om også motorferdsel på vårsnø i Troms og Finnmark vil foregå i både kyst- og skogområder. Likevel vil vi påpeke at en del arter som er knyttet til kystmiljø vil også kunne være sårbare for motorferdsel i kritiske perioder. Vårt utvalg kan derfor ha utelatt noen arter, men vi har vurdert det slik at denne rapporten ikke skal rapportere konsekvenser for spesifikke enkeltarter, men gi et generelt grunnlag basert på et større bilde enn på enkeltart. Dette valget baserer seg også på at oppdraget er begrenset i omfang, og at tilmålt ressursbruk krever at vi gjør noen begrensninger. Vi har likevel vurdert det slik at det utvalget vi har gjort i hvilke arter som er inkludert, er tilstrekkelig til å kunne svare på oppdraget.

Til slutt har vi også inkludert alle artene som vi har funnet i ferdselsstudiene i våre litteratursøk, uavhengig av om de er registrert i Rødlista fra 2021, eller om de har vært nevnt i Hagen et al (2019). Eksempler på dette er for eks. flere typer gress som ikke er rødlistet eller nevnt andre steder, men som likevel er representert i konkrete studier om ferdsel og forstyrrelser (se oversikt arter i **Vedlegg 1**, og valg av søkestrenger i **Vedlegg 3**).

### 1.3.1 Rovvilt

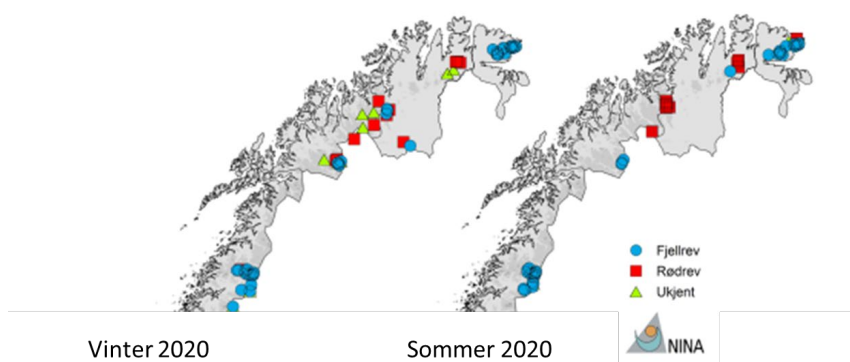
Norsk rødliste for arter tilknyttet Troms og Finnmark (Artsdatabanken 2021, 24.november), inkluderer tre av de fire store rovviltartene i Norge; bjørn (*Ursus arctos*), jerv (*Gulo gulo*) og gaupe (*Lynx lynx*), i tillegg til fjellrev (*Vulpes lagopus*). Troms og Finnmark har egne bestandsmål for både bjørn (6 årlige ynglinger), jerv (10 ynglinger), og gaupe (10 familiegrupper), og bestandsregistreringer viser at spesielt bjørn og jerv i hovedsak er etablert i grenseområdene inn mot Sverige og Finland. For gaupe er de fleste registreringene i indre deler av Troms og sørlige deler av Finnmark (**Figur 3**).





**Figur 3.** Bestandsregistreringer av bjørn, jerv og gaupe i Troms og Finnmark i 2021 og 2022 viser at de i hovedsak er etablert i de indre delene av fylket, og spesielt områdene inn mot Sverige og Finland. Det er få gaupe-registreringer lengst nord og lengst øst i Finnmark (Rovdata 2023).

For fjellrevbestanden i Troms og Finnmark ble det i 2020 satt ut valper gjennom «Avlsprogrammet for fjellrev» for tredje år på rad, med til sammen 14 individer (i 2020; Eide et al. 2020). Samme år (2020) ble det i tillegg registrert til sammen 6 fjellrevkull i Troms og Finnmark (Eide et al. 2020; **Figur 4**). Fjellreven er i Norge klassifisert som kritisk truet i den regionale Europeiske rødlistevurderingen (EU25). Det registreres hilokaliteter for fjellrev i både Troms og Finnmark, men noen av disse blir også benyttet av rødrev (*Vulpes vulpes*; **Figur 4**).



**Figur 4.** Registreringer av fjellrevhi (blå punkter) i Troms og Finnmark vinteren 2020 (t.v.) og sommeren 2020 (t.h.). Kartet viser også hi hvor det ble registrert rødrev (røde punkter), og hi hvor det var uklart hvilken art som brukte hiet (grønne punkter; Eide et al. 2020).

Også i Sverige er det dokumentert yngling av fjellrev de senere årene, men ikke i Finland (Wallén et al. 2020). Det betyr at det ikke er noen ynglinger av fjellrev på finsk side av de nordligste områdene i Troms og Finnmark, slik at den norske andelen av fjellrev også vil være viktig i en bredere geografisk kontekst.

Andre arter som rødvilt eller andre små rovdyr finnes det ingen bestandsoversikter over annet enn jaktstatistikk fra SSB. Vi har ikke ansett dette som relevant data i denne rapporten da vi primært har sett på truede eller sårbare arter.

### 1.3.2 Fugl

Fugler i Troms og Finnmark kan grovt sett deles inn i standfugler og trekkfugler. Av truede fuglearter i Troms og Finnmark finner vi 60 arter basert på rødlista, hvor både trekkfugler og standfugler er representert (Artsdatabanken 2021, 24. november).

Av trekkfuglene er det noen arter som vi ser går igjen i ulike forskningsstudier, for eks. enkelte arter gjess. Eksempler på dette er kortnebbgås (*Anser brachyhynchus*) og grågås (*Anser anser*) som trekker nordover i april, og enkelte så tidlig som i mars. Av andre trekkfugler er det spesielt vadefugler som er sårbare på våren. Her kan vi spesielt nevne brushane (*Calidris pugnax*) som kommer til Finnmark og etablerer seg tidlig i mai. Fjellvåk (*Buteo lagopus*) er også en vanlig hekkefugl i Finnmark, og ankommer gjerne så tidlig som i mars ([www.uit.no](http://www.uit.no); Trekkfugler i nord; **Figur 5**).



**Figur 5.** Fjellvåk (*Buteo lagopus*) på Finnmarksvidda på vårsnø. Foto: Katariina E. M. Vuorinen.

### 1.3.3 Hjortevilt inkludert tamrein

Både i Troms og i Finnmark er elgbestanden (*Alces alces*) i vekst, og det utøves jakt i hele fylket. Det har også vært en økning av rådyr (*Capreolus capreolus*) og hjort (*Cervus elaphus*) i de nordlige områdene i.l.a. de siste årene selv om de ikke utgjør jaktbare bestander i Troms og Finnmark ennå ([www.ssb.no](http://www.ssb.no), [www.hjorteviltregistreret.no](http://www.hjorteviltregistreret.no)). Antall tamrein i Troms og Finnmark anslås å være rundt 150 000 dyr fordelt på to reinbeiteområder; Øst-Finnmark og Vest-Finnmark hvor Vest-Finnmark også omfatter de 4 nordligste kommunene i Troms ([www.ssb.no](http://www.ssb.no)).

## 2 Litteraturgjennomgang

Kunnskapssammenstillingen er gjennomført på grunnlag av 1) internasjonale forskningsartikler hentet fra Web of Science, Core collection (databaser: Science Citation Index Expanded, Social Sciences Citation Index, Arts & Humanities Citation Index og Emerging Sources Citation Index), 2022, 2) nasjonale rapporter produsert for forvaltningen i Finland, Sverige og Norge, og 3) direkte kunnskapsinnhenting fra ekspertpanel av NINA-forskere.

Vi har samlet sammen relevante søkeord, og gruppert dem i to hovedbolker: Den ene gruppen har termer relatert til dyreliv og arter, mens den andre har termer relatert til forstyrrelser. Den første gruppen er hentet inn fra Avibase sjekklister Finnmark (<https://avibase.bsc-eoc.org/checklist.jsp?region=NOfi>), og pattedyr fra Wikipedias liste over norske pattedyr, og amfibier og krypdyr (Pattedyr i Norge; Liste over amfibier og reptiler fra Norge) som hadde utbredelse til eller nær Troms/Finnmarksvidda. Søket inneholder termene *bird\**, *wildlife\** og *animal\**, i tillegg til alle de artene vi fant i Avibase tilhørende i Troms og Finnmark slik at søkene har inkludert for eks. «Aquila chrysaetos» OR «Golden eagle» (se **Vedlegg 3**).

Den andre gruppen inneholdt termene *snowmobile\** OR "snow mobile\*" OR *skidoo\** OR *ski-doo\** OR *snowmachine* OR "snow machine\*", *winter* AND *recreation*, *motor\** AND (*snow* OR *winter*) og *ski* OR *skier\**. Vi har kombinert alle termene i samme gruppe med den boolske operatoren OR, før vi til slutt satte sammen de to gruppene med operatoren AND (se **Vedlegg 3**).

### 2.1 Vitenskapelig forskningslitteratur

Fra vårt tittel- og emneordsøk med ovennevnte søkeord i ulike kombinasjoner i Web of Science Core Collection 22. desember 2022, endte vi opp med nøyaktig 500 treff på vitenskapelige artikler. Alle sammendragene ble lest, og i tilfeller der sammendragene ikke var tilstrekkelig, ble deler av eller hele artikkelen lest. I denne gjennomgangen ble irrelevante artikler ekskludert. Dette var spesielt artikler som omhandlet motorisert ferdsel og forstyrrelser på fugler i sørlige deler av verden, eller artikler som omhandlet arter som ikke har noen relevans for Troms og Finnmark. Vi endte opp med 55 aktuelle artikler, hvorav 17 var fra Fennoskandia (Finland, Sverige og Norge), og de resterende fra Europa eller Nord-Amerika med Canada. Selv om vi valgte å gjøre søket så bredt som mulig for å unngå å overse aktuelle studier, fant vi ingen studier på for eksempel amfibier eller krypdyr relatert til forstyrrelse av motorferdsel.

### 2.2 Nasjonale rapporter

Vi har ved hjelp av søkemotorer som Oria, Google scholar i tillegg til direkte søk på Finland, Sverige og Norges miljøforvaltningsdirektorater og forskningsinstitutter, hentet inn aktuelle rapporter utarbeidet på de tre respektive landenes morsmål.

I Finland fant vi ingen gjennomførte vitenskapelige studier på effekten av motorferdsel på dyrelivet hverken for vinter- eller vårsesong. To rapporter viser til lokale urfolk og ekspertkunnskap som hevder at rein kan følge snøskuterspor og dermed havne langt fra optimale foringsplasser, noe som kan føre til potensiell underernæring for rein, og ekstraarbeid for reindriftsutøverne (Olsén et al. 2017, Liikonen & Rautio 2004). Disse rapportene nevner også at slike forstyrrelser kan føre til at

simlene spontanaborterer kalver. En nylig konfliktkartlegging anslår at selv om rein i noen områder kan være vant til motorisert ferdsel, kan kjøring på uvanlige steder, til uvanlige tider eller i uvanlige hastigheter forårsake betydelig forstyrrelse av reinen (Peltonen et al. 2020). En evaluering av «store rovdyr»-politikken i Finland nevner videre at snøskuterførere har forstyrret jerv (Pohja-Mykrä & Kurki 2014), men heller ikke denne vurderingen presenteres med systematiske data.

I Sverige gjennomførte Naturvårdsverket en undersøkelse i 2014 på *Terrängkörningens påverkan på djurlivet* (Lindberget & Skarin 2014). Dette er en litteraturstudie mye lik den vi har gjort i dette oppdraget. De konkluderte med at terrengkjøring har en negativ effekt på ville dyr og på tamreins atferd og valg av oppholdsområde eller tilgang på beiteområde. De påpeker at dyrene er spesielt sårbare på vinteren og våren da dyrene har en negativ energibalanse pga. begrenset mattilgang og ofte må forflytte seg i snø. De viser også til at for de fleste fuglearter medfører forstyrrelser i form av ferdsel at fuglene flykter eller unngår ellers foretrukne områder med avstander på opp til 1000 meter fra veg og infrastruktur som løyper m.m. Tilsvarende fant de at for pattedyr og rein hadde slike forstyrrelser medført unnvikelse i bruk av områder opp til 5 km. fra veger og annen infrastruktur (Lindberget & Skarin 2014).

Vi fant flest aktuelle rapporter fra Norge, hvor noen rapporter har blitt spesielt viktige for denne kunnskapssammenstillingen. En rapport fra Multiconsult for Statskraft ferdigstilt i 2018, danner grunnlaget for en del av fugleartene inkludert i denne rapporten (Multiconsult 2018). Multiconsult har beskrevet responsen hos de ulike fugleartene i «sårbar periode» og de har beskrevet «anbefalt minimumsavstand/hensynssone». I rapporten fra Multiconsult har de differensiert mellom nordlige/høyereliggende og sørlige/lavereliggende områder. I de fleste tilfeller er sårbar periode i sørlige områder anslått å være 1 til 2 måneder tidligere på våren enn tilsvarende periode i nordlige/høyereliggende periode. Vi har i denne oversikten kun inkludert nordlige/høyereliggende områder, da rapporten etterspør Nord-Troms og Finnmark spesielt. Sårbar periode inkluderer perioder hvor for eks. rovfugler ankommer området for å etablere hekkeområde, og leikperiode (etablering på spillplasser og reproduksjon) for hønsefugl eller vadefugler som storfugl, orrfugl, bekkasiner og brus-hane.

I rapporten fra Multiconsult (2018) har de i tillegg lagt inn «Anbefalt minimumsavstand/hensynssone» for både helikopter-/droneflyging/sprengningsarbeid, bakkearbeid, motorisert terrengtransport (ATV, snøskuter o.l.) og ferdsel til fots. Vi har valgt å inkludere to av disse kategoriene; *motorisert terrengtransport (ATV og snøskuter)*, og *ferdsel til fots*. Det er ingen målinger for skigåere, skiløyper/snøskuterløyper i rapporten fra Multiconsult. Både Multiconsult i sin rapport, og vi i denne rapporten understreker at oppgitte avstander for flukt og anbefalt minimumsavstander til hekkelokaltitet kun er veiledende avstander, og vil i virkeligheten avhenge av topografi, værforhold, totalbelastning av ferdsel, og andre variabler.

Håndboken for Sårbarhetsvurdering av ferdselslokaliteter i verneområder for vegetasjon og dyreliv utarbeidet av NINA i 2019, har også bidratt til kunnskapssammenstillingen av ulike arters sårbarhet (Hagen et al. 2019). Denne håndboken har i tillegg til å kartlegge arter som er rødlistet, også inkludert arter som de mener *sannsynligvis er sensitive for ferdsel* (Hagen et al. 2019). Disse artene er inkludert i **Vedlegg 1** og vi har merket disse med rød tekst i vedlegget over alle inkluderte arter for å lettere se hvilke arter dette dreier seg om (**Vedlegg 1**).

## 3 Konsekvenser av motorferdsel på vilt og fugl

### 3.1 Begrenset kunnskap om ulike typer ferdsl

Vi ser er at det er gjort relativt lite forskning på den faktiske påvirkningen ferdsl om våren generelt har på vilt og fugl, og da motorferdsel i Troms og Finnmark spesielt. Samlet sett er det noen studier som er relevante fra andre steder i Norge, men også fra Skandinavia, Europa og Nord-Amerika. Vi ser også at de fleste studier omhandler gjerne kun én bestemt type ferdsl relatert til én type art, og svært få studier har sett på den totale belastning artene utsettes for basert på kombinasjonen av flere ulike typer ferdsl eller forstyrrelser. Dette ville ha gitt et bedre bilde av hvilken belastning ferdsl kan ha for ulike arter, ettersom én type ferdsl ofte kan ha en utløsende effekt for andre typer ferdsl, f.eks. et snøskuterspor blir lettere å benytte også for andre snøskuterkjørere, for hundspann eller skiløpene m.fl. En annen mangel vi også ser i studiene, er at forstyrrelser knyttet til nyere former for ferdsl (eksempelvis kiting, randonnékjøring, og/eller hundekjøring) svært sjelden er testet ut.

### 3.2 Fuglers respons på ferdsl

Hagen et al. (2019), har beskrevet 43 fuglearter som *sannsynligvis sensitive for ferdsl* i områder som vil være mest aktuelle å vurdere i et vårforbud for motorferdsel i Troms og Finnmark. Disse artene er til dels overlappende med de 60 artene som er registrert som rødlistede arter i Troms og Finnmark. Artene spesifisert som *sannsynligvis sensitive for ferdsl* er spesielt knyttet til hekkeplasser i fjellområder, mer spesifisert til *nakent fjell, kulturmark i fjell, innsjøer og vann i fjell, eller myr i fjell*. Disse er uthevet med rød skrift i listen over alle arter vi har sjekket for litteratur (**Vedlegg 1**).

Det har vist seg å være store variasjoner mellom arter i når de vil være mest sårbare for ferdsl. Rovfugler som hønsehauk (*Accipiter gentilis*), kongeørn (*Aquila chrysaetos*) vil etablere seg allerede i februar og mars, og fjellvåk i mars eller april. Rovfugllokaliteter vil derfor være spesielt sensitive for motorferdsel og annen ferdsl allerede fra vinterferien og utover.

Gjess trekker gjerne til hekkeområdene i april, og representerer noen av de artene som kan være spesielt sårbare for ferdsl. Studier av gjess på Svalbard har vist at f.eks. kortnebbgås forlot reiret og flyktet på 1,7 km avstand, mens ringgås (*Branta bernicla*) tolererte forstyrrelser ned til 330 meter før de forlot reiret og flyktet (Madsen et al. 2009). Gjess er derfor spesielt sårbare for ferdsl da de har liten toleranse for menneskelige forstyrrelser generelt.

For hønsefugl og vadefugler som samles til leik på våren, vil de være spesielt sensitive for forstyrrelser i nærheten av leikplassene. Studier anbefaler buffersoner på minimum 800 meter, og har vist at fuglene unngår infrastruktur (skiløyper, anlegg m.m.) med minimum 330 meter (Coppes et al. 2017). Videre har flere studier også vist at stressnivå hos fugler akkumulerer. Det vil si at fugler som allerede er utsatt for stress, fortsetter å øke stressnivå for hver gang de forstyrres, mens fugler som ikke har vært utsatt for stress tidligere vil redusere sitt stressnivå raskere (Thiel et al. 2011, Jenni-Eiermann & Arlettaz 2008). Infrastruktur som snøskuterløyper vil dermed kunne ha en forsterkende effekt på stress hos fugler i slike området. Dette fordi snøskuterløyper med stor sannsynlig legger til rette for at flere bruker løypene, enten det er økning i snøskuterkjøring, ski eller hundspann.

Sen vår og gode isforhold vil også øke konflikten mellom ferdsel og fugl. For eksempel vil motorferdsel i forbindelse med isfiske kunne utgjøre en stor kilde til forstyrrelser for våtmarksfugl, fordi sensitive våtmarksområder ofte kan være lokalisert i samme område som fiskevann. Dette gjelder også transport inn til vann der det isfiske. Gjennom pakking av snø i snøskuterspor og løyper, vil slike områder bli lettere tilgjengelig også senere utover våren. Kombinasjon av skuter, ski og truger kan også øke fremkommeligheten og forstyrrelsen i området rundt ankomststedet, fordi man gjerne beveger seg litt rundt omkring når en først har kommet til et ankomststed. Noen våtmarksfugl vil ankomme slike områder til omtrentlig faste tidspunkt hver vår uavhengig av mengde snø, mens andre fuglearter vil kunne tilpasse seg mengde snø i noen større grad.

Samtidig er det viktig å huske at det er store individuelle variasjoner i når fugler flykter fra en forstyrrelse (kalt *flight initiation distances*; *FID*), og hvor langt de flykter. Slike variasjoner kan avhenge av hvor vant de er blitt med å ha folk rundt seg, tidligere erfaringer med forstyrrelser, type leveområde de har etablert seg i, og flere andre individuelt baserte faktorer som altså ikke er artsspesifikke variasjoner (Møller 2010). Det betyr at selv om vi har oppgitt ulike fluktavstander i **Vedlegg 1**, vil disse kunne variere stort. Gjennom et føre-var-prinsipp vil vi derfor anbefale at de distansene vi har oppgitt som anbefalte minimumsavstander til hekkelokalitet, nettopp behandles som dette – minimumsavstander.

### 3.2.1 Effekten av klimaendringer på sårbare perioder for fugl

Det er grunn til å anta at både etablering av leveområde og hekketidspunkt vil skje tidligere på våren med varmere klima og tidligere snøsmelting. For hønehawk har studier vist at høye temperaturer tidlig på våren ikke bare fremskynder tidspunkt for etablering, men at også klekketidspunkt blir fremskyndet (Lehikoinen et al. 2013). For vandrefalk (*Falco peregrinus*), har studier vist at et varmere klima gir større tilgang til flere snøfrie hekkel plasser og en fremskyndet hekkesesong, samtidig som en økning i kraftige regnbyger (skybrudd) resulterte i høyere risiko for dødelig hos vandrefalkungene (Anctil et al. 2014). I rapporten fra Multiconsult, påpekte de at sårbare perioder i sørlige områder (sør i Norge) gjerne er 1 til 2 måneder tidligere enn for samme art i nordlige områder. *Sårbare perioder* ble da i hovedsak knyttet til hekketidspunkt, eller den tiden fuglene trengte for å etablere reir og forberede hekking. Ved varmere klima, kan sårbare perioder også fremskyndes i nordlige områder som Troms og Finnmark, eller i alle fall bli mer uforutsigbare. I tillegg vil et varmere klima med stor sannsynlighet påvirke tidspunkt for insekttrekking, slik at denne for eks. ikke lenger samsvarer med trekkfuglenes atkomst eller hekketid (Carey 2009, Stralberg et al. 2015). I følge Carey 2009, så har fugler i nordlige og arktiske strøk utviklet faste årssykluser (etter lang tids evolusjon) med hekketidspunkt som er tilpasset en «ideell» tilgang på reirplasser og mat som er fastsatt tidsmessig i disse årssykluserne. Disse artene har liten fleksibilitet til å justere seg etter temperatur og klimaendringer. Klimaendringer medfører derfor en mismatch både i mattilgang, snødekke og andre faktorer som kan være kritiske for mange av disse fuglene. Stralberg et al. 2015 peker på at klimaendringer påvirker skogen og vegetasjonen på en slik måte at dette medfører en tidsforskyvning mellom tidspunkt når type og mengde vegetasjon/skog blomstrer på våren, og når fuglene som er avhengig av denne type vegetasjon/skog ankommer. Dette er estimerte langtidseffekter med scenarier for klimaendringer fra i dag og frem til år 2100.

Slike endringer eller tidsforsinkelser beskrives gjerne som «forsinkelser i biologiske prosesser», og kan ha vesentlige konsekvenser for ulike fuglers leveområde (Stralberg et al. 2015). Modeller for ulike framtidsscenarier relatert til endringer i klima, har vist at mange sangfugler i nordlige skogområder kan forsvinne helt ilt. det neste århundre pga. slike endring av biologiske prosesser (Woo-Durand et al. 2020). Akkurat dette studiet var knyttet til gammelskog og nordlige skogområder i nord-Canada, og ikke spesifisert for områder som Troms og Finnmark. Vi vil likevel understreke at aktualiteten av slike konsekvenser ved *forsinkelser i biologiske prosesser* også kan være aktuelt for

fugler og andre sårbare arter her i Norge, men hvordan arter i Troms og Finnmark påvirkes i dag, eller hva som faktisk vil skje i fremtida vet vi ikke pga. manglende forskning.

### 3.3 Rovvilt og annet vilts respons på ferdsel

Vi fant ingen studier fra Norge på forstyrrelser fra motorferdsel på rovvilt, men det var en studie fra Svalbard på effekten av motorferdsel på fjellrev. Fra internasjonale undersøkelser fant vi to studier som hadde sett på effekten av motorferdsel på jerv, to studier på ulv (*Canis lupus*), tre studier på gaupe og tre studier på bjørn (Vedlegg 1).

Studien på fjellrev på Svalbard viste at revene i områder med snøskutertrafikk i større grad endret atferd til å bli nattaktive sammenliknet med områder uten snøskutertrafikk, og denne atferdsendringen ble også registrert selv ved liten grad av trafikk (Fuglei et al. 2017).

De to undersøkelsene vi fant på jerv var begge fra Nord-Amerika. Begge studiene viste at spesielt hunnjervene unngår områder med snøskuterferdsel, og at de generelt unngår områder med mye menneskelig aktivitet (Krebs et al. 2007, Heinemeyer et al. 2019).

Studiene på bjørn fra Nord-Amerika viste at bjørnene unngikk å legge seg i hi i områder med snøskuteraktivitet i større grad enn områder med skiløpere (Goldstein et al., 2010), og at de forlot hiet når de ble utsatt for heliskiing (Crupi et al. 2020). Den tredje studien viste til tilfelle av at skiløpere i bratte skråninger utløste ras der ei binne med to unger omkom (Hilderbret al., 2000). Studier fra Tyskland på gaupe viser at gauper unngår å bruke områder med snøskuteraktivitet, og at de ble mer nattaktive i områder hvor de ble utsatt for snøskuterkjøring (Belotti et al. 2018). Denne endringen i atferd fra å være mer dagaktive til å bli mer nattaktive ved forstyrrelser fra motorferdsel, samsvarer med studie på fjellrev fra Fuglei et al. (2017) nevnt tidligere.

Vi fant ingen studier som omhandlet rødrev, og effekten av snøskuterløyper på rødrev, men det er flere studier fra Nord-Amerika som viser at coyoter (*Canis latrans*) utnytter fordelene med snøskuterløyper ved at de kan forsure områder som normalt har for mye snø til at coyotene vanligvis bruker disse områdene, til at de ved å bruke snøskuterløypene kunne nå lenger inn i ellers utilgjengelige områder (Gese et al. 2013, Bunnell et al. 2006). I disse studiene beskriver de at coyotene tar i bruk områder som ellers blir brukt av gauper da dette er områder som er mer tilpasset å bevege seg i dyp snø med store poter sammenliknet med coyotene. Dette har resultert i økt interspesifikk konkurranse, altså økt konkurranse mellom de to artene coyote og gaupe. Dette kan også være et tenkt scenario for rødrev i Norge hvis det er slik at snøforhold enkelte steder gjør det krevende for reven å komme seg inn slike områder uten at de for eks. kan følge snøskuterspor eller skiløyper. I så fall kan rødreven utgjøre en ekstra predasjonsfare for fugler og annet vilt i områder den tidligere ikke har hatt tilgang til, men dette blir bare spekulasjoner og altså ingen studier som sier noe om.

Av andre truede viltarter fant vi kun én studie på hare (*Lepus timidus*). Harer utsatt for menneskelige ferdsel i skogområder i de mellom-europeiske alpene, viste økt stressnivå sammenliknet med harer i områder uten menneskelig ferdsel (Rehnum et al. 2014). Ellers fant vi tre andre studier fra Europa som omhandlet effekten av snøskuterferdsel eller skiløyper på vilt generelt. Alle studiene viste til negative effekter på dyrene, hvor eksempelvis hjortevilt økte tiden brukt til å være på vakt i stedet for å spise, og hvor sangfugler forlot reirene sine ved 100 meters avstand til snøskuter eller ATV-løyper (Barber et al. 2010).

### 3.4 Hjortevilt og respons på ferdsl

Heller ikke her er det mange studier å vise til i litteraturen. En studie på elg fra Alaska, viste at den unngår snøskuterspor, og ved stor andel spor bruker dyrene mindre enn 10 % av tiden sin i disse områdene (Harris et al. 2014). En tilsvarende studie fra Sverige undersøkte elgens reaksjon på skiløpere. Resultatene viste at elgene beveger seg 33 % mer etter forstyrrelser fra skiløpere og dermed også økte energiforbruket tilsvarende (Neumann et al. 2010). Samtidig påpeker Neumann et al. (2010) at for dyr i god kondisjon, skal ikke dette ha så store negative konsekvenser for dyrene at det går utover deres totale fitness (fitness = et individs evne til å få avkom, sett i forhold til hvor mange avkom andre individer får).

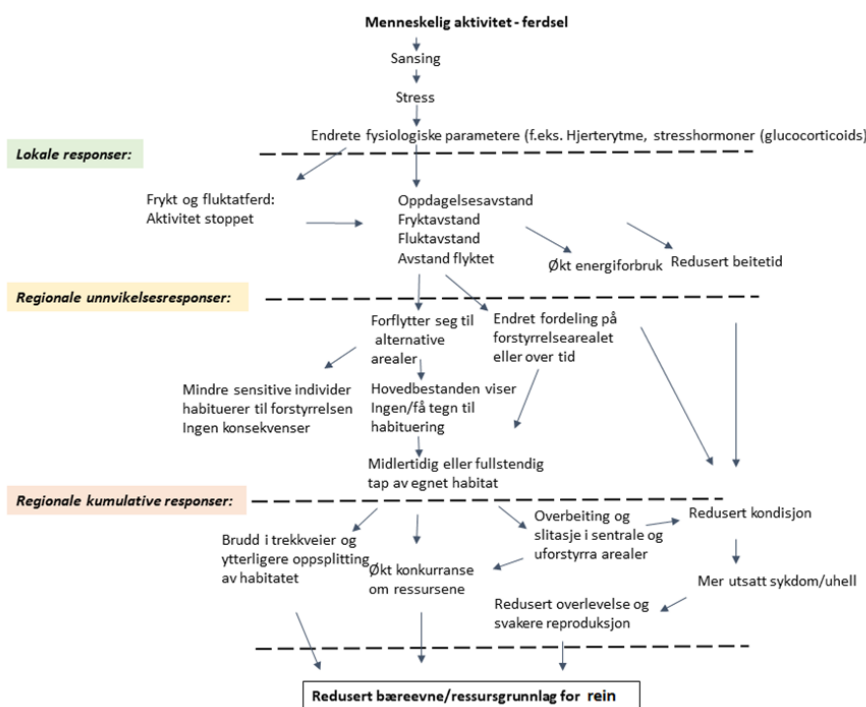
Fra Nord-Amerika er det også gjort en del undersøkelser på hjort («elk») hvor alle viser til økt tid brukt på å være på vakt og et forhøyet stressnivå ved motorisert ferdsl generelt, og snøskuter spesielt. Hjorten reagerte på lyden av snøskutere på rundt 1000 meter, og at de flyktet fra områder på 257 meter (Preisler et al. 2006; Fortin & Andruskiw 2003)

### 3.5 Reinens respons på ferdsl (og infrastruktur)

Litteraturen på tamrein og villrein fra Norge, Sverige og Finland viser de samme responser på forstyrrelser fra ferdsl, men tamrein har større toleranse for dette og effektene av ferdsl er dermed mindre. I dette kapitlet gir vi en oversikt over forskningen som er gjennomført i Norge, Sverige og Finland på responser på ferdsl. Det er i alt registrert 73 vitenskapelige fagfelleverderte arbeider innen dette temaet i disse landene, og det er de som danner materialet i oversikten (**Vedlegg 2**). For oversikt over litteraturen og mer inngående forklaring av forstyrrelseseffekter vises til en nylig publisert litteraturstudie innenfor dette temaet (Gundersen et al. 2022). Andre viktige litteraturstudier er Vistnes & Nellemann (2008), Skarin & Åhman (2014), Coleman et al. (2017) og Flydal et al. (2019).

Vi deler forskningen innenfor dette temaet i tre kategorier, avhengig av omfanget av effektene (Gundersen et al. 2022, **Figur 6**): 1) lokale responser, 2) regionale unnvikelsesresponser og 3) regionale kumulative responser. Lokale responser fokuserer på absolutte responser i dyrets fysiologi eller atferd, ofte målt som frykt- og fluktatferd, og som kan ha lokale effekter knyttet til for eksempel økt hjertefrekvens, endret hormonnivå, redusert tid til beiting, og økt energibruk, og har hovedsakelig blitt studert gjennom direkte observasjon når en person beveger seg i rett linje mot flokken. Regional unnvikelse er effekter som studerer fordeling av reinen over tid, det vil si områder som reinen unngår eller at reinen bruker andre områder mer hyppig. I de fleste tilfeller er dataene i denne kategorien direkte observasjoner i felt (telling av dyr, tetthet), beitekartlegginger som måler beitetrykket eller forekomst av ekskrementer på bakken. Det er også en del telemetristudier som er gjennomført på begrensede areal innen utbredelsesområdet, og senere år har også GPS-merking blitt brukt for å studere regional unnvikelse. Regionale kumulative responser er studert gjennom å merke et representativt utvalg i populasjonen med GPS (eller telemetri) og studere effekter av menneskelig påvirkning i hele området under ett. I slike kumulative analyser modelleres reinens nåværende arealbruk med fysiske, biologiske og antropogene forklaringsvariabler. Informasjon om habitatets egnethet og eventuelle trekk kan bidra til bedre forståelse av kumulative effekter som følge av menneskelig aktivitet.





**Figur 6.** Oversikt over kunnskap om ulike responser individ og bestand av villrein kan ha som følge av menneskelig forstyrrelse i villreinområdet (Gundersen et al. 2021).

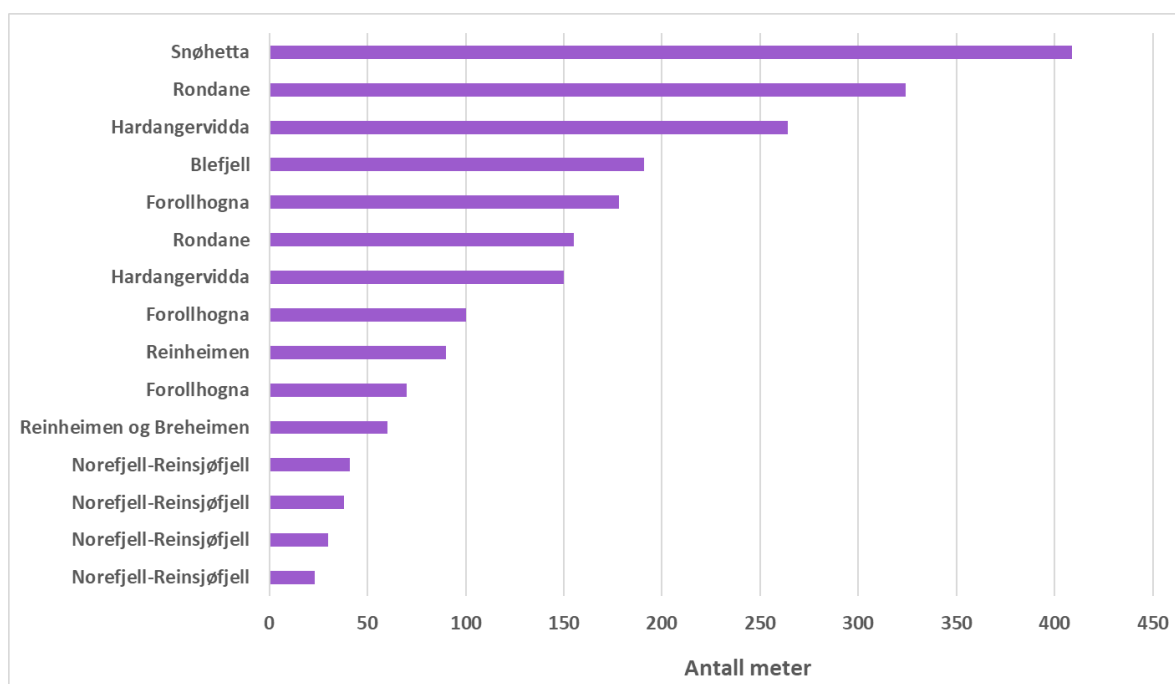
### 3.5.1 Lokale responser

De fleste studier i denne kategorien er utført på villrein, noen på tamrein. Studiene baserer seg på å bevege seg direkte mot flokken for aktivt å provosere frem en reaksjon. For en flokk som beiter eller hviler, tar forstyrrelser fra mennesker vanligvis samme form som om det er et rovdyr i nærheten og som flokken reagerer på. Slike forstyrrelseseffekter deles inn i oppdagelsesavstand, fryktavstand, fluktavstand og total distanse flyktet. To egenskaper er vanligvis registrert i slike studier, nemlig oppdagelsesavstand og fluktavstand. Oppdagelsesavstand betyr at enkelte dyr stopper sin aktivitet for å være på vakt overfor den potensielle trusselen, mens fluktavstand er avstanden der flokken starter å unndra seg en trussel som nærmer seg. Begge de målte faktorene settes i sammenheng med situasjonsbetingete faktorer slik som toleranse for ferdsel, størrelsen på flokken, kjønn- og aldersfordeling (kalv), årstid og hvor ofte flokken er forstyrret, noe som gjør at responsene man observerer varierer i tid og rom. For eksempel kan store flokker tillate observatøren å komme nærmere enn små flokker, og simleflokker med kalv er mer sensitive enn bukkeflokker.

Fluktavstand brukes ofte for å forklare forskjeller i frykt mellom villrein og tamrein, og varierer også stort mellom villreinbestandene. Frykt er avhengig av bestandens genetiske opprinnelse, volum av menneskelig tilstedeværelse i området, og graden av tilvenning til mennesker og infrastruktur. På grunn av at områdene har svært ulik historie knyttet til tamreindrift, varierer nivået av årvåkenhet og frykt stort mellom bestandene, noe som er illustrert med villreinstudier (**Figur 7**). Effektene på villreinstammene er vist å være sterkt avhengig av hvor mye tamrein som er innblandet i bestandene i historisk tid. For tamreinbestandene vil også fluktavstandene variere stort mellom flokkene, og være sterkt kontekstavhengig. Generelt vil fluktavstander for tamrein være 50-100 meter.

Vi må betrakte effekter av menneskelig påvirkning på reinen som dynamisk og variert. Reinen viser generelt sterkere fryktresponser mot skiløpere enn snøskutere, og snø-kitere gir større

forstyrrelseseffekt enn skiløpere. Høyere hastighet og størrelse på objektet gir større oppmerksomhet for reinen og lengre fluktavstander. Over tid viser noen studier at reinen ble vant til observatøren, fordi gjentatte forstyrrelser ga kortere fluktavstander (Reimers et al. 2010). Gjentatte lokale forstyrrelser av flokkene er også satt i sammenheng med redusert beitetid og økt energibruk, som videre kan virke inn på kondisjonen til dyra. For eksempel at redusert beitetid grunnet forstyrrelse fra mennesker eller insekter, kan reduserer dyrenes evne til å gå opp i vekt. Gjentatte og langvarige forstyrrelser kan derfor ha negative konsekvenser for reinsdyra, gjennom høyere energiforbruk, redusert næringsinntak og som videre påvirker kondisjonen til dyra. Undersøkelsene viser generelt at slike lokale forstyrrelseseffekter er relativt kortvarige, siden mange av studiene også har målt hvor langt dyrene løper før de roer seg ned igjen og opptar normal aktivitet. Men uansett, studier på lokale responser foregår på en så liten skala at det ikke er mulig å konkludere hvilke effekter dette har for hele reinbestanden.



**Figur 7.** Viser gjennomsnittlig fluktavstand under påvirkning fra mennesker til fots for villrein i noen områder. Vurderingen tar utgangspunkt i en enkelt person som går rolig rett på middels stor villrein-flokk i flatt terreng om sommeren før jakt og der reinen ikke får vindtrekket fra personen (egne data Gundersen).

### 3.5.2 Regionale unnvikelsesresponser

Studier innen denne kategorien inkluderer både villrein- og tamreinbestander. Habitatvalg handler for reinsdyra om en avveining mellom opplevd risiko og potensielle fordeler ved å bruke et bestemt område. Responsene på menneskelig forstyrrelse av reinen gjenspeiler opplevd predasjonsrisiko, og flokkens respons på trusselen blir dermed modulert ut fra både intensitet og type forstyrrelse i forhold til andre risikoer og fordeler i habitatet. Det er flere studier som handler om kortsiktige effekter av etablering av ny infrastruktur som vindparker, hovedveier, grusveier, dammer og magasiner, samt kraftledninger i utkanten av området, og som sammenligner habitatbruk hos rein før, under og etter bygging eller som sammenligner områder med og uten utbygging. Noen studier har testet reinens bruk av arealene som en funksjon av avstand fra forstyrrelseskilden, f.eks. turiststeder eller hyttefelt, mens andre studier har sett på infrastruktur som er fjernet eller flyttet for å studere effektene på habitatbruken. En forutsetning for slike studier er at dyrene har alternative områder å

bruke og ikke er «stengt» inne i situasjonen. Et vanlig funn i disse undersøkelsene er at dyrene øker bruken i områder med færre mennesker og infrastruktur, og følgelig vil beitetrykket øke i disse prefererte områdene. Slike funksjonelle effekter er funnet i Nordfjella og på Hardangervidda. Her var tettheten av villrein høyere i områder med mindre forekomst av infrastruktur, og beiteressursene var langt mer nedbeitet i de prefererte områdene. Men vi må tolke disse studiene på funksjonelle effekter med forsiktighet, fordi det mangler kontrollområder, og fordi en forklaring på de observerte mønstrene kan være at infrastruktur er konsentrert i mindre prefererte områder slik som lavt i terrenget eller i dalbotn. Det er ikke helt intuitivt at reinen skal bruke mye områder med redusert mattilgang, men studiene antyder dermed at fordelene med mindre opplevd risiko i disse urørte områdene oppveier kostnadene ved å ha dårligere beitekvalitet. Nyere studier har vist at unnvikelsesresponsen i stor grad avhenger av omfanget og intensiteten i menneskers bruk av infrastrukturen.

Et generelt trekk i disse studiene er at de studerer fenomener som er svært kompliserte og har inkludert en rekke faktorer som virker inn på reinens valg av habitat. Det viser seg at man ofte ikke har kontroll på alle de viktige faktorene i slike studier, og det er også få studier som har et design som inkluderer data før – under – etter inngrepet. Derfor spriker svarene en del mellom studiene, og rundt 60 % av studiene av caribou og villrein påviser negative effekter av inngrepet. En annen svakhet med studiene er at de ikke inkluderer kvantitative data på den menneskelige bruken av infrastruktur (dvs. romlig omfang, tidsmessig omfang og variabilitet, volum). Infrastruktur alene kan utgjøre en hindring for reinens bruk av habitatet (dam, vegskjæring, gjerde osv.), men i tillegg gir menneskelig eksponering effekter; hvorvidt en vei blir et hinder avhenger derfor av design og plassering i terrenget, og hvorvidt reinen forbinder veien med menneskelig ferdsel. Derfor har tidligere studier sett på effekten på reinen av 1) infrastruktur og 2) menneskelig bruk av infrastruktur, men der 2) i de aller fleste studiene er en ukjent faktor. Dette er en stor svakhet, og som kan være med på å forklare de store forskjellene i effektene av utbygging av infrastruktur som studiene viser. Kunnskap om den menneskelige bruken er spesielt interessant, siden forvaltningen kan påvirke denne atferden i landskapet. Dette kan skje gjennom ulike virkemidler (forbud, restriksjoner, informasjon osv.). Det er med andre ord lettere for forvaltningen å påvirke den menneskelige atferden enn villreins, men allemannsretten setter grenser for når forbud og restriksjoner kan innføres.

Reinen kan tilvenne seg menneskelig eksponering. Slik habituering er påvist gjennom reduserte fluktresponsen fra rein gjennom gjentatt eksponering for mennesker (Reimers et al. 2009) eller ved å sammenligne responser hos rein i områder med høyt og lavt nivå av menneskelig bruk. Derfor er unnvikelsesresponsen svært kontekstuelle og dynamiske, og avhenger av en rekke bakenforliggende faktorer. Et sentralt spørsmål i denne sammenheng er om det er enkeltindivider eller flokker (f. eks. bukk) som har bedre evne til habituering enn hovedbestanden i området.

### **3.5.3 Regionale kumulative responser**

Denne kategorien inkluderer primært forskning utført i villreinbestander, men inkluderer også noen studier av tamrein. GPS-studier av villrein har gjort det mulig å ta i bruk analyser i stor skala av funksjonell habitatbruk og trekk. Slike studier har avdekket funksjonelle effekter av barrierer og fragmentering av områder som har vært historisk viktige for reinen, samt trekk mellom beiteområdene, viktigheten av kalvingsområder og refugieområder med lite ferdsel. Reinsdyra oppfatter menneskeskapte barrierer hovedsakelig i form av lineær infrastruktur (f.eks. veier) i kombinasjon med menneskelig aktivitet, og styrken på barriereeffekten avhenger av summen av disse to faktorene. Slike kumulative effekter av infrastruktur kan være betydelige i daler eller fjelloverganger som inneholder flere parallelle strukturer som motorveier, jernbaner, kraftledninger og med tilrettelegging for friluftslivet. Det er blant annet vist at merkede stier har signifikante negative effekter på habitatbruk og trekk i flere villreinområder. Slike effekter kan observeres både gjennom endringer i dyrenes atferd (økt bevegelseshastighet nær stiene) og unnvikelse av visse stier, som til slutt forhindrer at dyra

får tilgang til historisk viktige ressurser. Mange steder har bruken av gamle viktige trekk-korridorer opphørt helt. For andre trekk-korridorer bruker bare en liten del av flokkene dem, og for noen har den totale bruken blitt redusert betydelig. Imidlertid er noen av disse barrierene sesongmessige, for eksempel på trekk til kalvingsområdene. Mange grusveier og også noen hovedveier i fjellet er kun åpne for trafikk om sommeren og fungerer ikke som barrierer om vinteren når de er dekt av snø.

Nyere studier antyder også at effektene varierer betydelig mellom forskjellige typer infrastruktur (**Tabell 2**). Effekter er dokumentert for veier, turisthytter og andre former for fritidsinfrastruktur, men avhenger av intensiteten og typen menneskelig bruk av infrastrukturen. Om dyra sanser strukturene eller menneskene som bruker dem, er viktig for den responsen infrastrukturen gir. Reinsdyra opplever vanligvis en potensiell forstyrrelse 1-2 km unna i åpne fjellområder, mens tungt trafikkerte veier kan ha en innflytelse på hele 5-10 km. eller mer. Om dette kommer fra læring eller strengt tatt er et produkt av øyeblikkelig sensorisk stimulering er ikke undersøkt. Imidlertid er det sannsynlig at områder med intensiv menneskelig bruk av infrastruktur, for eksempel veier over fjell-overganger, unngås av flokkene. Dette antas å skyldes de samme mekanismene som reinsdyra lærer når det gjelder sesongtrekk, trekkveier og forekomst av ressurser i området.

**Tabell 2.** Nyere studier som viser arealunntakelse hos villrein i Norge.

Installasjon	Unntakelse >50% redusert bruk	Delvis unntakelse <50% redusert bruk	Referanser
<b>Hovedveger</b>	1 km	10-15 km	Panzacchi et al. 2013a, Panzacchi et al. 2015a, Strand et al. 2014, 2015
<b>Mindre veger</b>	1 km (-46%)	10 km (-25%)	Panzacchi et al. 2013, Strand et al. 2014, 2015
<b>Turisthytter</b>	1 km (-100%)	10 km (-34%)	Panzacchi et al. 2013, Strand et al. 2014, 2015
<b>Merka stier</b>	Svært variabel – avhengig av sti-intensitet		Panzacchi et al. 2013, Strand et al. 2014, 2015
<b>Kraftledninger</b>	Liten? Sterkt kontekstavhengig	Liten? Sterkt kontekstavhengig	Colman et al. 2015, Tyler et al. 2014, 2016, Eftestøl et al. 2016, Panzacchi et al. 2013a finner stor variasjon
<b>Vindturbiner</b>		3-5 km	Litteraturgjennomgang se Skarin et al. 2015, Strand et al. 2017

Disse nylige studiene inkluderte alle typer eksisterende infrastruktur som finnes innenfor reinområdene der de bruker langsiktige GPS-data på rein (f.eks. Fra Hardangervidda-området siden 2001), og analysene inkluderer data på mange av habitatfaktorene som kan være med å forklare endringer i reinbestandens arealbruk og trekk. Det kan fremdeles ofte være et sett med habitatfaktorer som ikke er inkludert i analysene i studiene (se oversikt Flydal et al. 2019). For det første er det vanskelig å inkludere svært dynamiske faktorer som værforhold, tilgang til beite gjennom året, insektmengde, og det vil være tilfeldige bevegelser til flokken som kan være vanskelig å inkludere. Dette er jo veldig relevante faktorer som da ofte er oversett. For det andre har det meste av forstyrrelsesforskningen undersøkt effekten av eksisterende infrastruktur i landskapet, og har dermed ikke testet endringene før, under og etter bygging av ny infrastruktur (Flydal et al. 2019). En måte å teste slike endringer på er å etablere en langsiktig studie som følger de forskjellige fasene i utbyggingen (Flydal et al. 2019),

eller å bygge modeller for egnet habitat og trekk i landskapet med eksisterende langsiktige GPS-dataserier som forutsier forstyrrelseseffekter ved å legge til eller fjerne infrastruktur digitalt i predikasjons-modellene. Imidlertid har volumet av menneskelig bruk av infrastrukturer ikke blitt nevnt som en faktor i noen av forstyrrelsesstudiene, heller ikke i en nylig gjennomgang av unnavikelseffekter (Flydal et al. 2019). Det eneste unntaket er Gundersen et al. (2019, 2020) som brukte data om ferdse på merkede og umerkede stier fra feltundersøkelser og automatiske tellere, men disse studiene mangler helhetlige analyser som inkluderer viktige habitatparametere.

### 3.5.4 Reinens respons på motorferdsel

Tamreinen i Troms og Finnmark har på generelt grunnlag høy toleranse for motorferdsel, og man kan forvente at det har skjedd en sterk habituering eller toleranse mange steder. Likevel vil man kunne gjenkjenne alle typer responser på reinen av motorferdsel som beskrevet over, også i tamreinområder. Motorferdsel tar oppmerksomhet hos flokken som resulterer i en respons, ofte at reinen trekker seg vekk, og hvis dette gjentar seg eller skjer systematisk i områder vil reinen unngå områdene. På generelt grunnlag har reinen større toleranse for snøskuter enn for skiløpere og kitere. Men bruk av snøskuter kan kombineres med ski, truger eller kite, og slik sett utgjøre en annen type forstyrrelse. Snøskuter kan ofte brukes til transport for å gjøre en utendørs aktivitet i et fjerntliggende område som i utgangspunktet har liten forstyrrelse fra ferdse. Et eksempel på dette kan være isfiske, og som da gir to forskjellige forstyrrelsesregimer, selve transporten inn til vannet og aktiviteten isfiske i kombinasjon med for eksempel bålpyring. Reinen, kalven og simla, er spesielt sårbar for forstyrrelse i kalvingstiden, mai-april, men også under trekket på veg til kalvingsområdene i tiden før. Kalvingstiden foregår uavhengig av snøforhold eller andre klimatiske forhold.

## 3.6 Oppsummering

### Sårbarhet ved forstyrrelser av vilt, tamrein og fugl

I denne rapporten har vi brukt begrepene sensitive enheter om arealer som på generelt grunnlag er viktig for arter som er *sensitive for forstyrrelser fra ferdse*, altså arealer som har lav tilpasningsevne, liten evne til gjenoppretting og lav toleranse for forstyrrelser. Sensitive enheter har altså et stort potensial for negative konsekvenser av forstyrrelser. I tillegg vil det vi kaller sårbare områder være områder som både er sensitive for vilt, fugl og tamrein og eksponert for ferdse i kritiske perioder (periodene før, under, og rett etter yngle, hekke-, og kalvingstid). Sårbare områder vinterstid inkluderer spesielt områder knyttet til hekke- og ynglelokaliteter for *sensitive arter* (dagrovfugler, våtmarksfugl, kalvingsområder rein, ynglelokaliteter rovvilt).

I sensitive områder bør man unngå motorferdsel. Vår gjennomgang viser at spesifikke dagrovfugler som hønehawk, kongeørn og fjellvåk vil etablere hekkeområde i Troms og Finnmark allerede i februar/mars, og disse vil være spesielt sensitive for forstyrrelser fra motorferdsel på snø uavhengig av mengde snø, eller om våren kommer tidlig eller sent. Også fugler som etablerer leikplasser på våren, som storfugl, orrfugl, og en del våtmarksfugler er spesielt sensitive for motorferdsel tidlig etter vinter og utover våren. Likeledes vil kalvingsområder for tamrein være sensitive fra april/mai, hvor forstyrrelser i perioden før kalving også vil være uheldig. For jerv vil sensitiv periode være fra yngletid allerede fra februar av.

**Kort oppsummert** ser vi altså at mange ulike arter vil være spesielt sensitive for motorferdsel og annen ferdse som kan være generert av motorferdselen (ski, isfiske, kiting, trugeturer etc.) allerede

fra februar av, altså før vinterferien, og utover. Dette er uavhengig av hvordan vinteren forløper seg med hensyn på snø- og værforhold, altså uavhengig av om det er tidlig eller sen vår, og uavhengig av om det er mye eller lite snø. Det vil være avgjørende at det er god kunnskap om de sensitive områdene, slik at det er mulig å kanalisere motorferdselen i sikker avstand. Forstyrrelser fra ferdsel vil i de mest sensitive områdene være økende problematisk jo lenger ut på våren en kommer, og i april og mai viser kunnskapsgrunnlaget at motorisert ferdsel vil kunne ha store negative konsekvenser for mange fuglearter.

### Klimaendringer

Klimatiske endringer med et mildere klima vil resultere i mer uforutsigbare endringer og mindre robuste miljø. Økende temperaturer vil sannsynligvis gi tidligere snøsmelting i mange områder, men kan også gi effekter som nedising av beiteområder for rein, og «tidsforsinkelser i biologiske prosesser», som nevnt tidligere. Studier fra Nord-Canada har vist at slike tidsforsinkelser i biologiske prosesser kan medføre dramatiske negative endringer i dyr og fuglers leveområder, men også i noen tilfeller være fordelaktige i form av tidligere tilgang på snøfrie områder i hekkesesong.

Rundt spørsmålet om hva klimaendringer vil kunne ha for konsekvenser for ferdsel på våren i fremtiden, viser vår gjennomgang at flere arter som hekker lenger sør i Norge har sårbare perioder én til to måneder tidligere sammenliknet med artsfrender som hekker lengst nord i landet. Ved et varmere klima i nord vil en også kunne anta at sårbarsperiodene for en del arter i Troms og Finnmark kan fremskyndes til tidligere perioder, men dette vet vi lite om per i dag.

Effektene av den totale påvirkning på disse artene fra motorferdsel vil altså være uforutsigbar og situasjonsbetinget, og vil spesielt gjelde sensitive arealer der ferdsel påvirker artene negativt. Med klimatiske endringer vil de samme artene i tillegg måtte håndtere en rekke mer uforutsigbare faktorer som vil variere i tid og på areal, slik som større variasjoner i snø- og føreforhold, værforhold, i tillegg til endringer i ferdselens karaktertrekk osv. Konteksten for forstyrrelsen vil dermed være helt avgjørende.

**Kort oppsummert** vil effekten av klimavariasjoner være vanskeligere å forutsi nettopp fordi miljøtilstanden vil variere mer enn det vi har sett tidligere. I et slikt mer uforutsigbart miljø hvor vi ikke har kunnskap om faktiske artsspesifikke konsekvenser, vil «føre-var-prinsippet» være vesentlig: *«Foreligger en risiko for alvorlig eller irreversibel skade på naturmangfoldet, skal ikke mangel på kunnskap brukes som begrunnelse for å utsette eller unnlate å treffe forvaltningstiltak»* (Naturmangfoldloven, 2009, §9).

### Grunnlag for eventuelle geografiske avgrensninger

Med bakgrunn i vår gjennomgang av litteraturen vil det ikke være mulig å si noe om hvordan ferdselsforstyrrelser på vilt, fugl og tamrein varierer geografisk innad i Troms og Finnmark. Vi har tatt utgangspunkt i lett tilgjengelig litteratur på temaet, og det er mulig man hadde kommet et stykke lenger i vurderingen om man hadde innhentet direkte kunnskap fra eksperter ved andre institusjoner, brukt upublisert og grå litteratur og data, eller nedsatt en ekspertgruppe innen aktuelle artsgrupper som kunne vurdere dette mer inngående. Siden det også er mangel på kunnskap om for eksempel fluktavstander for en rekke av de sensitive fugleartene, burde det ha vært initiert kunnskapsinnhenting på dette temaet. Vi mener uansett at det er mer enn nok kunnskap til å liste opp en rekke sensitive arter som potensielt vil være negativt påvirket av motorferdsel. Vi anbefaler at det gjennomføres en sårbarsanalyse etter mal fra Hagen mfl. (2019), for konkrete situasjoner/områder der man av ulike grunner ønsker å åpne opp for motorferdsel på snø i sårbare perioder. En slik analyse vil avdekke sensitive enheter langs traseen og som derfor vil være sårbare for motorferdsel. Slik blir man bedre i stand til å ta en beslutning om

man skal tillate ferdsel i en trasé eller ikke, eller om man kan legge traseen i områder der ferdselen i mindre grad påvirker de sensitive artene.

Med bakgrunn i Multiconsult sin kartlegging som viser at sårbarhetsperiodene for fugler sør i landet kan være opptil 2 måneder tidligere sammenliknet med nordlige deler av landet, vil det være naturlig at dette hensyntas i ferdselsreguleringer inkludert i et vårforbud mot motorferdsel. For dagrovfugler som etablerer seg allerede i februar/mars også i Nord-Troms og Finnmark, vil dette tidspunktet mest sannsynlig være sammenfallende med sørlige etableringer. Det samme vil vi anta for rovvilt som jerv som vil yngle til omtrentlig samme tidspunkt både i nord og i sør. I sør vil det derimot mest sannsynlig være et enda høyere antall fuglearter som forstyrres av ferdsel om våren fra mars og april av, sammenliknet med tilsvarende antall arter i nord.

**Kort oppsummert** vil vi anta at ferdselsforstyrrelser både fra motorisert ferdsel og andre typer menneskelige forstyrrelser vil ha en negativ effekt fra og med februar/mars i de mest sårbare områdene både i Nord-Norge og i Sør-Norge, og at det i løpet av mars og april vil være et raskt økende antall områder som er sårbare og representerer arter som er sensitive for ulike typer forstyrrelser, en økning som vil være høyere i sør enn i nord. Med bakgrunn i dette vil et eventuelt vårforbud mot motorferdsel antakelig være å anbefale tidligere i sør enn i nord. Fortsatt vil vi påpeke at det også vil være lokale variasjoner for eks. mellom innland og kystområder som ikke kan spesifiseres uten nærmere studier. Dessuten ser klimaendringene ut til å komme raskere i nord enn i sør. Det er en gjennomgående mangel på studier som omhandler ferdselsforstyrrelser på fugl og vilt, ikke bare i Nord-Troms og Finnmark, men over hele landet.

## 4 Anbefalinger

I lys av våre funn om at det er gjennomført svært få studier på forstyrrelser av vilt og fugl i nordlige områder som Troms og Finnmark i dag, vil vi anbefale at det utarbeides sårbarhetsanalyser etter metode gitt i Hagen et al. (2019) for både nye og eksisterende ferdselsårer med motorferdsel på ettervinteren. Vi vil også nevne at slik kunnskap heller ikke finnes fra andre steder i landet, slik at dette vil være etterspurt kunnskap i alle områder hvor ferdsel på vårsnø eller i vårperioden foregår inkludert ulike typer motorisert ferdsel enten det er ved snøskuter eller andre typer fremkomstmidler. Den økende trenden av ferdsel i naturen både i tid (økt bruk av skulderperioder nevnt tidligere), rom (områder utenfor kanaliserte ferdselsårer), og i form av nye typer aktiviteter (kiting, randonneski, hundekjøring m.fl.), peker på et viktig kunnskapsgap i hvordan alle typer ferdsel påvirker ville dyr og fugler i ulike geografiske områder og for ulike naturtyper. Kunnskap om ferdselens påvirkning sett i lys av både klimaendringer og FNs nye naturavtale (Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework (GBF) 2022), vil også være viktig grunnlag for forvaltningen fremover. Med et varmere klima vil hekke- og yngletid i nordlige områder kunne fremskyndes tilsvarende det vi ser i sørligere områder, og misforhold i tid for biologiske prosesser som insektsklekking og klekking av fugleunger vil kunne være et av flere viktige elementer i en totalvurdering av mengde belastningen for fugl, vilt og tamrein.

Lokale sårbarhetsanalyser (i tråd med Hagen et al. 2019) vil kunne gi svært viktig og nyttig informasjon for å redusere ulike typer belastninger på naturmiljøet. Dette kan bidra til mer geografisk og tidsmessig presise forvaltningstiltak slik som omlegging av løyper og ferdselsårer, eller forbud mot ferdsel i sårbare og sensitive perioder. Dette bør medføre en viss skjerpelse i Motorferdselsloven §4a, som i dag er formulert slik: «Før fastsetting av løypene skal kommunen utrede virkningen løypene vil ha for friluftsliv og naturmangfold i influensområdet». Som vist i Vistad et al. (2020) ble «utrede virkningen» begrenset til å hente fram eksisterende kunnskap om naturmangfold, og som vist i denne rapporten er denne kunnskapen oftest svært mangelfull. Behovet for bedre kunnskap må også gjelde for sårbarhetsvurdering av barmarkskjøring. Samtidig vil vi påpeke at mangel på kunnskap gir grunnlag for å bruke «føre-var-prinsippet», inntil nødvendig kunnskap om forstyrrelser fra motorferdsel er utviklet. Vi vil anbefale at det generelle vårforbudet videreføres, eventuelt at kommunene må gjennomføre lokale sårbarhetsanalyser (etter Hagen et al. 2019) for de aktuelle traseene, før en konkluderer med vårforbud eller ikke.

Lokalkunnskap vil sammen med gode oversikter over sårbare og sensitive områder samt sårbare og sensitive arter i landskapet (hekkinger, kalvingsområder) kunne medføre et godt regime for motorferdsel i det enkelte landskap.



## 5 Vedlegg 1: Artsoversikt

Vedlegg 1, tabell over inkluderte arter som viser utbredelse, sårbart hekkeområde, og reaksjon på ulike typer ferdsel med anbefalte minimumsavstander.							
				Motorferdsel, snøskuter	Ferdsel til fots		
Art (arter spesielt sannsynlig sensitive for ferdsel i rødt; Hagen et al. 2019)	Latin	Utbredelse/forekomst (sårbart hekkeområde; Hagen et al. 2019)	Sårbar periode, sårbar type forstyrrelser* , (NA = mangler studier /data)	Anbefalt minimumsavstand til hekkelokalitet (meter), (NA = mangler studier /data)	Anbefalt minimumsavstand til hekkelokalitet (meter), (NA = mangler studier /data)	Fluktavstand (meter)	Kilde
<b>Fugl</b>							
Bergand	<i>Aythya marila</i>	Finnmark	Juni - august	250	250	NA	Multiconsult (2018), Hagen et al. (2019)
Boltit	<i>Charadrius morinellus</i>	Fjell, nakent berg	NA	NA	NA	NA	Hagen et al. (2019)
Brushane	<i>Calidris pugnax</i>	Troms og Finnmark. Myr i fjell	Mai - juli	250	250	NA	Multiconsult (2018), Hagen et al. (2019)
Dobbeltbekkasin	<i>Gallinago media</i>	Troms og Finnmark	Mai - juli	250	250	NA	Multiconsult (2018), Hagen et al. (2019)
Dverggås	<i>Anser erythropus</i>	Hekker på et fåtall lokaliteter i Finnmark	NA	1000	1000	NA	Multiconsult (2018), Hagen et al. (2019)
Dvergfalk	<i>Falco columbarius</i>	Fjell	NA	NA	NA	500	Hagen et al. (2019)
Dvergsnipe	<i>Calidris minuta</i>	Fjell, overgang fjellbjørk - fjell	NA	NA	NA	450	Hagen et al. (2019), Laursen et al. (2005)
Dvergmåke	<i>Hydrocoloeus minutus</i>	Troms og Finnmark	Mai - juli	100	100	NA	Multiconsult (2018), Hagen et al. (2019)
Enkeltbekkasin	<i>Gallinago gallinago</i>	Myr, innsjø og dam i fjell	NA	NA	NA	54	Hagen et al. (2019), Diaz et al. (2013). Møller et al. (2016)
Fiskemåke	<i>Larus canus</i>	Troms og Finnmark	Mai - juli	250	250	60	Multiconsult (2018), Hagen et al. (2019)
Fiskeørn	<i>Pandion haliaetus</i>	Troms og Finnmark (Porsanger, Karasjok og Pasvik)	Mai - august	500	750	750	Multiconsult (2018), Whitfield et al. (2008)
Fjelljo	<i>Stercorarius longicaudus</i>	Fjell, nakent berg	NA	NA	NA	NA	Hagen et al. (2019)
Fjellvåk	<i>Buteo lagopus</i>	Hele landet. Fjell, nakent berg	Mars - august	NA	200	NA	Multiconsult (2018), Hagen et al. (2019); Anbefalt minimumsavstand fra Vidar Selås
Fjæreplytt	<i>Calidris maritima</i>	Fjell, nakent berg	NA	NA	NA	450	Hagen et al. (2019)
Fugler generelt		Polen	8 (støy)	Fant ingen negativ effekt	NA	NA	Wiacek, J. & Polak, M. (2015),
Fugler generelt		Finland	4	Fant ingen negativ effekt	NA	NA	Huhta, E. & Sulkava, P.; (2014)

Grågås	<i>Anser anser</i>	Porsangerfjorden	Senest midt i mai		NA	180	<i>Diaz et al. (2013)</i>
Grønnstilk	<i>Tringa glareola</i>	Finnmark	NA	NA	300	300	<i>Whitfield et al. (2008)</i>
Havelle	<i>Clangula hyemalis</i>	Innsjø og dam i fjellet	NA	NA	NA		<i>Hagen et al. (2019)</i>
Heilo	<i>Pluvialis apricaria</i>	Fjell, nakent berg	NA	NA	NA	450	<i>Hagen et al. (2019), Laursen et al. (2005)</i>
Havørn	<i>Haliaeetus albicilla</i>	Troms og Finnmark	Februar - juli	500	1000	1000	<i>Multiconsult (2018), Whitfield et al. (2008)</i>
Hettemåke	<i>Chroicocephalus ridibundus</i>	Hele landet	April - juli	100	100	NA	<i>Multiconsult (2018)</i>
Horndykker	<i>Podiceps auritus</i>	Troms og Finnmark	Mai - august	250	250	150	<i>Multiconsult (2018), Whitfield et al. (2008)</i>
Hubro	<i>Bubo bubo</i>	Usikkert om lenger hekker i Troms og Finnmark	Mars - august	750	750	NA	<i>Multiconsult (2018)</i>
Hvitkinngås	<i>Branta leucopsis</i>	Svalbard	3	900	900	620	<i>Madsen et al. (2009)</i>
Hønsenhauk	<i>Accipiter gentilis</i>	Hele landet	Februar - august	Høye temperaturer tidlig på våren fremskyndet klekketidspunkt	500	500	<i>Lehikoinen et al. (2013), Multiconsult (2018), Whitfield et al. (2008), Selås (2019)</i>
Jaktfalk	<i>Falco rusticolus</i>	Hele landet t.o.m. Varangerhalvøya	Mars - juli	750	750	NA	<i>Multiconsult (2018), Hagen et al. (2019)</i>
Jerpe	<i>Bonasa bonasa</i>	Hele landet	NA	NA	NA	NA	
Jordugle	<i>Asio flammeus</i>	Myr og kulturmark i fjell	NA	NA	500	500	<i>Hagen et al. (2019), Whitfield et al. (2008)</i>
Kongeørn	<i>Aquila chrysaetos</i>	Hele landet	Februar - august	500	1000	1000	<i>Multiconsult (2018), Hagen et al. (2019), Whitfield et al. (2008)</i>
Kortnebbgås	<i>Anser brachyrhynchus</i>	Svalbard	3	2000	1500	1717	<i>Madsen et al. (2009)</i>
Krikkand	<i>Anas crecca</i>	Innsjø og dam i fjell	NA		450	450	<i>Hagen et al. (2019), Laursen et al. (2005)</i>
Krykkje	<i>Rissa tridactyla</i>	Troms og Finnmark	April - juli	100	100	NA	<i>Multiconsult (2018), Diaz et al. (2013)</i>
Lappfiskand	<i>Mergellus albellus</i>	Pasvik i Finnmark	Mai - juli	250	250	NA	<i>Multiconsult (2018)</i>
Lappsanger	<i>Phylloscopus borealis</i>	Troms og Finnmark	Juni - august	100	100	NA	<i>Multiconsult (2018)</i>
Lappugle	<i>Strix nebulosa</i>	Pasvik i Finnmark	Mars - juli	500	500	NA	<i>Multiconsult (2018)</i>
Myrhauk	<i>Circus cyaneus</i>	Finnmark. Myr i fjell	Mai - juli	500	750	750	<i>Multiconsult (2018), Whitfield et al. (2008)</i>
Myrrikse	<i>Porzana porzana</i>	Troms	Mai - juli	50	50	NA	<i>Multiconsult (2018)</i>

Myrsnipe	<i>Calidris alpina</i>	Myr i fjell	NA		NA	40-160	Hagen et al. (2019), Thompson & Thompson (1985)
Orrfugl	<i>Tetrao tetrix</i>	UK	2, 3	Unngår områder med vintersportaktivitet.	NA	NA	Baines, D. & Richardson, M. (2007), Braunisch et al. (2011), Arletta et al. (2015)
Lirype	<i>Lagopus lagopus</i>	Hele landet	NA	NA	NA	NA	
Rødnebbterne	<i>Sterna paradisaea</i>	Innsjø og dam i fjell	NA	NA	NA	NA	Hagen et al. (2019)
Rødstilk	<i>Tringa totanus</i>	Myr og kulturmark i fjell	NA	NA	NA	29,71	Hagen et al. (2019), Diaz et al. (2013)
Sandlo	<i>Charadrius hiaticula</i>	Innsjø, dam og nakent berg i fjell	NA	NA	NA	20,45	Hagen et al. (2019), Diaz et al. (2013)
Sangsvane	<i>Cygnus cygnus</i>	Innsjø og dam i fjell	NA	NA	NA	197,4	Hagen et al. (2019), Rees et al (2005)
Siland	<i>Mergus serrator</i>	Innsjø og dam i fjell	NA	NA	NA	15	Hagen et al. (2019), Møller et al. (2016)
Sjørre	<i>Melanitta fusca</i>	Innsjø og dam i fjell	NA	NA	NA	115 (4-7 Februar)	Hagen et al. (2019), Follestad et al. (2016)
Smålom	<i>Gavia stellata</i>	Hele landet. Myr i fjell	Mai - august	250	250	500-750	Multiconsult 2024; Whitfield et al. (2008)
Småspove	<i>Numenius phaeopus</i>	Myr, kulturmark, åpne heier i fjell	NA	NA	NA	170 (July and August)	Hagen et al. (2019); Triplet et al. (1998)
Snadderand	<i>Anas streptera</i>	Fåttall opp til Finnmark	Juni - august	250	250	NA	Multiconsult (2018)
Snøugle	<i>Bubo scandiacus</i>	Hekker på høyfjellsvidder. Myr, vassdrag og nakne rabber i fjell.	April - september	1000	1000	NA	Multiconsult (2018)
Stjertand	<i>Anas acuta</i>	Innsjø, dam og myr i fjell.	Mai - august	250	250	60 (Desember-Mars)	Multiconsult (2018); Liley & Fearnley (2011)
Stokkand	<i>Anas platyrhynchos</i>	Innsjø og dam i fjell	NA	NA	NA	1,31-88	Hagen et al. (2019), Diaz et al. (2013)
Storfugl	<i>Tetrao urogallus</i>	Hele landet	2, 6	320	800	10-500	Coppes et al. (2017), Thiel et al. (2007, 2008, 2011), Jenni-Eiermann, S. & Arlettaz, R.; (2008); fluktavstand fra Whitfield et al. (2008)
Storfugl, orrfugl	<i>Tetrao urogallus</i>	Hele landet	2, 3	320	800	10-501	Götmark, F., Neergaard, R. & Åhlund, M. 1989.
Storlom	<i>Gavia arctica</i>	Hele landet. Innsjø og dam i fjell	Mai - august	250	250	500-750	Multiconsult (2018), Götmark et al. 1989, Whitfield et al. (2008)

Storspove	<i>Numenius arquata</i>	Hele landet	Mai - august	50	50	165	<i>Multiconsult (2018), de Jong et al. (2013)</i>
Strandsnipe	<i>Actitis hypoleucos</i>	Innsjø, dam og myr i fjell.	NA	NA	NA	12-17,5	<i>Hagen et al. (2019), Diaz et al. (2013)</i>
Svartand	<i>Melanitta nigra</i>	Innsjø og dam i fjell	NA	NA	NA	<10-300	<i>Hagen et al. (2019), Whitfield et al. (2008)</i>
Svarthalespove	<i>Limosa limosa</i>	Spredt i Troms og Finnmark	Mai - juli	250	250	80 (Desember to Mars)	<i>Multiconsult (2018), Liley &amp; Fearnley (2011)</i>
Svømmesnipe	<i>Phalaropus lobatus</i>	Innsjø, dam og myr i fjell.	NA	NA	NA	NA	<i>Hagen et al. (2019)</i>
Sædgås	<i>Anser fabalis</i>	Primært i Finnmark	NA	750	1000	200-500	<i>Hagen et al. (2019), Madsen (1985)</i>
Temmincksnipe	<i>Calidris temminckii</i>	Større vann og elvemunninger i fjell	NA	NA	NA	9	<i>Hagen et al. (2019), Lin et al (2012)</i>
Toppand	<i>Aythya fuligula</i>	Innsjø og dam i fjell	NA	NA	NA	9-10,68	<i>Hagen et al. (2019), Diaz et al. (2013)</i>
Trane	<i>Grus grus</i>	Innsjø, dam og myr i fjell.	NA	NA	NA	100-108	<i>Hagen et al. (2019), Diaz et al. (2013)</i>
Tyvjo	<i>Stercorarius ridibundus</i>	Troms og Finnmark. Myr i fjell.	Juni - august	250	250	3,16-37,75	<i>Multiconsult (2018), Diaz et al. (2013)</i>
Tårnfalk	<i>Falco tinnunculus</i>	Bergvegger i fjell.	NA	NA	NA	6,32-115,49	<i>Hagen et al. (2019), Diaz et al. (2013)</i>
Vipe	<i>Vanellus vanellus</i>	Hele landet. Kulturmark i fjell.	Mai - august	100	100	33,99	<i>Multiconsult (2018), Diaz et al. (2013)</i>
<b>Rovvilt</b>							
Bjørn	<i>Ursus arctos</i>	Kenai Peninsula Alaska	1, 2	Utløsing av snørras, binne og unger døde		NA	<i>Hilderbr; , G. V.; Lewis, L. L.; Larrivee, J.; Farley, S. D. (2000)</i>
Brunbjørn	<i>Ursus arctos</i>	Kenai, Alaska	1	Unngår snøskuterløyper i større grad enn skiløpere.		NA	<i>Goldstein, M. I.; Poe, A. J.; Suring, L. H.; Nielson, R. M.; McDonald, T. L. (2010)</i>
Brunbjørn	<i>Ursus arctos</i>	Alaska	7	Folot hiet ved forstyrrelser fra heliskiing.		NA	<i>Crupi, A. P.; Gregovich, D. P.; White, K. S. (2020)</i>
Coyote	<i>Canis latrans</i>	Canada	1	Bruker spor for å komme lenger inn i områder hvor gaupe som dominerer.		NA	<i>Gese, E. M.; Dowd, J. L. B.; Aubry, L. M. (2013)</i>
Coyote og gaupe	<i>Canis latris and Lynx lynx</i>	Montana	1	Ingen effekt på bruk av snøskuterspør		NA	<i>Squies, J. R.; Olson, L. E.; Roberts, E. K.; Ivan, J. S.; Hebblewhite, M. (2019)</i>

Coyote	<i>Canis latrans</i>	Utah mountains	1	Bruker spor for å komme lenger inn i områder hvor gaupe som dominerer.		NA	<i>Bunnell et al. (2006)</i>
Fjellrev	<i>Vulpes lagopus</i>	Svalbard	1	Unngår områder med snøskutertrafikk. Selv ved lav trafikk ble revene i større grad nattaktive.		NA	<i>Fuglei, E.; Ehrich, D.; Killengreen, S. T.; Rodnikova, A. Y.; Sokolov, A. A.; Pedersen, A. O. (2017)</i>
Gaupe	<i>Lynx lynx</i>	Norge	Slutten av mai/begynnelsen av juni	Ungene er i hiet ca 2 mnd.		NA	<i>Miljødirektoratet 2024</i>
Gaupe	<i>Lynx lynx</i>	Colorado	2, 6	Unngår områder med høyintensitets fjellskibruk og snøskuterbruk.		NA	<i>Olson, L. E.; Squires, J. R.; Roberts, E. K.; Ivan, J. S.; Hebblewhite, M. (2018)</i>
Gaupe	<i>Lynx lynx</i>	Southern Rocky MNT	1, 8	Unngår områder med motorisert ferdsel/motoriserte vinter rekreasjonsområder		NA	<i>Squires, J. R.; Olson, L. E.; Roberts, E. K.; Ivan, J. S.; Hebblewhite, M. (2019)</i>
Gaupe	<i>Lynx lynx</i>	Tyskland	1, 2	Endret atferd, og ble mer nattaktiv.		NA	<i>Belotti, E.; Mayer, K.; Kreisinger, J.; Heurich, M.; Bufka, L. (2018)</i>
Jerv	<i>Gulo gulo</i>	Norge	Februar/mars	Ungene er i hiet frem til slutten av april/begynnelsen av mai		NA	<i>Miljødirektoratet 2023</i>
Jerv	<i>Gulo gulo</i>	British Columbia	2	Hunnjerv unngår områder med forstyrrelse		NA	<i>Krebs, J.; Lofroth, E. C.; Parfitt, I. (2007)</i>
Jerv	<i>Gulo gulo</i>	Montana, Idaho, Wyoming	1, 8	Unngår områder med ferdsel, og hunner i større grad enn hanner.		NA	<i>Heinemeyer, K.; Squires, J.; Hebblewhite, M.; O'Keefe, J. J.; Holbrook, J. D.; Copel, J. (2019)</i>
Ulv	<i>Canis lupus</i>	N-Am Mountain valleys	3, 8	Unngår stier og trafikkerte områder.		NA	<i>Whittington et al. (2005)</i>
Ulv	<i>Canis lupus</i>	Yellowstone	1	Unngår snøskuterspor (og veier).		NA	<i>Woodruff, S. P.; Jimenez, M. D.; Johnson, T. R. (2018)</i>
<b>Vilt generelt</b>							
Hare	<i>Lepus timidus</i>	Euopeiske alper	2	Økt stress ved menneskelig aktivitet vinterstid i skogbeltet.		NA	<i>Rehnus et al. (2014)</i>
Vilt generelt		Europa	2	Generelt negativ respons på vinteraktiviteter		NA	<i>Wiacek, J.; Polak, M. (2015)</i>
Vilt generelt		Polen	1 (støy)	Sangfugler forlot reir på 100 m. Hjortevilt økt tid til å være på vakt.		NA	<i>Barber et al. (2010)</i>
Vilt generelt		Review globalt	2, 3	59 % av studiene registrerte negativ påvirkning		NA	<i>Larson et al. (2016)</i>

Hjortevilt							
Elg	<i>Alces alces</i>	Sverige	2	Beveget seg 33 ganger mer den første timen etter forstyrrelse. Brukte to ganger mer energi per kg kroppsvekt.		NA	<i>Neumann et al. (2010)</i>
Elg	<i>Alces alces</i>	Alaska	1	Unngår områder med snøskuterspor.		NA	<i>Harris et al. (2014)</i>
Hjort og ulv	<i>Cervus elaphus, Canis lupus</i>	Yellowstone	1	Fysisk stress, høyere glucocorticoid nivå		NA	<i>Woodruff et al. (2018)</i>
Hjort	<i>Cervus elaphus</i>	North america	8	Reagerte på lyd på mer enn 1000 m. (ATV), og hyppigere flukt nært ATV løyper.	1000	NA	<i>Preisler et al. (2006)</i>
Hjort	<i>Cervus elaphus</i>	Alberta Canada	8	Øker vaksomhet og reduserer tid til spising.		NA	<i>Ciuti et al. (2012)</i>
<b>Rein</b>							
<b>Data fra litteratursammenstilling:</b>		<b>Studieområde</b>					
Rein	<i>Rangifer tarandus</i>	Canada	2, 3	Unngår områder med skiløpere.			<i>Lesmerises et al. (2018)</i>
Rein	<i>Rangifer tarandus</i>	Canada	1	Unngår snøskuterområder.			<i>Seipet al. (2007)</i>
Rein	<i>Rangifer tarandus</i>	Canada	3	Økt energibruk/stress.			<i>Duchesne et al. (2000)</i>
Rein	<i>Rangifer tarandus</i>	N-Am British Columbia	3, 8	Unngår veier og trafikkerte områder.			<i>Apps et al. (2006)</i>
Rein	<i>Rangifer tarandus</i>	Nord-Finland	1, 2	Unngår i sterk grad alle typer menneskelig aktivitet.			<i>Anttonen et al. (2011)</i>
Rein	<i>Rangifer tarandus</i>	Finsk Lappland	3, 4	Unngår områder 8 - 12 km. fra resorts			<i>Helle et al. (2012)</i>
Rein	<i>Rangifer tarandus</i>	Finsk Lappland	4	Holdt avstand til resort på ca 10 km.			<i>Helle, T. &amp; Sarkela, M. (1993)</i>
Rein	<i>Rangifer tarandus</i>	Svalbard	1	Min. 640 meter.			<i>Tyler et al. 1991</i>
Rein	<i>Rangifer tarandus</i>	Norge, Repparfjord	1, 6	Unngår høy tetthet av løyper/infrastruktur.			<i>Vistnes et al. (2001)</i>
Rein	<i>Rangifer tarandus</i>	Norge, Nordfjella	1, 2, 4	4 km.			<i>Vistnes, I. &amp; Nellemann, C. (2001)</i>
Rein	<i>Rangifer tarandus</i>	Norge, Stesdal-Ryfylke	1, 2	534 m.		370 * skiløper	<i>Reimers et al. (2003)</i>
Rein	<i>Rangifer tarandus</i>	Norge Forolhogna	2, 3			310 m.	<i>Reimers et al. (2006)</i>
Rein	<i>Rangifer tarandus</i>	Norge, Norefjell, Rensjøfjell	2, 3			60 - 115	<i>Reimers et al. (2009)</i>

Rein	<i>Rangifer tarandus</i>	Norge, Norefjell, Rensjøfjell	1, 5	Unngår områder med kiting.			<i>Colman et al. (2012)</i>
<b>Data fra review Gundersen et al. 2022:</b>		<b>Norge</b>					
Rein	<i>Rangifer tarandus</i>	Setesdal-Ryfylke	1			486	<i>Baskin, L. M. &amp; J. Hjalten. 2001. , Baskin, L. M. &amp; T. Skogland. 1997. Colman, J.E., M.S. Lilleeng, D. Tsegaye, M.D. Vigeland &amp; E. Reimers. 2012. Nieminen, M. 2013. Reimers E. &amp; J. E. Colman. 2006. Reimers E., Eftestøl, S. &amp; J. E. Colman. 2003. Reimers E., Miller, F., Eftestøl, S., Colman, J.E. &amp; B. Dahle. 2006. Reimers, E. &amp; S. Sveta. 2001. Reimers, E., Røed, K. H. &amp; J. E. Colman. 2012. Reimers, E., Røed, K. H., Flaget, Ø. &amp; E. Lurås. 2010. Stankowich, T. &amp; E. Reimers 2015. Stankowich, T. 2008.</i>
Rein	<i>Rangifer tarandus</i>	Setesdal-Ryfylke	2			543	
Rein	<i>Rangifer tarandus</i>	Dovrefjell	3				
Rein	<i>Rangifer tarandus</i>	Forollhogna	3			Ca 400	
Rein	<i>Rangifer tarandus</i>	Forollhogna	2			Ca 200	
Rein	<i>Rangifer tarandus</i>	Norefjell-Reinsjøfjell	3			180	
Rein	<i>Rangifer tarandus</i>	Norefjell-Reinsjøfjell	2			190	
Rein	<i>Rangifer tarandus</i>	Ottadalen	3			400	
Rein	<i>Rangifer tarandus</i>	Ottadalen	2			410	
Rein	<i>Rangifer tarandus</i>	Forollhogna	3			220	
Rein	<i>Rangifer tarandus</i>	Forollhogna	2			230	
Rein	<i>Rangifer tarandus</i>	Hardangervidda	3			1450	
Rein	<i>Rangifer tarandus</i>	Hardangervidda	2			1600	
Rein	<i>Rangifer tarandus</i>	Rondane	3			1050	
Rein	<i>Rangifer tarandus</i>	Rondane	2			1150	
Rein	<i>Rangifer tarandus</i>	Norefjell-Reinsjøfjell	2			85	
Rein	<i>Rangifer tarandus</i>	Norefjell-Reinsjøfjell	5			470	
Rein	<i>Rangifer tarandus</i>	Norefjell-Reinsjøfjell (1992)	3			135	
Rein	<i>Rangifer tarandus</i>	Norefjell-Reinsjøfjell (1992)	2			400	
Rein	<i>Rangifer tarandus</i>	Norefjell-Reinsjøfjell (2002)	3			185	
Rein	<i>Rangifer tarandus</i>	Norefjell-Reinsjøfjell (2002)	2			205	
* 1=snøskuter, 2=skiløyper, 3=turstier/fotturisme, 4= turist resorts, 5=kiting, 6=infrastruktur friluftsliv, 7=heliskiing, 8=motorisert ferdsel							

## 6 Vedlegg 2: Tabell over peer reviewed arbeid utført av Gundersen et al. 2020 på forstyrrelser hos rein i Norge

Anttonen, M., Kumpula, J. & A. Colpaert. 2011. Range selection by semi-domesticated reindeer (*Rangifer tarandus*

*tarandus*) in relation to infrastructure and human activity in the boreal forest environment, Northern Finland. *Arctic* 64(1): 1-14.

Bartzke, G. S., May, R., Bevanger, K., Stokke, S. and Roskaft, E. 2014. The effects of power lines on ungulates and implications for power line routing and rights-of-way management. - *International Journal of Biodiversity and Conservation* 6: 647-662.

Baskin, L. M. & J. Hjalten. 2001. Fright and flight behaviour of reindeer. *Alces* 37: 435-445.

Baskin, L. M. & T. Skogland. 1997. Direction of escape in reindeer. *Rangifer* 17(1): 37-40.

Colman J. E., C. Pedersen, D. Hjermann, Ø. Holand, S. Moe and Reimers, E. 2003. Do wild reindeer exhibit grazing compensation during insect harassment? - *Journal of Wildlife Management* 67: 11-19.

Colman J.E., R. Eidesen, D. Hjermann, M.A. Gaup, Ø. Holand, S.R. Moe & E. Reimers. 2005. Reindeer 24-hr within and between group synchronicity in summer versus environmental variables. *Rangifer* 24(1): 25-30.

Colman, J. E., Alemu, D. T., Flydal, K., Rivrud, I. M., Reimers, E. & S. Eftestøl. 2015. High-voltage power lines near wild reindeer calving areas. *European Journal of Wildlife Research* 61(6): 881- 893 .

Colman, J. E., Bergmo, T., Tsegaye, D., Flydal, K., Eftestøl, S., Lilleeng, M. S. & S. R. Moe. 2017. Wildlife response to infrastructure: the problem with confounding factors. *Polar Biology* 40: 477- 482 .

Colman, J. E., Eftestøl, S., Alemu, D. T., Flydal, K. & A. Mysterud. 2013. Summer distribution of semi-domesticated reindeer relative to a new wind-power plant. *European Journal of Wildlife Research* 59(3): 359- 370.

Colman, J. E., Eftestøl, S., Tsegaye, D., Flydal, K. & A. Mysterud. 2012. Is a wind-power plant acting as a barrier for reindeer *Rangifer tarandus tarandus* movements?. *Wildlife Biology* 18(4): 439- 445.

Colman, J.E., M.S. Lilleeng, D. Tsegaye, M.D. Vigeland & E. Reimers. 2012. Responses of wild reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*) when provoked by a snow-kiter or skier; a model approach. *Applied Animal Behaviour Science* 142(1-2): 82–89.

Dahle B., Reimers E. & J. E. Colman. 2008. Reindeer (*Rangifer tarandus*) avoidance of a highway as revealed by lichen measurements. *European Journal of Wildlife Research* 54(1): 27–35.

Eftestøl, S., Alemu, D. T., Flydal, K. & J. E. Colman. 2016. From high voltage (300 kV) to higher voltage (420 kV) power lines: reindeer avoid construction activities. *Polar Biology* 39(4): 689- 699.

Eftestøl, S., Tsegaye, D., Herfindal, I., Flydal, K. & J. E. Colman. 2014. Measuring effects of linear obstacles on wildlife movements: accounting for the relationship between step length and crossing probability. *European Journal of Wildlife Research* 60(2): 271- 278 .



- Flydal K., Eftestøl, S., Reimers, E. & J. E. Colman. 2004. Effects of windmills on area use and behaviour of semi-domestic reindeer in enclosures. *Rangifer* 24: 55-66.
- Flydal K., Korslund, L., Reimers, E. & J. E. Colman. 2009. Effects of power lines on area use and behaviour of semi-domestic reindeer in enclosures. *International Journal of Ecology* 2009: 1-14.
- Flydal, K. 2002. Noise perception and behavioural responses when in close vicinity of power lines and windmills. Dr. Scient. Thesis, Department of Biology, University of Oslo, Norway.
- Flydal, K., Hermansen, A., Enger, P. & E. Reimers. 2001. Hearing in reindeer (*Rangifer tarandus*). *Journal of Comparative Physiology* 187: 265-269.
- Flydal, K., Rogstad, K. I., Enger, P. S. & E. Reimers. 2003. Reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*) perception of noise from power lines. *Rangifer* 23(1): 21- 24 .
- Helle, T. & M. Särkelä. 1993. The effect of outdoor recreation on range use by semi-domesticated reindeer. *Scandinavian Journal of Forest Research* 8: 123–133.
- Helle, T., Hallikainen, V., Haapalehto, M. & A. N. Helle. 2004. The effects of outdoor recreation on range use by semi-domesticated reindeer and lichen vegetation.
- Helle, T., Hallikainen, V., Sarkela, M., Haapalehto, M., Niva, A. & J. Puoskari. 2012. Effects of a holiday resort on the distribution of semi-domesticated reindeer. *Annales Zoologici Fennici* 49: 23–35.
- Helskog, K. & S. Indrelid. 2011. Humans and reindeer. *Quatern Int* 238: 1–3.
- Klein, D. R. 1971: Reaction of reindeer to obstructions and disturbances. *Science* 173: 393-398.
- Klein, D. R. 2000: Arctic grazing systems and industrial development: can we minimize conflicts? *Polar RGS*. 19(1): 91-98.
- Kumpula, J., Colpaert, A. & M. Anttonen. 2007. Does forest harvesting and linear infrastructure change the usability value of pastureland for semi-domesticated reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*)? *Annales Zoologici Fennici* 44: 161–178.
- Lundquist, H. 2007. Ecological cost-benefit modelling of herbivore habitat quality degradation due to range fragmentation. *Transact GIS* 11: 745-763.
- Nellemann, C., Jordhøy, P., Støen, O. G., & Strand, O. 2000. Cumulative impacts of tourist resorts on wild reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*) during winter. *Arctic*. 53(1): 9- 16.
- Nellemann, C., Vistnes, I., Jordhoy, P., Stoen, O. G., Kaltenborn, B. P., Hanssen F. & R. Helgesen. 2010. Effects of recreational cabins, trails and their removal for restoration of reindeer winter ranges. *Restoration Ecology* 18: 873–881.
- Nellemann, C., Vistnes, I., Jordhoy, P., Strand, O. & A. Newton. 2003. Progressive impact of piecemeal infrastructure development on wild reindeer. *Biological Conservation* 113: 307–317.
- Nellemann, C., Vistnes, I., Jordhøy, P. & Strand, O. 2001. Winter distribution of wild reindeer in relation to power lines, roads and resorts. *Biological Conservation* 101: 351-360.

Nieminen, M. 2013. Response distances of wild forest reindeer (*Rangifer tarandus fennicus* Lönnb.) and semi-domestic reindeer (*R. t. tarandus* L.) to direct provocation by a human on foot/snowshoes. *Rangifer* 33(1): 1-15. 33:1–15

Panzacchi, M, Van Moorter, B. F. A., Strand, O. Loe, L. E. & E. Reimers. 2015b. Searching for the fundamental niche using individual-based habitat selection modelling across populations. *Ecography* 38(7): 659-669.

Panzacchi, M., Van Moorter B., Jordhøy, P. & O. Strand. 2013b. Learning from the past to predict the future: Modeling archaeological findings and GPS data to quantify reindeer sensitivity to anthropogenic disturbance in Norway. *Landscape Ecology, Special Issue* 28: 847–859.

Panzacchi, M., Van Moorter, B. & O. Strand. 2013a. A road in the middle of one of the last wild reindeer migrations routes in Norway: crossing behavior and threats to conservation. *Rangifer* 33: 15-26.

Panzacchi, M., Van Moorter, B., Gundersen, V., Jordhøy, P. & O. Strand. 2014. Managing wildlife in a human dominated world or managing man into the wild? Experiences from the last remaining populations of wild mountain reindeer. *Hystrix: The Italian Journal of Mammalogy* 25: 2-3.

Panzacchi, M., Van Moorter, B., Strand, O., Saerens, M., Kivimäki, I., Cassady St. Clair, C., Herfindal, I. & L. Boitani. 2015. Predicting the continuum between corridors and barriers to animal movements using Step Selection Functions and Randomized Shortest Paths. *Journal of Animal Ecology, Special Issue* 85: 32-42.

Pape, R. & J. Löffler. 2012. Climate Change, Land Use Conflicts, Predation and Ecological Degradation as Challenges for Reindeer Husbandry in Northern Europe: What do We Really Know After Half a Century of Research? *Ambio* 41: 421-434.

Reimers E. & J. E. Colman. 2006. Reindeer and caribou (*Rangifer*) response to human activities. *Rangifer* 26: 55–71.

Reimers E., Dahle, B., Eftestøl, S., Colman, J. E. & E. Gaare. 2007. Effects of a power line on migration and range use of wild reindeer. *Biological Conservation* 134: 484-494.

Reimers E., Eftestøl, S. & J. E. Colman. 2003. Behavior responses of wild reindeer towards direct provocation by a snowmobile or skier. *Journal of Wildlife Management* 67: 747-754.

Reimers E., Miller, F., Eftestøl, S., Colman, J.E. & B. Dahle. 2006. Flight by feral reindeer in response to direct approaching human on foot or skis. *Wildlife Biology* 12: 403-413.

Reimers, E. & S. Svela. 2001. Vigilance behavior in wild and semi-domestic reindeer in Norway. *Alces* 37: 303–313.

Reimers, E. 1983. Growth rate and body size differences in *Rangifer*, a study of causes and effects. *Rangifer* 3 (1): 3-15.

Reimers, E., Flydahl, K. & R. Stenseth. 2000: High voltage transmission lines and their effect on reindeer: a research programme in progress. *Polar Research* 19(1): 75-82.

Reimers, E., Loe, L. E., Eftestøl, S., Colman, J. E. & B. Dahle. 2009. Effects of Hunting on Response Behaviors of Wild Reindeer. *Journal of Wildlife Management*: 73(6): 844- 851.

- Reimers, E., Røed, K. H. & J. E. Colman. 2012. Persistence of vigilance and flight response behaviour in wild reindeer with varying domestic ancestry. *Journal of Evolutionary Biology* 25: 1543–1554.
- Reimers, E., Røed, K. H., Flaget, Ø. & E. Lurås. 2010. Habituation responses in wild reindeer exposed to recreational activities. *Rangifer* 30(1): 45- 59.
- Reimers, E., Flydal, K., Korslund, L., Eftestøl, S., Colman, J. E. & D. Tsegaye. 2015. Power lines, reindeer and UV. *Biological Conservation* 184: 471-471.
- Røed, K. H., Bjørnstad, G., Flagstad, Ø., Haanes, H., Hufthammer, A. K., Jordhøy, P. and J. Rosvold. 2014. Ancient DNA reveals prehistoric habitat fragmentation and recent domestic introgression into native wild reindeer. *Conservation Genetics* 15: 1137-1149.
- Skarin, A. & B. Åhman. 2014. Do human activity and infrastructure disturb domesticated reindeer? The need for the reindeer's perspective. *Polar Biology* 37: 1041-1054.
- Skarin, A. 2007. Habitat use by semi-domesticated reindeer, estimated with pellet-group counts. *Rangifer* 27: 121-132.
- Skarin, A., Danell, Ö., Bergstrom, R & J. Moen. 2008. Summer habitat preferences of GPS-collared reindeer *Rangifer tarandus tarandus*. *Wildlife Biology* 14: 1-15.
- Skarin, A., Danell, Ö., Bergström, R. & J. Moen. 2004. Insect avoidance may override human disturbances in reindeer habitat selection. *Rangifer* 24: 95-103.
- Skarin, A., Danell, Ö., Bergström, R. & J. Moen. 2010. Reindeer movement patterns in alpine summer ranges. *Polar Biology* 33: 1263-1275.
- Skarin, A., Nellemann, C., Rønnegard, L., Sandström, P. & H. Lundqvist. 2015. Wind farm construction impacts reindeer migration and movement corridors. *Landscape Ecology* 30: 1527-1540.
- Skarin, A. & M. Alam M. 2017. Reindeer habitat use in relation to two small wind farms, during preconstruction, construction, and operation. *Ecology and Evolution* 7: 3870-3882.
- Skogland, T. & B. Grøvan. 1988. The effects of human disturbance on the activity of wild reindeer in different physical condition. *Rangifer* 8 (1): 11-19.
- Skogland, T. 1986. Movements of tagged and radio-instrumented wild reindeer in relation to habitat alteration in the Snøhetta region, Norway. *Rangifer, Special Issue: 1: 267-272.*
- Stankowich, T. & E. Reimers. Escape decisions prior to pursuit: Mammals. In: *Escaping from Predators: An Integrative Review of Escape Decisions*. Cambridge University Press 2015 ISBN 1107060540. s. 63-87
- Stankowich, T. 2008. Ungulate flight responses to human disturbance: A review and meta-analysis. *Biological Conservation* 141: 2159-2173.
- Tsegaye, D., Colman, J. E., Eftestøl, S., Flydal, K., Røthe, G. & K. Rapp. 2017. Reindeer spatial use before, during and after construction of a wind farm. *Applied Animal Behaviour Science* 195: 103–111.

Tyler, N. J. C., Stokkan, K.-A., Hogg, C. R., Nellemann, C. & A. I. Vistnes. 2016. Cryptic impact: Visual detection of corona light and avoidance of power lines by reindeer. *Wildlife Society Bulletin* 40: 50-58.

Tyler, N., Stokkan, K.-A., Hogg, C., Nellemann, C., Vistnes, A. I. and Jeffery, G. 2014. Ultraviolet vision and avoidance of power lines in birds and mammals. - *Conservation Biology* 28: 630-631.

Vistnes, I. & C. Nellemann. 2001. Avoidance of cabins, roads, and power lines by reindeer during calving. *Journal of Wildlife Management* 65: 915–925.

Vistnes, I. & C. Nellemann. 2007. Impacts of human activity on reindeer and caribou: The matter of spatial and temporal scales. *Rangifer* 12: 47-56.

Vistnes, I. & C. Nellemann. 2008. The matter of spatial and temporal scales: a review of reindeer and caribou response to human activity. *Polar Biology* 31: 399–407.

Vistnes, I. 2008. Impacts of human development and activity on reindeer and caribou habitat use. Dissertation, Norwegian University of Life Sciences

Vistnes, I., Nellemann, C., Jordhoy, P. & O. G. Stoen. 2008. Summer distribution of wild reindeer in relation to human activity and insect stress. *Polar Biology* 31: 1307–1317.

Vistnes, I., Nellemann, C., Jordhoy, P. & O. Strand. 2004. Effects of infrastructure on migration and range use of wild reindeer. *Journal of Wildlife Management* 68: 101–108.

Vistnes, I., Nellemann, C., Jordhøy, P. & O. Strand. 2001. Wild reindeer: Impacts of progressive infrastructure development on distribution and range use. *Polar Biology* 24 (7): 531-537.

## 7 Vedlegg 3: Søketermer Web of Science, 22.12.2022

Dyreliv /arter	WOS-treff	Forstyrrelser	WOS-treff
wildlife	1528928 (alle dyr og arter)	snowmobile* OR "snow mobile*" OR skidoo* OR ski-doo* OR snowmachine OR "snow machine*"	325
Animal*		winter AND recreation	452
bird*		motor* AND (snow OR winter)	1055
" <i>Charadrius leschenaultii</i> " OR "Greater sand plover"		ski OR skier*	9154
" <i>Clangula hyemalis</i> " OR "Long-tailed duck"		Alle over, kombinert med OR	10720
" <i>Polysticta stelleri</i> " OR "Steller's eider"			
" <i>Mareca americana</i> " OR "American wigeon"		<b>Dyreliv/arter AND Forstyrrelser: 500 vitenskapelige artikler</b>	
" <i>Larus glaucescens</i> " OR "Glaucous-winged gull"			
" <i>Gavia immer</i> " OR "Common loon"			
" <i>Melanitta americana</i> " OR "Black scoter"			
" <i>Actitis macularius</i> " OR "Spotted sandpiper"			
" <i>Aythya collaris</i> " OR "Ring-necked duck"			
" <i>Phalaropus tricolor</i> " OR "Wilson's phalarope"			
" <i>Falco columbarius</i> " OR merlin			
" <i>Larus cachinnans</i> " OR "Caspian gull"			
" <i>Buteo rufinus</i> " OR "Long-legged buzzard"			
" <i>Melanocorypha calandra</i> " OR "Calandra lark"			
" <i>Aquila nipalensis</i> " OR "Steppe eagle"			
" <i>Circus macrourus</i> " OR "Pallid harrier"			
" <i>Recurvirostra avosetta</i> " OR "Pied avocet"			
" <i>Limosa haemastica</i> " OR "Hudsonian godwit"			
" <i>Uria aalge</i> " OR "Common murre"			
" <i>Luscinia megarhynchos</i> " OR "Common nightingale"			
" <i>Phasianus colchicus</i> " OR "Common pheasant"			
" <i>Larus glaucoides</i> " OR "Iceland gull"			
" <i>Somateria mollissima</i> " OR "Common eider"			
" <i>Mareca penelope</i> " OR "Eurasian wigeon"			
" <i>Milvus migrans</i> " OR "Black kite"			
" <i>Hirundo rustica</i> " OR "Barn swallow"			
" <i>Pica pica</i> " OR "Eurasian magpie"			
" <i>Upupa epops</i> " OR "Eurasian hoopoe"			
" <i>Podiceps grisegena</i> " OR "Red-necked grebe"			
" <i>Ardea cinerea</i> " OR "Grey heron"			
" <i>Larus argentatus</i> " OR "European herring gull"			
" <i>Picus canus</i> " OR "Grey-headed woodpecker"			
" <i>Muscicapa striata</i> " OR "Spotted flycatcher"			
" <i>Emberiza calandra</i> " OR "Corn bunting"			
" <i>Mareca strepera</i> " OR Gadwall			
" <i>Gallinago media</i> " OR "Great snipe"			

"Spatula querquedula" OR Garganey		
"Aegolius funereus" OR "Boreal owl"		
"Linaria cannabina" OR "Common linnet"		
"Curruca curruca" OR "Lesser whitethroat"		
"Antigone canadensis" OR "Sandhill crane"		
"Buteo buteo" OR "Common buzzard"		
"Surnia ulula" OR "Northern hawk-owl"		
"Regulus regulus" OR Goldcrest		
"Poecile montanus" OR "Willow tit"		
"Bubo bubo" OR "Eurasian eagle-owl"		
"Streptopelia orientalis" OR "Oriental turtle dove"		
"Phylloscopus trochiloides" OR "Greenish warbler"		
"Milvus milvus" OR "Red kite"		
"Loxia pytyopsittacus" OR "Parrot crossbill"		
"Stercorarius skua" OR "Great skua"		
"Anthus richardi" OR "Richard's pipit"		
"Mergus merganser" OR "Common merganser"		
"Lanius excubitor" OR "Great grey shrike"		
"Larus hyperboreus" OR "Glaucous gull"		
"Fraterecula corniculata" OR "Horned puffin"		
"Calidris canutus" OR "Red knot"		
"Phalaropus fulicarius" OR "Red phalarope"		
"Gavia adamsii" OR "Yellow-billed loon"		
"Pagophila eburnea" OR "Ivory gull"		
"Ardea alba" OR "Great egret"		
"Lymnocyptes minimus" OR "Jack snipe"		
"Calidris falcinellus" OR "Broad-billed sandpiper"		
"Fringilla montifringilla" OR Brambling		
"Anas acuta" OR "Northern pintail"		
"Gavia stellata" OR "Red-throated loon"		
"Jynx torquilla" OR "Eurasian wryneck"		
"Cuculus canorus" OR cuckoo		
"Larus canus" OR "Common gull"		
"Sterna hirundo" OR "Common tern"		
"Columba livia" OR "Rock dove"		
"Ptyonoprogne rupestris" OR "Eurasian crag martin"		
"Branta canadensis" OR "Canada goose"		
"Calidris pusilla" OR "Canada goose"		
"Charadrius semipalmatus" OR "Semipalmated plover"		
"Accipiter gentilis" OR "Northern goshawk"		
"Lullula arborea" OR Woodlark		
"Pluvialis apricaria" OR "European golden plover"		
"Pterodroma feae" OR "Fea's petrel"		
"Dendrocopos major" OR "Great spotted woodpecker"		
"Arenaria interpres" OR "Ruddy turnstone"		

"Gulosus aristotelis" OR European shag		
"Charadrius asiaticus" OR "Caspian plover"		
"Ciconia ciconia" OR "White stork"		
"Phylloscopus nitidus" OR "Green warbler"		
"Botaurus stellaris" OR "Eurasian bittern"		
"Tringa flavipes" OR "Lesser yellowlegs"		
"Emberiza citrinella" OR Yellowhammer		
"Motacilla flava" OR "Western yellow wagtail"		
"Acrocephalus agricola" OR "Paddyfield warbler"		
"Charadrius morinellus" OR "Eurasian dotterel"		
"Lagopus muta" OR "Rock ptarmigan"		
"Anser erythropus" OR "Lesser white-fronted goose"		
"Clanga clanga" OR "Greater spotted eagle"		
"Curruca nisoria" OR "Barred warbler"		
"Ficedula hypoleuca" OR "European pied flycatcher"		
"Loxia leucoptera" OR "Two-barred crossbill"		
"Alauda arvensis" OR "Eurasian skylark"		
"Oenanthe oenanthe" OR "Northern wheatear"		
"Corvus corax" OR "Common raven"		
"Cinclus cinclus" OR "White-throated dipper"		
"Sturnus vulgaris" OR "Common starling"		
"Oriolus oriolus" OR "Eurasian golden oriole"		
"Gavia arctica" OR "Black-throated loon"		
"Turdus viscivorus" OR "Mistle thrush"		
"Emberiza chrysophrys" OR "Yellow-browed bunting"		
"Hippolais icterina" OR "Icterine warbler"		
"Emberiza aureola" OR "Yellow-breasted bunting"		
"Numenius arquata" OR "Eurasian curlew"		
"Calidris ferruginea" OR "Curlew sandpiper"		
"Oxyura jamaicensis" OR "Ruddy duck"		
"Grus grus" OR "Common crane"		
"Perisoreus infaustus" OR "Siberian jay"		
"Periparus ater" OR "Coal tit"		
"Somateria spectabilis" OR "King eider"		
"Cygnus olor" OR "Mute swan"		
"Melanitta deglandi" OR "White-winged scoter"		
"Melanitta stejnegeri" OR "Stejneger's scoter"		
"Tringa stagnatilis" OR "Marsh sandpiper"		
"Spatula clypeata" OR "Northern shoveler"		
"Aythya marila" OR "Greater scaup"		
"Anthus cervinus" OR "Red-throated pipit"		
"Strix nebulosa" OR "Great grey owl"		
"Calcarius lapponicus" OR "Lapland longspur"		
"Calidris temminckii" OR "Temminck's stint"		
"Poecile cinctus" OR "Grey-headed chickadee"		

" <i>Sterna paradisaea</i> " OR "Arctic tern"		
" <i>Phylloscopus borealis</i> " OR "Arctic warbler"		
" <i>Cygnus cygnus</i> " OR "Whooper swan"		
" <i>Turdus philomelos</i> " OR "Song thrush"		
" <i>Bubulcus ibis</i> " OR "Western cattle egret"		
" <i>Sylvia borin</i> " OR "Garden warbler"		
" <i>Scolopax rusticola</i> " OR "Eurasian woodcock"		
" <i>Phoenicurus phoenicurus</i> " OR "Common redstart"		
" <i>Stercorarius pomarinus</i> " OR "Pomarine jaeger"		
" <i>Gallinula chloropus</i> " OR "Common moorhen"		
" <i>Tringa glareola</i> " OR "Wood sandpiper"		
" <i>Acrocephalus palustris</i> " OR "Marsh warbler"		
" <i>Fratercula arctica</i> " OR "Atlantic puffin"		
" <i>Anthus petrosus</i> " OR "European rock pipit"		
" <i>Anser brachyrhynchus</i> " OR "Pink-footed goose"		
" <i>Calandrella brachydactyla</i> " OR "Greater short-toed lark"		
" <i>Aquila chrysaetos</i> " OR "Golden eagle"		
" <i>Aix galericulata</i> " OR "Mandarin duck"		
" <i>Pernis apivorus</i> " OR "European honey buzzard"		
" <i>Merops apiaster</i> " OR "European bee-eater"		
" <i>Anser anser</i> " OR "Greylag goose"		
" <i>Haematopus ostralegus</i> " OR "Eurasian oystercatcher"		
" <i>Hydrobates pelagicus</i> " OR "European storm petrel"		
" <i>Stercorarius parasiticus</i> " OR "Parasitic jaeger"		
" <i>Haliaeetus albicilla</i> " OR "White-tailed eagle"		
" <i>Larus marinus</i> " OR "Great black-backed gull"		
" <i>Phalacrocorax carbo</i> " OR "Great cormorant"		
" <i>Calidris maritima</i> " OR "Purple sandpiper"		
" <i>Anser fabalis</i> " OR "Taiga bean goose"		
" <i>Anthus trivialis</i> " OR "Tree pipit"		
" <i>Tringa ochropus</i> " OR "Green sandpiper"		
" <i>Tetrao urogallus</i> " OR "Western capercaillie"		
" <i>Ciconia nigra</i> " OR "Black stork"		
" <i>Charadrius alexandrinus</i> " OR "Kentish plover"		
" <i>Turdus atrogularis</i> " OR "Black-throated thrush"		
" <i>Podiceps nigricollis</i> " OR "Black-necked grebe"		
" <i>Thalassarche melanophris</i> " OR "Black-browed albatross"		
" <i>Podiceps auritus</i> " OR "Horned grebe"		
" <i>Phoenicurus ochruros</i> " OR "Black redstart"		
" <i>Melanitta nigra</i> " OR "Common scoter"		
" <i>Ichthyaetus melanocephalus</i> " OR "Mediterranean gull"		
" <i>Sylvia atricapilla</i> " OR "Eurasian blackcap"		
" <i>Emberiza melanocephala</i> " OR "Black-headed bunting"		
" <i>Saxicola rubicola</i> " OR "European stonechat"		
" <i>Limosa limosa</i> " OR "Black-tailed godwit"		



" <i>Turdus merula</i> " OR "Common blackbird"		
" <i>Chlidonias niger</i> " OR "Black tern"		
" <i>Corvus frugilegus</i> " OR Rook		
" <i>Tringa erythropus</i> " OR "Spotted redshank"		
" <i>Falco peregrinus</i> " OR "Peregrine falcon"		
" <i>Hydrobates leucorhous</i> " OR "Leach's storm petrel"		
" <i>Fulmarus glacialis</i> " OR "Northern fulmar"		
" <i>Corvus monedula</i> " OR "Western jackdaw"		
" <i>Garrulus glandarius</i> " OR "Eurasian jay"		
" <i>Chroicocephalus ridibundus</i> " OR "Black-headed gull"		
" <i>Anthropoides virgo</i> " OR "Demoiselle crane"		
" <i>Anthus pratensis</i> " OR "Meadow pipit"		
" <i>Circus pygargus</i> " OR "Montagu's harrier"		
" <i>Fulica atra</i> " OR "Eurasian coot"		
" <i>Ardenna grisea</i> " OR "Sooty shearwater"		
" <i>Leucophaeus atricilla</i> " OR "Laughing gull"		
" <i>Corvus corone</i> " OR "Carrion crow"		
" <i>Coccothraustes coccothraustes</i> " OR Hawfinch		
" <i>Anthus campestris</i> " OR "Tawny pipit"		
" <i>Falco subbuteo</i> " OR "Eurasian hobby"		
" <i>Onychoprion anaethetus</i> " OR "Bridled tern"		
" <i>Glaucopis trichotis</i> " OR "Collared pratincole"		
" <i>Nucifraga caryocatactes</i> " OR "Spotted nutcracker"		
" <i>Sitta europaea</i> " OR "Eurasian nuthatch"		
" <i>Phylloscopus trochilus</i> " OR "Willow warbler"		
" <i>Emberiza schoeniclus</i> " OR "Common reed bunting"		
" <i>Burhinus oedipnes</i> " OR "Eurasian stone-curlew"		
" <i>Dryocopus martius</i> " OR "Black woodpecker"		
" <i>Calidris melanotos</i> " OR "Pectoral sandpiper"		
" <i>Fringilla coelebs</i> " OR "Common chaffinch"		
" <i>Perdix perdix</i> " OR "Grey partridge"		
" <i>Emberiza hortulana</i> " OR "Ortolan bunting"		
" <i>Currucula communis</i> " OR "Common whitethroat"		
" <i>Saxicola rubetra</i> " OR Whinchat		
" <i>Troglodytes troglodytes</i> " OR "Eurasian wren"		
" <i>Buteo lagopus</i> " OR "Rough-legged buzzard"		
" <i>Hirundapus caudacutus</i> " OR "White-throated needletail"		
" <i>Cygnus columbianus</i> " OR "Tundra swan"		
" <i>Rissa tridactyla</i> " OR "Black-legged kittiwake"		
" <i>Loxia curvirostra</i> " OR "Red crossbill"		
" <i>Neophron percnopterus</i> " OR "Egyptian vulture"		
" <i>Iduna caligata</i> " OR "Booted warbler"		
" <i>Numenius phaeopus</i> " OR "Eurasian whimbrel"		
" <i>Aythya affinis</i> " OR "Lesser scaup"		
" <i>Lanius collurio</i> " OR "Red-backed shrike"		

"Puffinus puffinus" OR "Manx shearwater"		
"Hydrocoloeus minutus" OR "Little gull"		
"Alle alle" OR "Little auk"		
"Emberiza pusilla" OR "Little bunting"		
"Calidris minuta" OR "Little stint"		
"Sternula albifrons" OR "Little tern"		
"Dryobates minor" OR "Lesser spotted woodpecker"		
"Tetrax tetrax" OR "Little bustard"		
"Charadrius dubius" OR "Little ringed plover"		
"Tachybaptus ruficollis" OR "Little grebe"		
"Passer montanus" OR "Eurasian tree sparrow"		
"Melanitta perspicillata" OR "Surf scoter"		
"Melanitta fusca" OR "Velvet scoter"		
"Calidris himantopus" OR "Stilt sandpiper"		
"Uria lomvia" OR "Thick-billed murre"		
"Emberiza rustica" OR "Rustic bunting"		
"Picoides tridactylus" OR "Eurasian three-toed woodpecker"		
"Leucophaeus pipixcan" OR "Franklin's gull"		
"Plectrophenax nivalis" OR "Snow bunting"		
"Calidris alba" OR Sanderling		
"Falco vespertinus" OR "Red-footed falcon"		
"Tringa totanus" OR "Common redshank"		
"Branta ruficollis" OR "Red-breasted goose"		
"Pastor roseus" OR "Rosy starling"		
"Limosa lapponica" OR "Bar-tailed godwit"		
"Turdus iliacus" OR Redwing		
"Netta rufina" OR "Red-crested pochard"		
"Lanius isabellinus" OR "Isabelline shrike"		
"Erithacus rubecula" OR "European robin"		
"Aythya ferina" OR "Common pochard"		
"Pyrrhula pyrrhula" OR "Eurasian bullfinch"		
"Carpodacus erythrinus" OR "Common rosefinch"		
"Certhia familiaris" OR "Eurasian treecreeper"		
"Aegithalos caudatus" OR "Long-tailed tit"		
"Tetrastes bonasia" OR "Hazel grouse"		
"Ardeola ralloides" OR "Squacco heron"		
"Turdus pilaris" OR Fieldfare		
"Limnodromus griseus" OR "Short-billed dowitcher"		
"Xenus cinereus" OR "Terek sandpiper"		
"Actitis hypoleucos" OR "Common sandpiper"		
"Prunella modularis" OR "Dunnock"		
"Delichon urbicum" OR "Common house martin"		
"Larus delawarensis" OR "Ring-billed gull"		
"Lagopus lagopus" OR "Willow ptarmigan"		
"Cepphus grylle" OR "Black guillemot"		

" <i>Tadorna tadorna</i> " OR "Common shelduck"		
" <i>Thalasseus sandvicensis</i> " OR "Sandwich tern"		
" <i>Crex crex</i> " OR "Corn crake"		
" <i>Alca torda</i> " OR Razorbill		
" <i>Acrocephalus schoenobaenus</i> " OR "Sedge warbler"		
" <i>Cecropis daurica</i> " OR "Red-rumped swallow"		
" <i>Turdus naumanni</i> " OR "Naumann's thrush"		
" <i>Tadorna ferruginea</i> " OR "Ruddy shelduck"		
" <i>Ardea purpurea</i> " OR "Purple heron"		
" <i>Circus aeruginosus</i> " OR "Western marsh harrier"		
" <i>Acanthis cabaret</i> " OR "Lesser redpoll"		
" <i>Phylloscopus fuscatus</i> " OR "Dusky warbler"		
" <i>Rhodostethia rosea</i> " OR "Ross's gull"		
" <i>Acrocephalus scirpaceus</i> " OR "Common reed warbler"		
" <i>Pandion haliaetus</i> " OR Osprey		
" <i>Asio otus</i> " OR "Long-eared owl"		
" <i>Luscinia luscinia</i> " OR "Thrush nightingale"		
" <i>Larus fuscus</i> " OR "Lesser black-backed gull"		
" <i>Branta bernicla</i> " OR Brant		
" <i>Columba palumbus</i> " OR "Common wood pigeon"		
" <i>Turdus torquatus</i> " OR "Ring ouzel"		
" <i>Saxicola maurus</i> " OR "Siberian stonechat"		
" <i>Egretta garzetta</i> " OR "Little egret"		
" <i>Podiceps cristatus</i> " OR "Great crested grebe"		
" <i>Somateria fischeri</i> " OR "Spectacled eider"		
" <i>Coracias garrulus</i> " OR "European roller"		
" <i>Tarsiger cyanurus</i> " OR "Red-flanked bluetail"		
" <i>Luscinia svecica</i> " OR Bluethroat		
" <i>Anas platyrhynchos</i> " OR Mallard		
" <i>Circus cyaneus</i> " OR "Hen harrier"		
" <i>Cyanistes caeruleus</i> " OR "Eurasian blue tit"		
" <i>Pluvialis fulva</i> " OR "Pacific golden plover"		
" <i>Phylloscopus sibilatrix</i> " OR "Wood warbler"		
" <i>Motacilla citreola</i> " OR "Citrine wagtail"		
" <i>Calidris acuminata</i> " OR "Sharp-tailed sandpiper"		
" <i>Vanellus leucurus</i> " OR "White-tailed lapwing"		
" <i>Calidris pugnax</i> " OR Ruff		
" <i>Asio flammeus</i> " OR "Short-eared owl"		
" <i>Calidris alpina</i> " OR Dunlin		
" <i>Morus bassanus</i> " OR "Northern gannet"		
" <i>Anthus hodgsoni</i> " OR "Olive-backed pipit"		
" <i>Numenius minutus</i> " OR "Little curlew"		
" <i>Phylloscopus inornatus</i> " OR "Yellow-browed warbler"		
" <i>Gallinago gallinago</i> " OR "Common snipe"		
" <i>Parus major</i> " OR "Great tit"		

" <i>Anas crecca</i> " OR "Eurasian teal"			
" <i>Pinicola enucleator</i> " OR "Pine grosbeak"			
" <i>Lyrurus tetrix</i> " OR "Black grouse"			
" <i>Bucephala clangula</i> " OR "Common goldeneye"			
" <i>Apus apus</i> " OR "Common swift"			
" <i>Anser indicus</i> " OR "Bar-headed goose"			
" <i>Xema sabini</i> " OR "Sabine's gull"			
" <i>Carduelis carduelis</i> " OR "European goldfinch"			
" <i>Bombycilla garrulus</i> " OR "Bohemian waxwing"			
" <i>Phylloscopus collybita</i> " OR "Common chiffchaff"			
" <i>Riparia riparia</i> " OR "Sand martin"			
" <i>Tyto alba</i> " OR "Barn owl"			
" <i>Vanellus vanellus</i> " OR "Northern lapwing"			
" <i>Galerida cristata</i> " OR "Crested lark"			
" <i>Fratercula cirrhata</i> " OR "Tufted puffin"			
" <i>Lophophanes cristatus</i> " OR "Crested tit"			
" <i>Anthus rubescens</i> " OR "Buff-bellied pipit"			
" <i>Mergus serrator</i> " OR "Red-breasted merganser"			
" <i>Aythya fuligula</i> " OR "Tufted duck"			
" <i>Anser albifrons</i> " OR "Greater white-fronted goose"			
" <i>Anthus gustavi</i> " OR "Pechora pipit"			
" <i>Pluvialis squatarola</i> " OR "Grey plover"			
" <i>Limnodromus scolopaceus</i> " OR "Long-billed dowitcher"			
" <i>Anser serrirostris</i> " OR "Tundra bean goose"			
" <i>Acanthis hornemanni</i> " OR "Arctic redpoll"			
" <i>Falco rusticolus</i> " OR Gyrfalcon			
" <i>Stercorarius longicaudus</i> " OR "Long-tailed jaeger"			
" <i>Eremophila alpestris</i> " OR "Horned lark"			
" <i>Bubo scandiacus</i> " OR "Snowy owl"			
" <i>Streptopelia decaocto</i> " OR "Eurasian collared dove"			
" <i>Streptopelia turtur</i> " OR "European turtle dove"			
" <i>Falco tinnunculus</i> " OR "Common kestrel"			
" <i>Charadrius hiaticula</i> " OR "Common ringed plover"			
" <i>Mergellus albellus</i> " OR Smew			
" <i>Acanthis flammea</i> " OR "Common redpoll"			
" <i>Columba oenas</i> " OR "Stock dove"			
" <i>Calidris fuscicollis</i> " OR "White-rumped sandpiper"			
" <i>Branta leucopsis</i> " OR "Barnacle goose"			
" <i>Chlidonias hybrida</i> " OR "Whiskered tern"			
" <i>Dendrocopos leucotos</i> " OR "White-backed woodpecker"			
" <i>Alauda leucoptera</i> " OR "White-winged lark"			
" <i>Chlidonias leucopterus</i> " OR "White-winged tern"			
" <i>Tringa nebularia</i> " OR "Common greenshank"			
" <i>Corvus cornix</i> " OR "Hooded crow"			
" <i>Passer domesticus</i> " OR "House sparrow"			

"Accipiter nisus" OR "Eurasian sparrowhawk"		
"Glaucidium passerinum" OR "Eurasian pygmy owl"		
"Motacilla alba" OR "White wagtail"		
"Phalaropus lobatus" OR "Red-necked phalarope"		
"Chloris chloris" OR "European greenfinch"		
"Picus viridis" OR "European green woodpecker"		
"Spinus spinus" OR "Eurasian siskin"		
"Coturnix coturnix" OR "Common quail"		
"Strix uralensis" OR "Ural owl"		
"Locustella lanceolata" OR "Lanceolated warbler"		
"Acrocephalus dumetorum" OR "Blyth's reed warbler"		
"Locustella fluviatilis" OR "River warbler"		
"Poecile palustris" OR "Marsh tit"		
"Histrionicus histrionicus" OR "Harlequin duck"		
"Motacilla cinerea" OR "Grey wagtail"		
"Linaria flavirostris" OR Twite		
"Anthus spinoletta" OR "Water pipit"		
"Sylvia nisoria" OR "Barred warbler"		
"Anas clypeata" OR "Northern shoveler"		
"Anas querquedula" OR Garganey		
"Anas strepera" OR Gadwall		
"Porzana porzana" OR "Spotted crane"		
"Rallus aquaticus" OR "Water rail"		
"Canis lupus" OR Wolf		
"Capreolus capreolus" OR "Roe deer"		
"Cervus elaphus" OR "Red deer"		
"Gulo gulo" OR Wolverine		
"Lemmus lemmus" OR "Norway lemming"		
"Lepus europaeus" OR "European hare"		
"Lepus timidus" OR "Mountain hare"		
"Lutra lutra" OR "Eurasian otter"		
"Lynx lynx" OR "Eurasian lynx"		
"Martes martes" OR "European pine marten"		
"Meles meles" OR "European badger"		
"Mustela erminea" OR Stoat		
"Mustela nivalis" OR "Least weasel"		
"Mustela putorius" OR "European polecat"		
"Ursus arctos" OR "Brown bear"		
"Vulpes lagopus" OR "Arctic fox"		
"Vulpes vulpes" OR "Red fox"		
"Alces alces" OR Moose		
"Rangifer tarandus" OR "Reindeer"		
"Rana temporaria" OR "Common frog"		
"Zootoca vivipara" OR "Viviparous lizard"		

## 8 Referanser

Anctil, A., Franke, A., & Bety, J. (2014). Heavy rainfall increases nestling mortality of an arctic top predator: experimental evidence and long-term trend in peregrine falcons. *Oecologia*, 174(3), 1033-1043. <https://doi.org/10.1007/s00442-013-2800-y>

Anttonen, M., Kumpula, J. & Colpaert, A. 2011. Range Selection by Semi-Domesticated Reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*) in Relation to Infrastructure and Human Activity in the Boreal Forest Environment, Northern Finland. *Arctic* 64(1): 1-14.

Apps, C.D. & McLellan, B.N. 2006. Factors influencing the dispersion and fragmentation of endangered mountain caribou populations. *Biological Conservation* 130(1): 84-97. doi: 10.1016/j.biocon.2005.12.004

Arlettaz, R., Nussle, S., Baltic, M., Vogel, P., Palme, R., Jenni-Eiermann, S., Patthey, P. & Genoud, M. 2015. Disturbance of wildlife by outdoor winter recreation: allostatic stress response and altered activity-energy budgets. *Ecological Applications* 25(5): 1197-1212. doi: 10.1890/14-1141.1

Artsdatabanken (2021, 24. november). Norsk rødliste for arter 2021. <https://www.artsdatabanken.no/lister/rodlisterforarter/2021>.

Baines, D. & Richardson, M. 2007. An experimental assessment of the potential effects of human disturbance on Black Grouse *Tetrao tetrix* in the North Pennines, England. *Ibis* 149: 56-64. doi: 10.1111/j.1474-919X.2007.00638.x

Barber, J.R., Crooks, K.R. & Fristrup, K.M. 2010. The costs of chronic noise exposure for terrestrial organisms. *Trends in Ecology & Evolution* 25(3): 180-189. doi: 10.1016/j.tree.2009.08.002

Belotti, E., Mayer, K., Kreisinger, J., Heurich, M. & Bufka, L. 2018. Recreational activities affect resting site selection and foraging time of Eurasian lynx (*Lynx lynx*). *Hystrix-Italian Journal of Mammalogy* 29(2): 181-189. doi: 10.4404/hystrix-00053-2018

Bielanski, M., Taczanowska, K., Brandenburg, C., Adamski, P. & Witkowski, Z. 2018. Using a Social Science Approach to Study Interactions Between Ski Tourers and Wildlife in Mountain Protected Areas. *Mountain Research and Development* 38(4): 380-389. doi: 10.1659/mrd-journal-d-17-00039.1

Borkowski, J.J., White, P.J., Garrott, R.A., Davis, T., Hardy, A.R. & Reinhart, D.J. 2006. Behavioral responses of bison and elk in yellowstone to snowmobiles and snow coaches. *Ecological Applications* 16(5): 1911-1925. doi: 10.1890/1051-0761(2006)016[1911:Brobae]2.0.Co;2

Brambilla, M., Pedrini, P., Rolando, A. & Chamberlain, D.E. 2016. Climate change will increase the potential conflict between skiing and high-elevation bird species in the Alps. *Journal of Biogeography* 43(11): 2299-2309. doi: 10.1111/jbi.12796

Braunisch, V., Patthey, P. & Arlettaz, R.L. 2011. Spatially explicit modeling of conflict zones between wildlife and snow sports: prioritizing areas for winter refuges. *Ecological Applications* 21(3): 955-967. doi: 10.1890/09-2167.1

Bruggeman, J. E., Swem, T., Andersen, D. E., Kennedy, P. L., & Nigro, D. (2015). Dynamics of a recovering Arctic bird population: the importance of climate, density dependence, and site quality. *Ecological Applications*, 25(7), 1932-1943. <https://doi.org/10.1890/14-1591.1>

Bunnell, K.D., Flinders, J.T. & Wolfe, M.L. 2006. Potential impacts of coyotes and snowmobiles on lynx conservation in the Intermountain West. *Wildlife Society Bulletin* 34(3): 828-838. doi: 10.2193/0091-7648(2006)34[828:Pioacas]2.0.Co;2

Carey, C. (2009). The impacts of climate change on the annual cycles of birds. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1534), 3321-3330.

Ciuti, S., Northrup, J.M., Muhly, T.B., Simi, S., Musiani, M., Pitt, J.A. & Boyce, M.S. 2012. Effects of Humans on Behaviour of Wildlife Exceed Those of Natural Predators in a Landscape of Fear. *Plos One* 7(11). doi: 10.1371/journal.pone.0050611

Colman, J.E., Lilleeng, M.S., Tsegaye, D., Vigeland, M.D. & Reimers, E. 2012. Responses of wild reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*) when provoked by a snow-kiter or skier: A model approach. *Applied Animal Behaviour Science* 142(1-2): 82-89. doi: 10.1016/j.applanim.2012.08.009

Colman, J. E., Bergmo, T., Tsegaye, D., Flydal, K., Eftestøl, S., Lilleeng, M. S. & Moe, S. R. 2017. Wildlife response to infrastructure: The problem with confounding factors. *Polar Biology*, 40, 477- 482.

Coppes, J. & Braunisch, V. 2013. Managing visitors in nature areas: where do they leave the trails? A spatial model. *Wildlife Biology* 19(1): 1-11. doi: 10.2981/12-054

Coppes, J., Ehrlacher, J., Thiel, D., Suchant, R. & Braunisch, V. 2017. Outdoor recreation causes effective habitat reduction in capercaillie *Tetrao urogallus*: a major threat for geographically restricted populations. *Journal of Avian Biology* 48(12): 1583-1594. doi: 10.1111/jav.01239

Creel, S., Fox, J.E., Hardy, A., Sands, J., Garrott, B. & Peterson, R.O. 2002. Snowmobile activity and glucocorticoid stress responses in wolves and elk. *Conservation Biology* 16(3): 809-814. doi: 10.1046/j.1523-1739.2002.00554.x

Crupi, A.P., Gregovich, D.P. & White, K.S. 2020. Steep and deep: Terrain and climate factors explain brown bear (*Ursus arctos*) alpine den site selection to guide heli-skiing management. *Plos One* 15(9). doi: 10.1371/journal.pone.0238711

Duchesne, M., Cote, S.D. & Barrette, C. 2000. Responses of woodland caribou to winter ecotourism in the Charlevoix Biosphere Reserve, Canada. *Biological Conservation* 96(3): 311-317. doi: 10.1016/S0006-3207(00)00082-3

Eide, N.E., Hagen, D., Gundersen, V., Vistad, O.I., Fangel, K., Erikstad, L., Strand, O. & Blumentrath, S. 2015. Sårbarhetsvurdering i verneområder. Utvikling av metodikk for å vurdere sårbarhet for vegetasjon og dyreliv knyttet til ferdsel i verneområder i fjellet. – NINA Rapport 1191. 64 s.

Eide, N. E., Ulvund, K., Kleven, O., Landa, A. & Flagstad, Ø. 2020. Fjellrev i Norge 2020. Resultater fra det nasjonale overvåkingsprogrammet for fjellrev. NINA Rapport 1913. Norsk institutt for naturforskning.

Festa-Bianchet, M., Ray, J.C., Boutin, S., Cote, S. & Gunn, A. 2011. Conservation of caribou (*Rangifer tarandus*) in Canada: an uncertain future. *Canadian Journal of Zoology* 89(5): 419-434. doi: 10.1139/z11-025

Flydal, K., Tsegaye, D., Eftestøl, S., Reimers, E. & Colman, J. E. 2019. Rangifer within areas of human influence: understanding effects in relation to spatiotemporal scales. *Polar Biology*, 42, 1–16.

Fortin, D. & Andruskiw, M. 2003. Behavioral response of free-ranging bison to human disturbance. *Wildlife Society Bulletin* 31(3): 804-813.

Fuglei, E., Ehrich, D., Killengreen, S.T., Rodnikova, A.Y., Sokolov, A.A. & Pedersen, A.O. 2017. Snowmobile impact on diurnal behaviour in the Arctic fox. *Polar Research* 36. doi: 10.1080/17518369.2017.1327300

Gage, E., & Cooper, D. J. (2009). Winter recreation impacts to wetlands: a technical review. Report for Arapaho-Roosevelt National Forests, White River National Forest, and Black Hills National Forest. USDA Forest Service, Washington, DC.

- Gese, E.M., Dowd, J.L.B. & Aubry, L.M. 2013. The Influence of Snowmobile Trails on Coyote Movements during Winter in High-Elevation Landscapes. *Plos One* 8(12). doi: 10.1371/journal.pone.0082862
- Gill, Jennifer A. 2007. Approaches to measuring the effects of human disturbance on birds. *Ibis* 149 (Suppl. 1), 9–14. Doi: 10.1111/j.1474-919X.2007.00642.x
- Goldstein, M.I., Poe, A.J., Suring, L.H., Nielson, R.M. & McDonald, T.L. 2010. Brown Bear Den Habitat and Winter Recreation in South-Central Alaska. *Journal of Wildlife Management* 74(1): 35-42. doi: 10.2193/2008-490
- Gruas, L., Perrin-Malterre, C. & Loison, A. 2020. Aware or not aware? A literature review reveals the dearth of evidence on recreationists awareness of wildlife disturbance. *Wildlife Biology* 2020(4). doi: 10.2981/wlb.00713
- Gundersen, Vegard, Myrvold, Knut Marius, Kaltenborn, Bjørn Petter, Strand Olav & Kofinas Gary. 2022, A review of reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*) disturbance research in Northern Europe: towards a social-ecological framework?, *Landscape Research*, DOI:10.1080/01426397.2022.2078486
- Gundersen, V., Strand, O., Flemsæther, F., Nerhoel, I., Thanem, A., & Wold, L.C. 2017. Kunnskapsgrunnlag om ulike scenarier for Snøheimvegen. Effekter på villrein, ferdsel og lokalsamfunn etter åtte års forskning. Norsk institutt for naturforskning. <http://hdl.handle.net/11250/2427822>
- Gundersen, V., van Moorter, B., Panzacchi, M., Rauset, G. R., & Strand, O. (2021). Villrein-ferdselsanalyser på Hardangervidda. Anbefalinger og tiltak. In NINA Rapport. Norsk institutt for naturforskning (NINA).
- Hagen, D., Eide, N.E., Evju, M., Gundersen, V., Stokke, B.G., Vistad, O.I., Rød-Eriksen, L., Olsen, S.L. & Fangel, K. 2019. Håndbok. Sårbarhetsvurdering av ferdselslokaliteter i verneområder, for vegetasjon og dyreliv. NINA Temahefte 73.
- Harris, G., Nielson, R.M., Rinaldi, T. & Lohuis, T. 2014. Effects of winter recreation on northern ungulates with focus on moose (*Alces alces*) and snowmobiles. *European Journal of Wildlife Research* 60(1): 45-58. doi: 10.1007/s10344-013-0749-0
- Heinemeyer, K., Squires, J., Hebblewhite, M., O'Keefe, J.J., Holbrook, J.D. & Copeland, J. 2019. Wolverines in winter: indirect habitat loss and functional responses to backcountry recreation. *Ecosphere* 10(2). doi: 10.1002/ecs2.2611
- Helle, T. & Sarkela, M. 1993. The effects of outdoor recreation on range use by semi-domesticated reindeer. *Scandinavian Journal of Forest Research* 8(1): 123-133. doi: 10.1080/02827589309382761
- Helle, T., Hallikainen, V., Sarkela, M., Haapalehto, M., Niva, A. & Puoskari, J. 2012. Effects of a holiday resort on the distribution of semi-domesticated reindeer. *Annales Zoologici Fennici* 49(1-2): 23-35. doi: 10.5735/086.049.0103
- Hilderbrand, G.V., Lewis, L.L., Larrivee, J. & Farley, S.D. 2000. A denning Brown Bear, *Ursus arctos*, sow and two cubs killed in an avalanche on the Kenai Peninsula, Alaska. *Canadian Field-Naturalist* 114(3): 498-498.
- Huhta, E. & Sulkava, P. 2014. The Impact of Nature-Based Tourism on Bird Communities: A Case Study in Pallas-Yllastunturi National Park. *Environmental Management* 53(5): 1005-1014. doi: 10.1007/s00267-014-0253-7
- Imperio, S., Bionda, R., Viterbi, R. & Provenzale, A. 2013. Climate Change and Human Disturbance Can Lead to Local Extinction of Alpine Rock Ptarmigan: New Insight from the Western Italian Alps. *Plos One* 8(11). doi: 10.1371/journal.pone.0081598



- Jager, H., Schirpke, U. & Tappeiner, U. 2020. Assessing conflicts between winter recreational activities and grouse species. *Journal of Environmental Management* 276. doi: 10.1016/j.jenvman.2020.111194
- Jenni-Eiermann, S. & Arlettaz, R. 2008. Does ski tourism affect alpine bird fauna? *Chimia* 62(4): 301-301. doi: 10.2533/chimia.2008.301
- Kaisanlahti-Jokimaki, M.L., Jokimaki, J., Huhta, E., Ukkola, M., Helle, P. & Ollila, T. 2008. Territory occupancy and breeding success of the Golden Eagle (*Aquila chrysaetos*) around tourist destinations in northern Finland. *Ornis Fennica* 85(1): 2-12.
- Keyel, A.C., Reed, S.E., Nuessly, K., Cinto-Mejia, E., Barber, J.R. & Wittemyer, G. 2018. Modeling anthropogenic noise impacts on animals in natural areas. *Landscape and Urban Planning* 180: 76-84. doi: 10.1016/j.landurbplan.2018.08.011
- Kolbe, J.A., Squires, J.R., Pletscher, D.H. & Ruggiero, L.F. 2007. The effect of snowmobile trails on coyote movements within lynx home ranges. *Journal of Wildlife Management* 71(5): 1409-1418. doi: 10.2193/2005-682
- Krebs, J., Lofroth, E.C. & Parfitt, I. 2007. Multiscale habitat use by wolverines in British Columbia, Canada. *Journal of Wildlife Management* 71(7): 2180-2192. doi: 10.2193/2007-099
- Landa, A., Andersen, R., Halgunset, I., Henaug, C., Mathisen, J. H., Valnes, F., Fox, J. L., Holand, Ø & Tveraa, T. 2001. Tapsrelaterte problemstillinger hos tamrein i Troms. - NINA fagrapport 50:1-44.
- Lehikoinen, A., Linden, A., Byholm, P., Ranta, E., Saurola, P., Valkama, J., Kaitala, V., & Linden, H. (2013). Impact of climate change and prey abundance on nesting success of a top predator, the goshawk. *Oecologia*, 171(1), 283-293. <https://doi.org/10.1007/s00442-012-2411-z>
- Lewis, J. S., S. Spaulding, H. Swanson, W. Keeley, A. R. Gramza, S. VandeWoude, and K. R. Crooks. 2021. Human activity influences wildlife populations and activity patterns: implications for spatial and temporal refuges. *Ecosphere* 12(5):e03487. Doi 10.1002/ecs2.3487
- Laiolo, P. & Rolando, A. 2005. Forest bird diversity and ski-runs: a case of negative edge effect. *Animal Conservation* 8: 9-16. doi: 10.1017/s1367943004001611
- Larson, C.L., Reed, S.E., Merenlender, A.M. & Crooks, K.R. 2016. Effects of Recreation on Animals Revealed as Widespread through a Global Systematic Review. *Plos One* 11(12). doi: 10.1371/journal.pone.0167259
- Lesmerises, F., Dery, F., Johnson, C.J. & St-Laurent, M.H. 2018. Spatiotemporal response of mountain caribou to the intensity of backcountry skiing. *Biological Conservation* 217: 149-156. doi: 10.1016/j.biocon.2017.10.030
- Liikonen, L., & Rautio, J. 2004. Moottorikelkkaliikenteen melu. Esiselvitys. Suomen Ympäristö 712, Ympäristöministeriö, Helsinki
- Lindberget, M. & Skarin, A. 2014. Terrängkjörningens påverkan på djurlivet - en litteraturstudie. Naturvårdsverket rapport 6622.
- Mullet, T. C., & Morton, J. M. (2021). Snowmobile effects on height and live stem abundance of wetland shrubs in south-central Alaska. *Journal of Outdoor Recreation and Tourism*, 33, 100347.
- Multiconsult 2018. Anbefalte hensynssoner for sårbare arter av fugl. <https://www.mynewsdesk.com/no/multiconsult/documents/anbefalte-hensynssoner-for-saarbare-arter-av-fugl-77716>

- Møller, A.P. 2010. Interspecific variation in fear responses predicts urbanization in birds. *Behavioral Ecology* doi:10.1093/beheco/arp199
- Neumann, W., Ericsson, G. & Dettki, H. 2010. Does off-trail backcountry skiing disturb moose? *European Journal of Wildlife Research* 56(4): 513-518. doi: 10.1007/s10344-009-0340-x
- Olson, L.E., Squires, J.R., Roberts, E.K., Ivan, J.S. & Hebblewhite, M. 2018. Sharing the same slope: Behavioral responses of a threatened mesocarnivore to motorized and nonmotorized winter recreation. *Ecology and Evolution* 8(16): 8555-8572. doi: 10.1002/ece3.4382
- Olsén, L., Harkoma, A., Heinämäki, L., & Heiskanen, H. 2017. Saamelaisten perinnetiedon huomioiminen ympäristöpäätöksenteossa. *Juridica Lapponica* 41, Lapin yliopisto, Arktinen keskus.
- Peltonen, L., Kangasoja, J., Luoma, E., Turunen, J. P., & Lahdenperä, S. 2020. Saamelaisten kotiseutualueen valtion metsien käytön ristiriidat ja ratkaisumahdollisuudet. *Konfliktikartoitus, Metsähallitus*.
- Pohja-Mykrä, M., & Kurki, S. 2014. Kansallisen suurpetopoliitikan kehittämisarviointi. *Raportteja* 114, Helsingin yliopisto, Ruralia-instituutti, Helsinki.
- Reimers, E., Eftestol, S. & Colman, J.E. 2003. Behavior responses of wild reindeer to direct provocation by a snowmobile or skier. *Journal of Wildlife Management* 67(4): 747-754. doi: 10.2307/3802681
- Reimers, E., Miller, F.L., Eftestol, S., Colman, J.E. & Dahle, B. 2006. Flight by feral reindeer *Rangifer tarandus tarandus* in response to a directly approaching human on foot or on skis. *Wildlife Biology* 12(4): 403-413. doi: 10.2981/0909-6396(2006)12[403:Fbfrtt]2.0.Co;2
- Reimers, E., Loe, L.E., Eftestol, S., Colman, J.E. & Dahle, B. 2009. Effects of Hunting on Response Behaviors of Wild Reindeer. *Journal of Wildlife Management* 73(6): 844-851. doi: 10.2193/2008-133
- Reimers, E., Røed, K. H., Flaget, Ø. & Lurås, E. 2010. Habituation responses in wild reindeer exposed to recreational activities. *Rangifer*, 30, 45-59.
- Rehnus, M.; Wehrle, M.; Palme, R. 2014. *Journal of Applied Ecology - Volume 51, Issue 1, pp. 6-12*
- Seip, D.R., Johnson, C.J. & Watts, G.S. 2007. Displacement of mountain caribou from winter habitat by snowmobiles. *Journal of Wildlife Management* 71(5): 1539-1544. doi: 10.2193/2006-387
- Skarin, A., & Åhman, B. 2014. Do human activity and infrastructure disturb domesticated reindeer? The need for the reindeer's perspective. *Polar Biology*, 37, 1041-1054.
- Slauson, K.M., Zielinski, W.J. & Schwartz, M.K. 2017. Ski Areas affect Pacific Marten Movement, Habitat Use, and Density. *Journal of Wildlife Management* 81(5): 892-904. doi: 10.1002/jwmg.21243
- Squires, J.R., Olson, L.E., Roberts, E.K., Ivan, J.S. & Hebblewhite, M. 2019. Winter recreation and Canada lynx: reducing conflict through niche partitioning. *Ecosphere* 10(10). doi: 10.1002/ecs2.2876
- Storvold, R., Karlsen, S. R., Solbø, S. A., Johansen, B., Johansen, K., Høgda, K. A., ... & Joly, D. (2013, December). Detection of Vehicle Tracks and Vegetation Damages Caused by use of Snowmobiles in the Longyearbyen Area on Svalbard using Unmanned Aircraft. In *AGU Fall Meeting Abstracts (Vol. 2013, pp. B41B-0394)*.
- Stralberg, D., Bayne, E. M., Cumming, S. G., Solymos, P., Song, S. J., & Schmiegelow, F. K. A. (2015). Conservation of future boreal forest bird communities considering lags in vegetation response to climate change: a modified refugia approach. *Diversity and Distributions*, 21(9), 1112-1128.  
<https://doi.org/10.1111/ddi.12356>

- Thiel, D., Jenni-Eiermann, S., Braunisch, V., Palme, R. & Jenni, L. 2008. Ski tourism affects habitat use and evokes a physiological stress response in capercaillie *Tetrao urogallus*: a new methodological approach. *Journal of Applied Ecology* 45(3): 845-853. doi: 10.1111/j.1365-2664.2008.01465.x
- Thiel, D., Jenni-Eiermann, S., Palme, R. & Jenni, L. 2011. Winter tourism increases stress hormone levels in the Capercaillie *Tetrao urogallus*. *Ibis* 153(1): 122-133. doi: 10.1111/j.1474-919X.2010.01083.x
- Töyrä, N.J.C., Sonidsson, E., From, I., & Olsson, K. 2014. Snöskoterns betydelse för friluftsliv och besöksnäring *Motion* 2014/15:2299
- Tyler, N.J.C. 1991. Short-term behavioral-responses of Svalbard reindeer *Rangifer-Tarandus-Platyrrhynchus* to direct provocation by a snowmobile. *Biological Conservation* 56(2): 179-194. doi: 10.1016/0006-3207(91)90016-3
- Vistad, O.I., Pedersen, S., Wold, L. C., Nerdrum, L., Handberg, Ø. N. og Albertsen. M. O. 2020. Løyper for rekreasjonskjøring med snøskuter. Vurdering av effekter. NINA Rapport 1887. Norsk institutt for naturforskning.
- Vistnes, I. & Nellemann, C. 2001. Avoidance of cabins, roads, and power lines by reindeer during calving. *Journal of Wildlife Management* 65(4): 915-925. doi: 10.2307/3803040
- Vistnes, I., Nellemann, C., Jordhoy, P. & Strand, O. 2001. Wild reindeer: impacts of progressive infrastructure development on distribution and range use. *Polar Biology* 24(7): 531-537.
- Vistnes, I. & Nellemann, C. 2008. The matter of spatial and temporal scales: a review of reindeer and caribou response to human activity. *Polar Biology*, 31, 399-407.
- Wallén, J., Ulvund, K., Sandercock, B., Flagstad, Ø. & Eide, N.E. 2020. Inventering av fjällräv 2019/Overvåking av fjellrev 2019. Beståndsstatus för fjällräv i Skandinavien/Beståndsstatus for fjellrev i Skandinavia. 1-2020. Norsk institutt for naturforskning (NINA) og/och Naturhistoriska riksmuseet (NRM).
- Whittington, J., St Clair, C.C. & Mercer, G. 2005. Spatial responses of wolves to roads and trails in mountain valleys. *Ecological Applications* 15(2): 543-553. doi: 10.1890/03-5317
- Wiacek, J. & Polak, M. 2015. Does traffic noise affect the distribution and abundance of wintering birds in a managed woodland? *Acta Ornithologica* 50(2): 233-245. doi: 10.3161/00016454ao2015.50.2.011
- Woo-Durand, C., Matte, J. M., Cuddihy, G., McGourdji, C. L., Venter, O., & Grant, J. W. A. (2020). Increasing importance of climate change and other threats to at-risk species in Canada. *Environmental Reviews*, 28(4), 449-456. <https://doi.org/10.1139/er-2020-0032>
- Zuckerberg, B. & Pauli, J.N. 2018. Conserving and managing the subnivium. *Conservation Biology* 32(4): 774-781. doi: 10.1111/cobi.13091

**Norsk institutt for naturforskning, NINA**, er en uavhengig stiftelse som forsker på natur og samspillet natur–samfunn.

NINA ble etablert i 1988. Hovedkontoret er i Trondheim, med avdelingskontorer i Tromsø, Lillehammer, Bergen og Oslo. I tillegg driver NINA Sæterfjellet avlsstasjon for fjellrev på Oppdal, og forskningsstasjonen for vill laksefisk på Ims i Rogaland.

NINAs virksomhet omfatter både forskning og utredning, miljøovervåking, rådgivning og evaluering. NINA har stor bredde i kompetanse og erfaring med både naturvitere og samfunnsvitere i staben. Vi har kunnskap om artene, naturtypene, samfunnets bruk av naturen og sammenhengene med de store drivkreftene i naturen.

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-5044-3

## Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

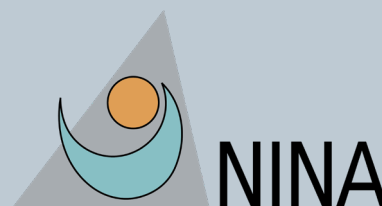
Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

E-post: [firmapost@nina.no](mailto:firmapost@nina.no)

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for  
framtidens miljøløsninger