

Vindkraft og reinsdyr

- En kunnskapssyntese

Olav Strand, Jonathan E. Colman, Sindre Eftestøl, Per Sandström,
Anna Skarin og Jørn Thomassen



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er en elektronisk serie fra 2005 som erstatter de tidligere seriene NINA Fagrapport, NINA Oppdragsmelding og NINA Project Report. Normalt er dette NINAs 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 annet språk når det er hensiktsmessig.

NINA Kortrapport

Dette er en enklere og ofte kortere rapportform til oppdragsgiver, gjerne for prosjekt med mindre arbeidsomfang enn det som ligger til grunn for NINA Rapport. Det er ikke krav om sammendrag på engelsk. Rapportserien kan også benyttes til framdriftsrapporter eller foreløpige meldinger til oppdragsgiver.

NINA Temahefte

Som navnet angir behandler temaheftene spesielle emner. Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. NINA Temahefte gis vanligvis en populærvitenskapelig form med mer vekt på illustrasjoner enn NINA Rapport.

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. De sendes til presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivå, politikere og andre spesielt interesserte. 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 vitenskapelige resultater i internasjonale journaler, populærfaglige bøker og tidsskrifter.

Vindkraft og reinsdyr

- En kunnskapssyntese

Olav Strand

Jonathan E. Colman

Sindre Eftestøl

Per Sandström

Anna Skarin

Jørn Thomassen

Strand, O., Colman, J.E., Eftestøl, S., Sandström, P., Skarin, A. & Thomassen, J. 2017. Vindkraft og reinsdyr – en kunnskapssyntese.
- NINA Rapport 1305. 62 s.

Trondheim, juni 2017

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-2989-0

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON

Jørn Thomassen

KVALITETSSIKRET AV

Erlend B. Nilsen

ANSVARLIG SIGNATUR

Inga E. Bruteig (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Vindval

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Åsa Elmqvist

FORSIDEBILDE

Rein i vindkraftanlegg. Foto: Jonathan E. Colman

NØKKEWORD

- Norge, Sverige
- Reinsdyr
- Vindkraft
- Kunnskapssyntese

KEY WORDS

- Norway, Sweden
- Reindeer
- Windpower
- Knowledge synthesis

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

Postboks 5685 Sluppen
7485 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00

NINA Oslo

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon: 73 80 14 00

NINA Tromsø

Framsenteret
9296 Tromsø
Telefon: 77 75 04 00

NINA Lillehammer

Fakkelgården
2624 Lillehammer
Telefon: 73 80 14 00

www.nina.no

Sammendrag

Strand, O., Colman, J.E., Eftestøl, S., Sandström, P., Skarin, A. & Thomassen, J. 2017. Vindkraft og reinsdyr – en kunnskapssyntese. - NINA Rapport 1305. 62 s.

I denne rapporten har vi sammenfattet 11 ulike undersøkelser som har studert mulige effekter av vindkraftanlegg og kraftledninger på reinsdyr. Effektene av tekniske inngrep og forstyrrelser generelt og effektene av vindkraftanlegg spesielt har vært studert av ulike forskningsmiljøer. Denne innsatsen har ført til at vi i dag har bedre kunnskap om effektene av slike installasjoner på reinsdyr og på reinnæring. I en del tilfeller har ulike prosjekt funnet tilsynelatende motstridende resultat. Vi har forsøkt å forklare de ulike resultatene fra de respektive undersøkelsene.

Med dette som bakgrunn konkluderer vi med at et vindkraftanlegg alltid har potensial for å gi negative effekter på miljø og samfunn. Disse påvirkningsfaktorene er oppsummert under. Påvirkningsfaktorene må ses i sammenheng og vindkraftanlegget må betraktes som en enhet hvor summen av påvirkningsfaktorene gir samlet effekt. I tillegg må annen belastning i området og de kumulative effektene som påvirker beiteområdene tas med inn i vurderingene av effektene fra et vindkraftanlegg. For å forstå de samla effektene er det viktig at man inkluderer alle årstider i undersøkelsene og at en dekker en tidshorisont som er lang nok til å fange opp miljømessig variasjon og dermed også endringer i anvendelsen av beite på en tilstrekkelig måte. I tillegg til dette må en også ta i betraktning den menneskelige aktiviteten og inngrepene som finnes i området før et vindkraftanlegg ble etablert.

Veger: Veger medfører økt ferdsel og økt tilgjengelighet. Veger fører til unnvikelse og vil være til hinder for reinsdyras naturlige bevegelser. Unntakene fra dette kan være veger som bygges i områder som allerede har mye infrastruktur eller veger som har svært lite trafikk. Stenging av veger kan være et effektivt avbøtende tiltak, men erfaringer viser at det er vanskelig å opprettholde slike strenge regimer over tid.

Kraftledninger: Effektene av kraftledninger er fortsatt uklare. Nyere studier med bruk av GPS og data som er samlet inn før og etter utbygging viser at anleggsarbeidene kan føre til relativt sterk unnvikelse, men undersøkelsene underbygger også at kraftledninger i driftsperioden om sommeren og høsten har mindre negative effekter enn tidligere antatt. Hypoteser som forklarer de tilsynelatende variable effektene av kraftledninger med reinsens evne til å se i UV-spekteret bør følges opp i detaljerte undersøkelser av denne potensielle mekanismen. Dette er særlig aktuelt mht. effekter om vinteren.

Vindturbiner og rotor: Ved to av de undersøkte vindkraftanleggene i Sverige og i en ny studie fra Norge har en funnet at reinsdyr har redusert bruk av områder innenfor 3-5 km fra slike anlegg. Samtidig er det gjennomført en studie i Sverige og tre undersøkelser i Norge som ikke har dokumentert redusert arealbruk i nærområdet til vindkraftanlegg. Vi diskuterer årsaken til dette og gir forklaringer på de avvikende resultatene. Disse avvikene skyldes både topografi, beiteforhold, nærhet til annen infrastruktur og design/gjennomføring av de ulike undersøkelsene. For å styrke kunnskapen om effekter av vindkraftanlegg på reinsdyr er det behov for langsiktige studier. Disse bør ta hensyn til samla effekter av vindkraftanlegg og se på betydningen av den samla belastningen innen reinbeiteområdet. Undersøkelsene bør være langsiktige (pågå over flere år) for å gi en forståelse av hvordan mellomårsvariasjonen påvirker arealbruk og andre faktorer. Slike framtidige effektstudier bør også inkludere samfunnsfaglige studier og integrere lokal og kulturell kunnskap.

Avslutningsvis anbefaler vi hvor det bør settes inn framtidige forskningsressurser. Vi diskuterer også hvordan kulturell kunnskap bør integreres i framtidige undersøkelser for at forskningen skal kunne framskaffe et mest mulig relevant kunnskapsgrunnlag.

Olav Strand olav.strand@nina.no og Jørn Thomassen jorn.thomassen@nina.no; Norsk institutt for naturforskning, Postboks 5685 Torgard, 7485 Trondheim.

Jonathan E. Colman j.e.colman@ibv.uio.no og Sindre Eftestøl sindre.eftestol@ibv.uio.no; Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning, Norges miljø- og biovitenskapelige universitet og Institutt for biovitenskap, Universitetet i Oslo.

Per Sandström per.sandstrom@slu.se og Anna Skarin anna.skarin@slu.se; Sveriges lantbruksuniversitet.

Čoahkkáigeassu

Strand, O., Colman, J.E., Eftestøl, S., Sandström, P., Skarin, A. & Thomassen, J. 2017. Vindkraft og reinsdyr – en kunnskapssyntese. - NINA Rapport 1305. 62 s. (Bieggafápmu ja bohccot – diehtosyntesa. - NINA Rapporta 1305. 62 s.)

Dán raportii leat mii čoahkkáigeassán 11 iešguđetge iskkadeami mat leat guorahallan makkár vejolaš váikkuhusat bieggafápmorusttegiin ja elfápmojohtasiin leat bohccuide. Iešguđetge dutkanbirrasat leat dutkan tehnikkalaš sisabahkkemiid ja muosehuhttimiid oppalaččat ja erenoamážit bieggafápmorusttegiid váikkuhusaid. Dát ángiruššan lea dagahan ahte mis dál lea eanet máhttu mo dákkár rusttegat váikkuhit bohccuide ja boazodoalloealáhussii. Muhttin oktavuodain leat iešguđetge prošeavttat ožžon bohtosiid mat čielgasit leat vuostálasti. Mii leat geahččalan čilget daid iešguđetlágan bohtosiid daid dihto iskkademiin.

Go mis dát lea vuodđun de mii konkluderet ahte bieggafápmorusttegis álo lea potenciála váikkuhit negatiivvalaččat birrasii ja servodahkii. Dát váikkuhanfáktorat leat čoahkkáigesson dás vuolábealde. Ferte oppalaččat geahččat váikkuhanfáktoriid ja bieggafápmorusttet ferte adnojuvvot ovtta dahkan mas váikkuhanfáktoriid supmi váikkuha ollislaččat. Dasa lassin ferte váldit mielde eará deaddaga guovllus ja daid kumulatiiva váikkuhusaid guohtuneatnamiin go árvvoštallá bieggafápmorusttega váikkuhusaid. Ádden dihte váikkuhusaid oppalaččat lea dehálaš ahte iskkademiin leat buot jahkodagat mielde ja ahte gokčet áigodaga mii lea doarvái guhkki nu ahte dat doarvái bures fáhte lunddolaš variašuvvna luonddus ja dainna lágiin maid mo guohtuneatnamiid geavaheapmi rievddada. Dasa lassin ferte maid dá váldit vuhtii olmmošlaš doaimmaid ja sisabahkkemiid mat gávdnojit guovllus ovdal bieggafápmorusttet ásaheavva.

Geainnut: Geainnut dagahit ahte johtalus lassána ja báikkit šaddet eanet olámuttos. Geainnut dagahit ahte bohccot garvet guovllu ja hehte bohccuid lunddolaš vádjolemiid. Spiehkastat dás sáhttet leat geainnut mat huksejuvvot guovlluide gos jo lea ollu infrastruktuorra dahje geainnut gos lea hui unnán johtolat. Geainnuid gidden sáhtta leat beaktilis váidudeaddji doaibmabidju, muhto vásáhusat čájehit ahte lea váttis bisuhit garra gildosa guhkket áiggi.

Fápmojohtasat: Fápmojohtasiid váikkuhusat leat ain eahpečielgasat. Ođđasat iskkadeami main leat geavahuvvon GPS:t ja diedut mat leat čohkkejuvvon ovdal ja huksedettiin čájehit ahte rusttetdoaimmat sáhttet dagahit ahte bohccot garvet viehka garrasit, muhto iskkadeamiid duodastit maid dá ahte fápmojohtasiin leat unnit negatiiva váikkuhusat geassit ja čakčat huksedettiin go maid ovdal leat navdán. Hypotesat mat čilgejit fápmojohtasiid rievddalmas váikkuhusaid bohccuid gálgii oaidnit UV-spektera berrejit čuoovolahttojuvvot dárkilis iskkademiiguin dán vejolaš mekanišmas. Dát lea erenoamáš áigeguovdil go smiehtta váikkuhusaid birra mat leat dálvi áiggi.

Bieggaturbiinnat ja rohtorat: Guovtti dain bieggafápmorusttegiin mat leat Ruotas iskkaduvvon ja okta ođđa dutkan Norggas lea gávnahan ahte bohccot leat unnánat geavahan guovlluide mat leat siskobealde 3-5 km dákkár rusttegiid. Seammás lea čađahuvvon okta dutkan Ruotas ja golbma iskkadeami Norggas mat eai leat duodastan ahte areálageavaheapmi lea unnon bieggafápmorusttegiid lagašguovlluin. Mii digaštallat mii dasa lea sivvan ja čilget spiehkasteaddji bohtosiid. Dáid spiehkastagaide leat sivvan sihke topografiija, guohtundilálašvuodát, man lahka lea eará infrastruktuorra ja daid iešguđetge iskkademiid hábmen/čađaheapmi. Nannen dihte máhtu bieggafápmorusttegiid váikkuhusaid birra bohccuide lea dárbu guhkesáiggi dutkamii. Dát berrejit váldit vuhtii bieggafápmorusttegiid oppalaš váikkuhusaid ja geahččat mo oppalaš deatta guohtunguovllus váikkuha bohccuide. Berrejit leat guhkesáiggi iskkadeamiid (bistit mánggaid jagiid) addin dihte ádejjumi das mo jagiidgaskavariašuvdna váikkuha areálageavahepmái ja eará fáktoriidda. Dákkár váikkuhusdutkanat boahteáiggis berrejit maid dá sisttisdoallát servodafágalaš dutkamiid ja ovttaidathtit báikkálaš ja kultuvrralaš máhtu.

Loahpaheapmin ávžžuhat mii masa boahhteáiggi dutkanresurssat berrejit biddjot. Mii digaštallat maiddá mo kultuvrralaš máhttu berre váldot mielde boahhteáiggi iskkademiin vai dutkan sáhtá háhkat nu buori go vejolaš áššáiguoskevaš vuodđogelbbolašvuoda.

Olav Strand olav.strand@nina.no ja Jørn Thomassen jorn.thomassen@nina.no; Norsk institutt for naturforskning, Poastaboksa 5685 Torgard, 7485 Tråante/Trondheim.

Jonathan E. Colman j.e.colman@ibv.uio.no ja Sindre Eftestøl sindre.eftestol@ibv.uio.no; Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning, Norges miljø- og biovitenskapelige universitet og Institutt for biovitenskap, Universitetet i Oslo.

Per Sandström per.sandstrom@slu. ja Anna Skarin anna.skarin@slu.se; Sveriges lantbruksuniversitet.

Iktedimmie

Strand, O., Colman, J.E., Eftestøl, S., Sandström, P., Skarin, A. & Thomassen, J. 2017. Vindkraft og reinsdyr – en kunnskapssyntese. - NINA Rapport 1305. 62 s. (Biegkefaamoe jñh bovtsh – akte daajroesyntese. - NINA Reektehtse 1305. 62 s).

Daennie reektehtsisnie libie 11 ovmessie goerehtimmieh iktedamme mah leah vuartasjamme guktie biegekefaamoevierhkieh jñh faamoeledningh maehtieh bovtside tsevtsehd. Ovmessie dotkemebyjresh leah goerehtamme guktie tekniheles darjomh jñh sturremh bovtside tsevtsieh siejhmelaakan, jñh guktie biegekefaamoevierhkieh sjierelaakan bovtside tsevtsieh. Daan barkoen gaavhtan dle daan biejjien buerebe daajroem utnebe guktie bovtsh jñh baaatsoe dagkerh tseegkeldahkijste stirrelgaaetieh. Akti veajkoej ovmessie prosjekth sãn aaj illedahkh gaavneme mah sinsitnien vööste strijrieh. Mijjieh libie voejhkelamme dejtie ovmessie illedahkide tjjelkestidh fiereguhtide daejstie goerehtimmijste.

Daejnie goh vaaarome dle vihtiestibie biegekefaamoevierhkieh iktesth nuepieh utnieh naake effekth vedtedh dovne byjresasse jñh siebriedahkese. Daah tsevtsemefaktovrh libie vuelielisnie iktedamme. Tsevtsemefaktovrh tjuerieh ektesne vuajnalgidh, jñh biegekefaamoevierhkie tjuaa vuajnalgidh goh akte ektievoete gusnie summe dejtie tsevtsemefaktovrijstie aktem tjaaenghkies effektem vadta. Lissine tjuaa aaj jeatjah naakevoeth dajvesne, jñh dejtie kumulatijve effektide mah gaatomedajvide tsevtsieh, meatan vaeltedh gosse effekth aktede biegekefaamoevierhkeste vuariesje. Juktie guarkedh dejtie tjaaenghkies effektide dle vihkeles gaajhkh jaepieboelhkh meatan vaeltedh goerehtimmesne, jñh tjjjeperspektijve tjuaa dan guhkie aarodh guktie buektehte dejtie byjreseligke jeerehtsidie krööhkestidh, jñh destie aaj jarkelimmieh gaatomenuhtjemen bijre hijvenlaakan. Daan lissine tjuaa aaj dejtie darjoemidie almetijjistie krööhkestidh jñh gaajhkem mij lea mij dajvesne dorjesovveme aveltelen biegekefaamoevierhkie tseegkesovvi.

Geajnoeh: Geajnoej gaavhtan dle jienebh dajvesne minnieh jñh aelhkebe sjædta dajvi sijse tjaaangedh. Geajnoej gaavhtan dle bovtse dajveste reava jñh geajnoeh sijhtieh heaptojne aarodh bovtshi iemie vaanterdæmman. Jis ij leah geajnoeh mah bigkesuvvieh dajvine mah joe jijnjem infrastruktuvrem utnieh jallh geajnoeh vaenie trafihkine. Akte hijven lyjneheke raajvarimmie maahta aarodh geajnoeh steegkedh, men daajrehtimmiej mietie dle gierve dagkerh striengkies öörnegh guhkiem tjaaadtjoehtidh.

El-faamoeledningh: Guktie el-faamoeledningh bovtside tsevtsieh leah annje mujvies. Urrebe goerehtimmieh viehkine GPS:ste jñh daatijste mah leah sijse tjööngghkesovveme bigkemen aveltelen jñh mænngan, vuesiehtieh doh tseegkeldahkebarkoeh maehtieh bovtside heerredidh dajvesne aarodh, men goerehtimmieh aaj tjierrestieh el-faamoeledningh giehtelimsboelhken giesege jñh tjaktjege eah dan stoerre naake effekth utnieh goh aarebi vienhteme. Hypoteesah mah dejtie buajhkoes joekehts effektide el-faamoeledningijstie tjjelkestieh, bovtsen nuepine UV-spekteren sijse vuejnedh byöroeh bæjjese fulkesovvedh veelebe goerehtimmie daehtie seapan mekanismeste. Daate joekoen sjyöhtehke effekti gaavhtan daelvege.

Biegeturbijnh jñh rotovrh: Gööktine dejtie goerehtamme biegekefaamoevierhkijste Sveerjesne, jñh aktene orre goerehtimmesne Nöörjeste lea gaavneme bovtsh giehpiendamme aatnoem dajvijste utnieh mah leah 3-5 km dagkerh vierhkijste. Seamma tjjjen aktem goerehtimmie Sveerjesne tjirrehtamme jñh golme goerehtimmieh Nöörjesne mah eah leah vihtiestamme giehpiendamme aatnoem dajvijste biegekefaamoevierhkien lihke dajvesne. Mijjieh digkiedibie man aavtete numhtie, jñh tjjelkestimmieh vedtebe dejtie joekehts illedahkide. Dah joekehtsh maehtieh aarodh dovne topografijen, gaatometsiehkij, lihkesvoeten gaavhtan jeatjah infrastruktuvrese jñh hammoedimmie/tjirrehtimmie dejtie ovmessie goerehtimmijste. Juktie daajroem naannoestehtedh effekti bijre biegekefaamoevierhkijste bovtside, lea daerpies goerehtimmiejgumie mah guhkiem ryöhkoeh. Daah byöroeh dejtie tjaaenghkies effektide biegekefaamoevierhkijste krööhkestidh jñh vuartasjidh man vihkeles dihte tjaaenghkies naakevoete lea, gaatomedajven sisnjelen. Goerehtimmieh byöroeh guhkiem ryöhkedh (jienebh jaepieh) juktie goerkesem vedtedh guktie jeerehtsh jaepste jaapan dajveaatoem jñh jeatjah faktovrh

tsevtsieh. Dagkerh båtijen aejkien effektegoerehtimmieh byöroeh aaj meatan vaeltedh siebriedahkefaageles goerehtimmieh jñh voenges jñh kultuvrelle daajroem meatan vaeltedh.

Minngemosth juvnehtibie gåabph dotkemevierhtieh byöroeh bñjesovvedh båtijen aejkien. Mijjieh aaj digkiedibie guktie kultuvrelle daajroe byöroe meatan vaaltasovvedh båtijen aejkien goerehtimmine ihke dotkeme edtja mæhtedh aktem dan sjyöhtehke daajroevåaromem buektedh goh gåarede.

Olav Strand olav.strand@nina.no jñh Jørn Thomassen jorn.thomassen@nina.no; Norsk institutt for naturforskning, Postboks 5685 Torgard, 7485 Trondheim.

Jonathan E. Colman j.e.colman@ibv.uio.no jñh Sindre Eftestøl sindre.eftestol@ibv.uio.no; Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning, Norges miljø- og biovitenskapelige universitet og Institutt for biovitenskap, Universitetet i Oslo.

Per Sandström per.sandstrom@slu.se jñh Anna Skarin anna.skarin@slu.se; Sveriges lantbruksuniversitet.

Abstract

Strand, O., Colman, J.E., Eftestøl, S., Sandström, P., Skarin, A. & Thomassen, J. 2017. Wind-power and reindeer – a synthesis of knowledge. - NINA Report 1305. 62 pp.

In this report, we have summarize existing knowledge about the effects of wind power on reindeer. The effects of technical installations and disturbance in general and the effects of wind power plants in particular have been studied by different research groups. Their efforts have improved our knowledge about the effects of such installations on reindeer and reindeer husbandry. In some cases, various projects reported contrasting results. We have tried to explain the results from the respective investigations.

A wind power plant potentially leads to negative effects on the environment and society. These impact factors are summarized below. Impact factors must be considered in context, and wind power plants must be considered as an entity in which the sum of the impact from various factors combined result in their overall effect. In addition, other factors in an area and the cumulative impacts affecting pasture use and herding districts must be included in the assessments of wind power plant's impact on reindeer. To understand cumulative effects, it is important that all seasons are included as well as a long time span that is long enough to capture environmental variation, and hence, natural or disturbance related changes in habitat use.

Roads: Roads lead to increased traffic and increased accessibility for humans. Roads lead to avoidance and can hinder reindeers' natural movements. Exceptions to this may be roads which are built in areas that already have a lot of infrastructure, or roads with very little traffic. Closure of roads can be an effective mitigating measure, but experience shows that it is difficult to maintain such strict regimes over time.

Power lines: The effect of power lines remain less clear. Recent studies using GPS-collars and before and after data show how construction activities can cause relatively strong avoidance effects. However, they also report that power lines in their operational period have less negative effects than previously thought during summer and fall. A hypothesis that could possibly explain the seemingly variable effects of power lines couples the reindeer's ability to see in UV light should be followed up in more detailed investigations of this potential mechanism wich is expected to be of importance in winter.

Wind turbines and rotors: Three of the surveyed plants in Sweden and a recent study from Norway have found that reindeer have reduced habitat use of areas within 3-5 km from such plants. One study in Sweden and three studies in Norway have not found reduced use near wind power plants. We discuss the cause of these differences and the explanations for the different results, including topography, feeding conditions, proximity to other infrastructure and design/implementation of the various studies. To increase knowledge about the impacts of wind power on reindeer, there is a need for long-term studies that take into account the cumulative impacts of wind power plants, also including other cumulative impacts within the herding district. Such future studies should also include local and cultural knowledge within established social science sampling practices.

In conclusion, we recommend how future research resources could be put to use. We also discuss how cultural and traditional knowledge should be integrated into future research to provide the most relevant knowledge base for applied results towards this issue.

Olav Strand olav.strand@nina.no and Jørn Thomassen jorn.thomassen@nina.no; Norwegian Institute for Nature Research, P.O. Box 5685 Torgard, NO – 7485 Trondheim

Jonathan E. Colman j.e.colman@ibv.uio.no and Sindre Eftestøl sindre.eftestol@ibv.uio.no;
Faculty of Environmental Sciences and Natural Resource Management, Norwegian University
of Life Sciences and Department of Biosciences, University of Oslo

Per Sandström per.sandstrom@slu.se and Anna Skarin anna.skarin@slu.se; Swedish Univer-
sity of Agricultural Sciences

Innhold

Sammendrag	3
Čoahkkáigeassu	5
Iktedimmie	7
Abstract	9
Innhold	11
Forord	13
1 Innledning.....	14
1.1 Hva er et vindkraftanlegg?.....	14
1.2 Villrein og tamrein	15
1.3 Effekter av tekniske inngrep og forstyrrelser	16
1.4 Forstyrrelser og unnvikelseeffekter	18
1.5 Hvorfor varierer unnvikelsen som reinsdyra viser?	19
2 Materiale og metoder	21
2.1 Områder hvor de enkelte forskergruppene har studert effekter av vindkraftanlegg spesifikt.....	22
2.1.1 Storliden og Jokkmokksliden (1).....	22
2.1.2 Gabrielsberget (2).....	23
2.1.3 Stor-Rotliden (3).....	24
2.1.4 Kjøllefjord (4).....	24
2.1.5 Fakken (5).....	25
2.1.6 Vikna (6).....	26
2.1.7 Nygårdsfjellet ved Narvik (7).....	26
2.1.8 Essand (8).....	27
2.1.9 Setesdalen vest (9).....	27
2.1.10 Setesdalen aust (10).....	27
2.1.11 Varangerhalvøya Raggovidda (11).....	28
3 Resultater og diskusjon.....	29
3.1 Effekter i anleggsfasen	32
3.2 Effekter i driftsfasen	34
3.2.1 Effekter i kalvings- og sommerbeiteområdene i skogsområder	35
3.2.2 Effekter i vinterbeiteområdene i skogsområder.....	36
3.2.3 Driftsfase i åpent kystlandskap.....	37
3.3 Veger	40
3.4 Kraftlinjer.....	41
3.5 Reindriftas erfaringer med vindkraftanlegg	44
4 Generell diskusjon	46
4.1 Metodiske og designmessige hensyn	46
4.2 Skala i tid og rom	48
4.3 Dialog og medvirkning	50
4.4 Potensial for avbøtende tiltak	51
5 Oppsummering og anbefalinger	53
5.1 Sammendrag av effekter	53
5.2 Kunnskapsbehov	53
5.2.1 Virkningsmekanismer og avbøtende tiltak.....	53

5.2.2	Kraftledninger og corona	54
5.2.3	Erfaringsbasert kunnskap hos reindriftutøvere.....	54
5.2.4	Skala – både romlig og temporær	55
6	Referanser.....	56

Forord

Vindval har bedt Norsk institutt for naturforskning (NINA) om å ta ansvar for å skrive sammen en rapport som oppsummerer kunnskap og framtidig forskningsbehov vedrørende effektene av vindkraftanlegg på reinsdyr. Vindval er et kunnskapsprogram med forskning om vindkraftens påvirkning på mennesker, natur og miljø. Programmet er et samarbeid mellom Energimyndigheten og Naturvårdsverket i Sverige (<http://www.naturvardsverket.se/vindval>).

Som en oppstart på dette arbeidet ble det arrangert et arbeidsmøte i Oslo 23.–24. november 2015, med deltagere fra Vindval, Sveriges Landbruksuniversitet (SLU), Universitetet i Oslo og NINA. I arbeidet med å lage syntesen har forskergruppen hatt to samlinger. Først en i Oslo i november 2015 hvor mandatet for gruppa ble klarlagt. På dette møtet gikk vi også gjennom en serie med hovedpunkter for det videre arbeidet. Dette ble gjort gjennom en styrt dialogprosess (se f.eks. Thomassen m.fl. 2007; 2009; 2015; Thomassen 2012; 2014) hvor vi forsøkte å gjenkjenne hovedfaktorer som påvirker reinsdyras arealbruk og atferd i forbindelse med vindkraftanlegg. Resultatene fra dette arbeidet ble senere oppsummert i et arbeidsdokument som alle deltagere fikk anledning til å kommentere.

Seinere hadde vi et nytt arbeidsseminar på Kongsvold i juni 2016 som gikk over to arbeidsdager, hvor vi gikk mer i dybden på problematikken og hvor vi laget en disposisjon for synteserapporten. På dette seminaret ble det også fordelt tema som den enkelte skulle levere tekst og data til. I arbeidet har vi vektlagt at de enkelte prosjektene hvor vi har studert effekter av vindkraftanlegg på reinsdyr skal presenteres på en enkel og sammenfattende måte. I sammenskrivingen av materialet (denne NINA-rapporten) har vi forsøkt å legge vekt på at resultater og anbefalinger skal framstilles på en måte og som er rettet mot brukere og beslutningstakere. Resultater og konklusjoner i de ulike arbeidene som vi refererer til står selvsagt for de opprinnelige forfatters regning.

Effekter av forstyrrelser og tekniske inngrep er et omfattende forskningstema med en meget omfattende litteratur som også omfatter et teoretisk grunnlag for forståelsen av slike effekter. I arbeidet med rapporten har vi etter beste evne forsøkt å gi et helhetlig bilde av hva som er kunnskapsstatus for fagfeltet, samtidig som vi har forsøkt å avgrense temaet til det vi oppfatter som mest relevant i forhold til vindkraftanlegg. Oppdraget er i hovedsak innrettet mot tamrein og betydningen som vindkraftanlegg har i tamreinområder. I løpet av de siste tiårene er det også gjennomført en betydelig forskningsinnsats på villrein, også i Norge, og vi har trukket veksler på resultater fra disse studiene der vi har funnet det relevant for å belyse problemstillingen på best mulig vis.

Juni 2017
Olav Strand

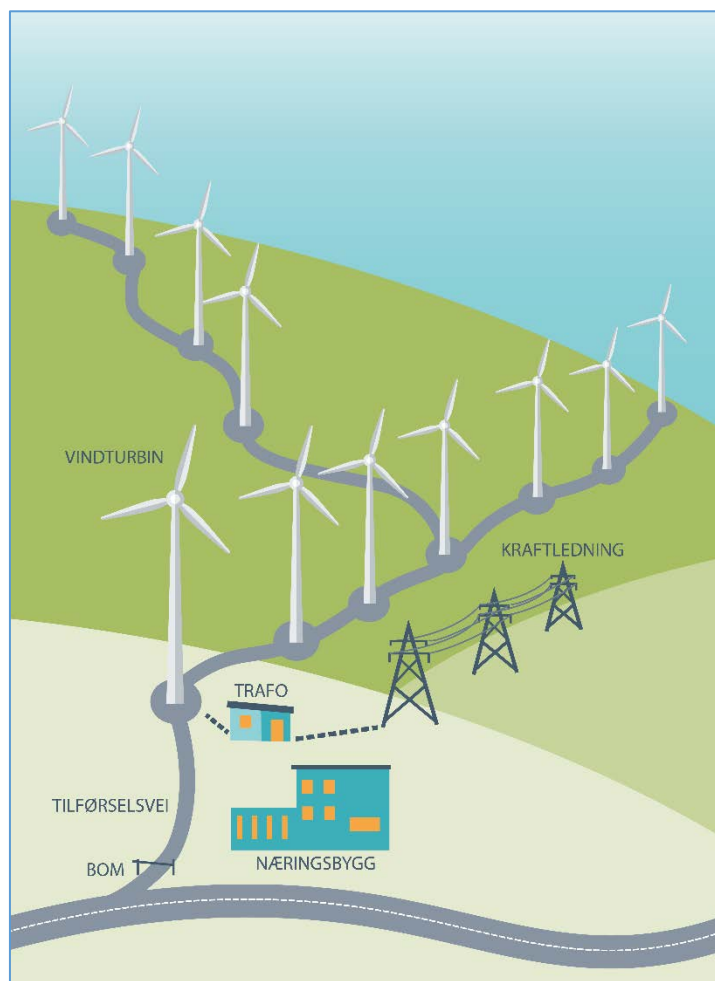
1 Innledning

Denne rapportens hovedfokus er effekter av vindkraftanlegg på reinsdyr. For å nærme oss denne problemstillingen vil vi først beskrive hva et vindkraftanlegg er og hvilke tekniske inngrep og installasjoner et vindkraftanlegg innebærer.

1.1 Hva er et vindkraftanlegg?

Et vindkraftanlegg består av et varierende antall vindturbiner med et vegsystem til hver turbin samt tilførselsveg fra annen veg og inn til vindkraftanlegget (**figur 1**). Vegsystemet i vindkraftanlegget etableres i forbindelse med utbyggingen av anlegget og brukes seinere i forbindelse med vedlikehold. Vegene er ikke nødvendigvis vinterbrøytet. Dersom de ikke brøytes vil vedlikehold og inspeksjoner vanligvis skje ved bruk av snøskuter vinterstid. Videre vil et vindkraftanlegg inkludere transformatorstasjon og kraftledning ut fra vindkraftanlegget. Overføring mellom vindturbinene og transformatorstasjonen skjer vanligvis gjennom nedgravde kabler langs vegene. Et næringsbygg er også vanlig i et vindkraftanlegg. Vindkraftanlegg lokaliseres til områder der det er mest mulig stabil vind, det være seg langs kysten, på fjellet, i boreale områder eller til havs.

Vår oppgave i denne rapporten er å gi en kunnskapsstatus på hvilke effekter slike installasjoner har på reinsdyr, både i anleggs- og driftsfase. For å gjøre det skal vi først gå gjennom hva vi vet om både tamme og ville reinsdyrs reaksjoner på tekniske installasjoner og forstyrrelser.



Figur 1. Prinsippskisse for et vindkraftanlegg (illustrasjon: Kari Sivertsen, NINA).

1.2 Villrein og tamrein

Reinsdyr har i likhet med andre hjortedyr tilpasset seg et livsmiljø hvor rovdyr og predasjon har vært viktige evolusjonære faktorer. Reinsdyras livsmiljø er også preget av store årstidsvariasjoner i beiteforholdene og langvarig vinter hvor beiteforholdene kan være svært marginale. Til sammen har disse faktorene, predasjon og varierende beiteforhold bidratt til å gi reinsdyr et særegent og spesielt levesett. Fremfor alt særpreges reinsdyr i våre områder av å være flokklevende og å ha et nomadisk levesett der dyrene streifer over store arealer for å finne nok og riktig beite gjennom hele året. Reinsdyras energibehov varierer i likhet med beiteforholdene gjennom året. Reinsdyr har som en følge av dette ulike funksjonsområder gjennom en års-syklus. Slike funksjonsområder omfatter både viktige trekk- eller vandringsområder, områder hvor de kan unngå parasitter eller predasjon om sommeren eller i forbindelse med kalving. Studier som tar sikte på å dokumentere reinsdyras arealbruk må derfor forholde seg til store arealer og lange tidsrom siden reinsdyras arealbruk er dynamisk og endres som følge av varierende miljøforhold (bestandstetthet, rovdyr, økologiske interaksjoner med andre beitedyr, beitekvalitet, beitetilgang og vær/klima).

Reinsdyr (*Rangifer tarandus* sp.) finnes over hele det sirkumpolare området. I dag deler vi inn reinsdyra i sju ulike underarter, hvorav tre (*R. t. tarandus*, *R. t. fennicus*, *R. t. platyrhyncus*) lever i Eurasia og fire (*R. t. granti*, *R. t. groenlandicus*, *R. t. pearyi*, *R. t. caribou*) finnes i Nord-Amerika. De alle fleste reinsdyr som lever i Fennoskandia tilhører samme underart, eurasiatisk tundrarein (*R. t. tarandus*). Både villrein i Norge og tamrein i hele Skandinavia tilhører med andre ord samme underart. I tillegg til dette finnes det en bestand av skogsrein (*R.t. fennicus*) som lever i de østlige delene av Finland og i Russland.



Villrein i brunst. Foto: Olav Strand.

Vi vet ikke med sikkerhet når temmingen av reinsdyr startet i våre områder, men det finnes skriftlige kilder som forteller at nordmannen Ottar, som levde på 800-tallet, hadde reinsdyr som ble gjetet av samer (Bjørklund 2013). En regner med at temmingen av ville reinsdyr startet for omlag 2000 år siden (Clutton-Brock 2012). Temming innebærer at en i første rekke prøver å redusere dyrenes reaksjoner på endringer i nærmiljøet (Price 1999). I følge Hemmer (1990) er

forskjellene på de ville dyra og de som temmes at man i første rekke forsøker å forsterke egenskaper som en har nytte av på samme måte som i annet avlsarbeid.

Reindriftsformene har variert mye opp gjennom historien, fra å være en svært enkel drift med dyr som ble brukt i forbindelse med transport og jakt på ville reinsdyr til å være en intensiv driftsform med mjølkeproduksjon og hold av svært tamme dyr (Bjørklund 2013). De ulike driftsformene har naturlig hatt stor betydning både for omfanget av domestiseringen (de genetiske endringene som skyldes aktiv avl) og skyhetsgrad (dyrenes tilvenning til mennesker). Når det gjelder reinsdyr så har domestiseringen i første rekke bestått i at en har avlet på egenskaper som har gjort det lettere å samle inn og håndtere dyrene og at en har redusert dyrenes aggresjon og frykt gjennom den nærkontakten som trengs for å håndtere dyrene. Det er blant annet dyrenes frykt eller flukt egenskaper som man utnytter når reinsdyra skal flyttes eller samles. En har også avlet på reinsdyras flokkatferd (Kitti m.fl. 2006). Dyrenes flokkeegenskaper og habitatet de lever i har også betydning for dyrenes reaksjoner på forstyrrelser. Skogslevende reinsdyr er for eksempel mindre følsomme for forstyrrelser sammenlignet med reinsdyr som lever i åpne fjell- eller tundralandskap (Klein 1980; Bergerud 1988). Årsaken til dette er sannsynligvis at reinsdyr i åpent terreng må trekke lenger vekk for å komme seg unna forstyrrelser og for å finne skjul.

Dagens tamreindrift er en ekstensiv driftsform og reinsdyra beveger seg fritt i landskapet i store deler av året sammenlignet med hva de historisk sett har gjort under den mer intensive driftsperioden. Stort sett regner en med at tamreinens atferdsmønster i de ekstensive driftsformene som finnes i dag er mer eller mindre opprinnelig når dyrene får bevege seg fritt i landskapet og ikke er påvirket av reindriftsutøverne i forbindelse med drift, samling, skilling osv. (Skarin m.fl. 2008). I og med at tamreinen fortsatt lever i sitt opprinnelige miljø har man ikke hatt behov for å drive avl med tanke på å endre reinsdyras økologiske egenskaper som man har gjort med husdyr. Dette gjør at også tamrein fortsatt gir uttrykk for de samme økologiske egenskapene som villrein (Klein 1971).

Undersøkelser av reinens skyhetsgrad har vist at den opprinnelige villreinen har lengre fluktafstand og større skyhet enn tamrein og forvillet tamrein (Reimers & Svela 2001; Reimers m.fl. 2006; Nieminen 2013; Baskin & Hjalten 2001). Disse ulikhetene ser ut til å ha et genetisk opphav selv om en ennå ikke har kunnet påvise spesielle avlbare trekk som betinger høy skyhet. Reimers & Eftestøl (2012) viste for eksempel at reinsdyr med stor andel villreingener (Hardangervidda og Rondane) var 2-4 ganger så vaksomme sammenlignet med reinsdyr som har større innslag av tamrein (Forelhogna og Norefjell). Forskjellene i fluktdistanser var enda større, og reinsdyr på Hardangervidda flyktet 8-9 ganger lengre enn reinen i Norefjell. Disse forskjellene i norske villreinstammer er også kjente blant jegere og lokale forvaltningsmyndigheter.

Alle studier som sammenligner villrein og tamrein (som vi kjenner til), er frykt/fluktstudier og ser på korttidseffekter av menneskelige forstyrrelser. Studiene har altså ikke sett på hvilke konsekvenser forskjeller i atferden har for reinens unnvikelse og arealbruk. Forskjellene på populasjonenes skyhetsgrad er imidlertid så klare at man skulle forvente tilsvarende forskjeller også når det gjelder unnvikelse. Dette betyr at selv om både villrein og tamrein i utgangspunktet skyr mennesker så burde det også være forskjeller i unnvikelse og hvordan forstyrrelser påvirker arealbruken. Hvordan disse forskjellene i dyrenes atferd i møte med mennesker påvirker dyrenes samla arealbruk er fortsatt usikkert. Vi påpeker imidlertid at studier som så langt har sammenlignet effekter av forstyrrelser på arealbruk hos både villrein, karibu og tamrein har vist at dyrenes responser på forstyrrelser er i samme størrelsesorden (Skarin & Åhman 2014).

1.3 Effekter av tekniske inngrep og forstyrrelser

Forskningsinnsatsen på effekter av tekniske installasjoner og forstyrrelser har vært oppsummert gjentatte ganger opp gjennom årene (Klein 1971; Klein 1980; Martell & Russel 1983; Bergerud m.fl. 1984; Cronin m.fl. 1998; Wolfe m.fl. 2000; Weladji & Forbes 2002; Reimers & Colman 2006; Vistnes & Nellemann 2008; Skarin & Åhman 2014; Bartzke m.fl. 2014). Resultatene som er oppsummert i disse arbeidene viser at hjortedyr generelt og reinsdyr mer spesielt har et vidt spekter

av responser på forstyrrelser og at disse innbefatter individuelle og fysiologiske responser, atferdsendringer og endra habitatbruk ved at dyra helt eller delvis unngår å bruke områder med forstyrrelser. Tekniske inngrep kan dermed medføre redusert arealbruk og dermed tap av viktige beiteareal og at trekk- og vandringsmuligheter reduseres.

Undersøkelser som ble gjennomført før 1985 var i all hovedsak individbaserte undersøkelser som fokuserte på lokale effekter uttrykt som endringer i atferd eller fysiologisk respons (Vistnes & Nelleman 2008). Eksempler i så måte er atferdsreaksjoner som frykt og fluktresponser eller fysiologiske endringer som pulsrate (Paulus 1980; MacArthur m.fl. 1982) og nivå av stresshormoner (Sapolsky 1982). Typiske undersøkelser på villrein og karibu i denne perioden omfatter undersøkelser som fokuserte på reaksjoner på flystøy, militær aktivitet (McCourt m. fl. 1974; Calef m. fl. 1976; Gunn & Miller 1978; Miller & Gunn 1980 a, b; Valkenburg & Davis 1985) og atferd i forbindelse med tekniske installasjoner som veger, rørgater, jernbane osv. (Bergerud 1971; Johnson & Todd 1977; Hanson 1981; Koskela & Nieminen 1983; Johnson 1985; Schiedler 1986).

Resultatene fra denne type lokale og/eller kortvarige undersøkelser har vist at ville organismer helt eller delvis kan unngå eller redusere bruken av områder med moderat til høyt forstyrrelsesnivå. En typisk situasjon er at dyrene opplever systematiske forstyrrelser relativt nært et inngrep med menneskelig aktivitet (eks. en veg). Innenfor denne sonen er det dyrenes evne til å sanse forstyrrelsene og gjerne forstyrrelsesintensiteten som bestemmer hvor store områder som påvirkes. Siden dyrene i større grad fortsetter vekk fra inngrepet også utenfor denne sonen vil det være en større sone rundt områdene med forstyrrelser hvor vi observerer at dyrene har redusert arealbruk. Et godt eksempel i så måte er villrein som vil vandre vekk fra forstyrrelsene før de gjenopptar normal arealbruk. Dette bidrar til at områdene som påvirkes negativt av forstyrrelsen gjerne er større enn områdene hvor dyrene opplever direkte forstyrrelser (som gjerne er mindre enn 1- 2 km i åpne fjellandskap). Når det gjelder villrein og veger så snakker vi ofte om avstander på 5-10 km vekk fra middels til sterkt trafikkerte veger før dyrene har en normal og upåvirket atferd og arealbruk (Panzacchi m.fl. 2015, Strand m.fl. 2015 a, b og eksempler i denne rapporten).



Villrein. Foto: Olav Strand.

Etter hvert som fokuset på unnvikelseseffekter har blitt større og den teoretisk forståelse av fenomenet har blitt bedre, har man blitt klar over at lokale og/eller kortvarige studier kan ha feil-estimert de faktiske negative effektene ulike inngrep og menneskelige aktiviteter har hatt på den totale arealbruken. Det kan nemlig være slik at hvis man kun ser på arealbruken og atferden til dyrene innenfor noen få km fra inngrepet så 1) kartlegger man fordelingen av de dyrene som av ulike grunner er helt eller delvis habituert til mennesker og dermed viser mindre skyhet overfor menneskelig aktivitet enn hva gjennomsnittsdyret i bestanden gjør, og/eller 2) det er ingen reelle forskjeller i forstyrrelsesnivået i ulike deler av studieområdet og dermed klarer man heller ikke å dokumentere noe forskjeller i preferansen (med tanke på avstand til inngrepet) til de dyrene som oppholder seg i studieområdet, og/eller 3) hvis områdene er for små, øker sjansene for at antall

dyr innenfor studieområdet er så lite at styrken i analysene blir for svak til å avdekke reelle effekter.

Reinsdyr bruker store areal og arealbruken lokalt kan variere mye fra ett år til ett annet avhengig av bl.a. forstyrrelser fra insekter, beiteforhold og bestandstetthet. Dette bidrar til at arealbruken er dynamisk og således vanskelig å studere uten at en ser arealbruken på en stor nok geografisk og tidsmessig skala. På slutten av 1980 tallet, da man ble mer klar over dette, endret derfor fokus seg ved at man startet å inkludere betydelig større områder når man skulle studere menneskelig aktivitets effekter på reinsdyr (Vistnes & Nellemann 2008). De siste 10-15 årene har en i de aller fleste tilfeller inkludert større geografiske områder (minst 10-15 km unna inngrepet som studeres). Alternativt har man gjennomført studier med kontrollområder (som da ikke berører inngrepet direkte og ligger opp mot 10-15 km fra den samme forstyrrelsen), eller gjennomført studier som ser på arealbruk før og etter at inngrepene er gjort. Unntak fra dette finnes også i nyere undersøkelser når topografi, økonomi eller andre omstendigheter har satt begrensninger for undersøkelsene.

I løpet av de siste 10 årene har en fått tilgang til større datakraft, og store romlige datasett (digitale kart og miljødata fra satellittbilder) har sammen med GPS-teknologi bidratt til at en kan undersøke og modellere dyrs arealbruk på en helt annen måte enn tidligere (Falldorf 2013; Panzacchi m.fl. 2013 a, b; 2015; Colman m.fl. 2015; Eftestøl m.fl. 2016; Skarin m.fl. 2008; Skarin m.fl. 2015). Denne utviklingen har gjort det mulig å studere reinsdyras arealbruk over store områder og en har vært opptatt av hvordan en rekke ulike økologiske og menneskeskapte faktorer påvirker dynamikken i dyras arealbruk. En har også kunnet gjennomføre detaljerte studier på lokalt nivå med større muligheter for å belyse effektene av enkeltstående inngrep og mekanismer som ligger bak.

1.4 Forstyrrelser og unnvikelseeffekter

For at vi skal kunne observere unnvikelseeffekter må det finnes alternative habitater (Gill m.fl. 1996, Gill & Sutherland 2000), og gitt at reinsdyr skyr mennesker følger det naturlig fra denne forklaringsmodellen at tettheten og beitetrykket vil øke i områder med lavere menneskelig aktivitet. Slike effekter er blant annet dokumentert i undersøkelser fra Yellowstone hvor en har vist at hvithalehjort unngår områder med høy ulvetetthet og at den påfølgende endringen i beitetrykk er målbar på hjortens viktigste vinterbeiteplanter (Hebbelwhite m.fl. 2005). Tilsvarende kaskadeeffekter er vist i Nordfjella og på Hardangervidda villreinområder. Der fant Nellemann m.fl. (2001) og Falldorf (2013) at tettheten av reinsdyr var større i områder med mindre infrastruktur og menneskelig aktivitet og at beiteslitassen var målbart større i de sentrale delene av villreinområdene, hvor tettheten av reinsdyr var størst og den menneskelige aktiviteten minst.

Skarin m.fl. (2010) viste også at tamrein i et område med lav tetthet av merka stier og ferdsel om sommeren (Sarek og Padjelanta i Sverige) brukte mindre tid til beiting når de var i nærheten av de merka stiene. Mens reinsdyr i et område med større tetthet av merka stier og mer ferdsel (Jämtlandsfjellene/Jämtlandstriangelen) hadde mer tid til beiting i nærheten av merka stier i samme periode. Det virket også som at reinsdyra i Jämtlandsfjellene i større grad tolererte menneskelig aktivitet sammenlignet med reinsdyra i Sarek/Padjelanta. Dette kan skyldes at reinsdyra i områdene med lav tetthet av merka stier hadde større muligheter til å velge områder med få mennesker, mens reinsdyra i områder med høy tetthet av stier ikke kunne unngå merka stier med mer enn 4 km. De merka stiene i Jämtlandsfjellene/Jämtlandstriangelen lå også relativt høyt i terrenget (dvs. i områder med færre insekter) og gjennom områder med gode beiter, hvilket i dette tilfellet trolig har overskygget de negative effektene av forstyrrelsene.

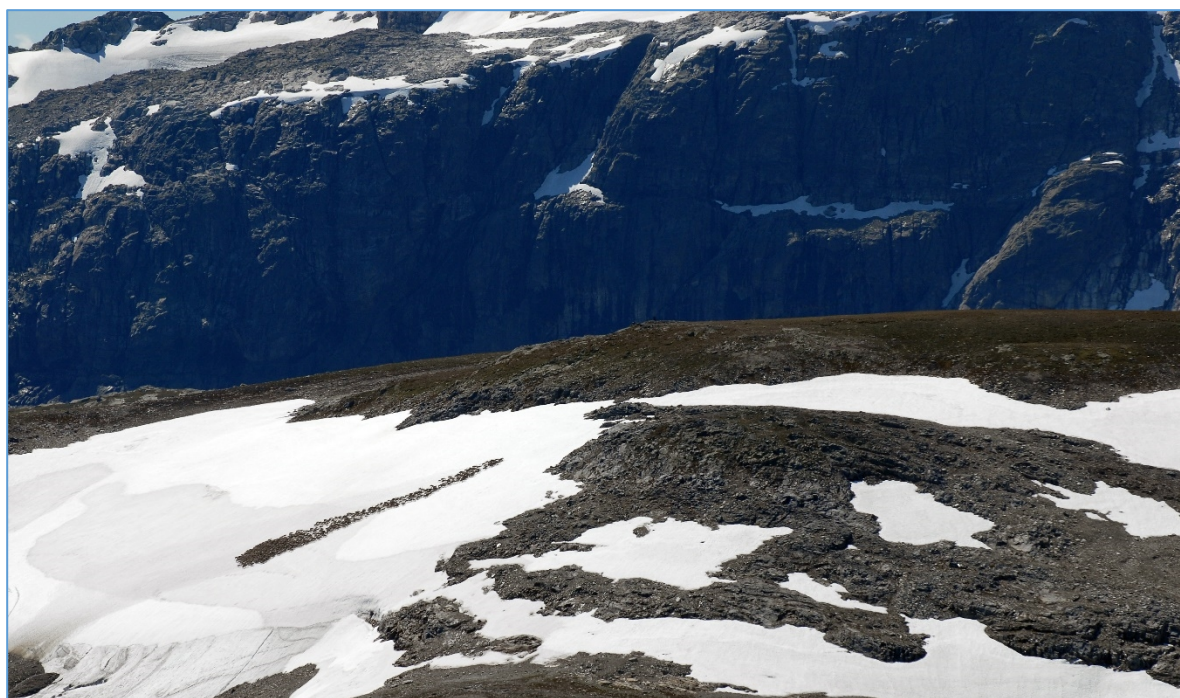
Betydningen av tetthet og tetthetsavhengige faktorer i forhold til unnvikelseeffekter ble først påpekt av Gill m. fl. (1996; 2001) og Gill & Sutherland (2000), og en innser i dag at responsene som dyr viser på forstyrrelser vil avhenge av en lang rekke forhold, deriblant mattilgangen i de alternative habitatene. Det er også typisk at responsene vil være forskjellige hos individer av ulikt kjønn og til ulike tider på året (Reimers & Colman 2006; Vistnes & Nellemann 2008). Lokalt vil

også forstyrrelsesnivå og for eksempel topografi være viktige faktorer som bidrar til at den målte responsen (eks. unnvikelse i km eller prosentvis reduksjon i arealbruken) varierer både romlig og over tid (Dahle m. fl. 2008, Vistnes & Nellemann 2008, Eftestøl m. fl. 2016).

1.5 Hvorfor varierer unnvikelsen som reinsdyra viser?

Det er klare likhetstrekk mellom atferden som viltlevende dyr viser ovenfor mennesker og atferden de har i møte med rovdyr (Walther 1969; Dill & Houtman 1989; Bonenfant & Kramer 1996; Frid & Dill 2002). Fra et atferdsøkologisk perspektiv kan vi derfor se på effektene som dyr viser til forstyrrelser som rovdyrbeskyttelse og skyldes redselen som reinsdyr har utviklet til mennesker som følge av jakt. Dette er også en rimelig forklaring på at ville reinsdyr ofte har større skyhet enn domestiserte dyr (Reimers & Eftestøl 2012; Nieminen 2013) og at reinsdyras reaksjoner på tekniske inngrep i stor grad er avhengig av både dyrenes genetiske historie, tilvenning og omfanget av menneskelig nærvær og aktivitet. Dette sammen med deres daglig forhold til alle andre økologiske variabler i deres miljø.

Det er for eksempel dokumentert at unnvikelseeffektene avhenger av årstid (Skarin m.fl. 2008; Anttonen m.fl. 2011; Polfus m.fl. 2011; Kumpula m.fl. 2007; Helle m.fl. 2012; Weir m.fl. 2007; Leblond m.fl. 2011; 2013) og at unnvikelse kan endres som følge av andre faktorer som insektsaktivitet (Skarin m.fl. 2004; Cronin m.fl. 1998). Eksempelvis så viste Skarin m.fl. (2004) at de eneste områdene hvor reinsdyra kunne unngå innsekter også hadde mye forstyrrelser fra turister. I dette området og i denne situasjonen var det viktigst for reinsdyra å unngå insekter.



Reinsdyr søker gjerne til snøflater for å redusere insektsplagen. Foto: Olav Strand.

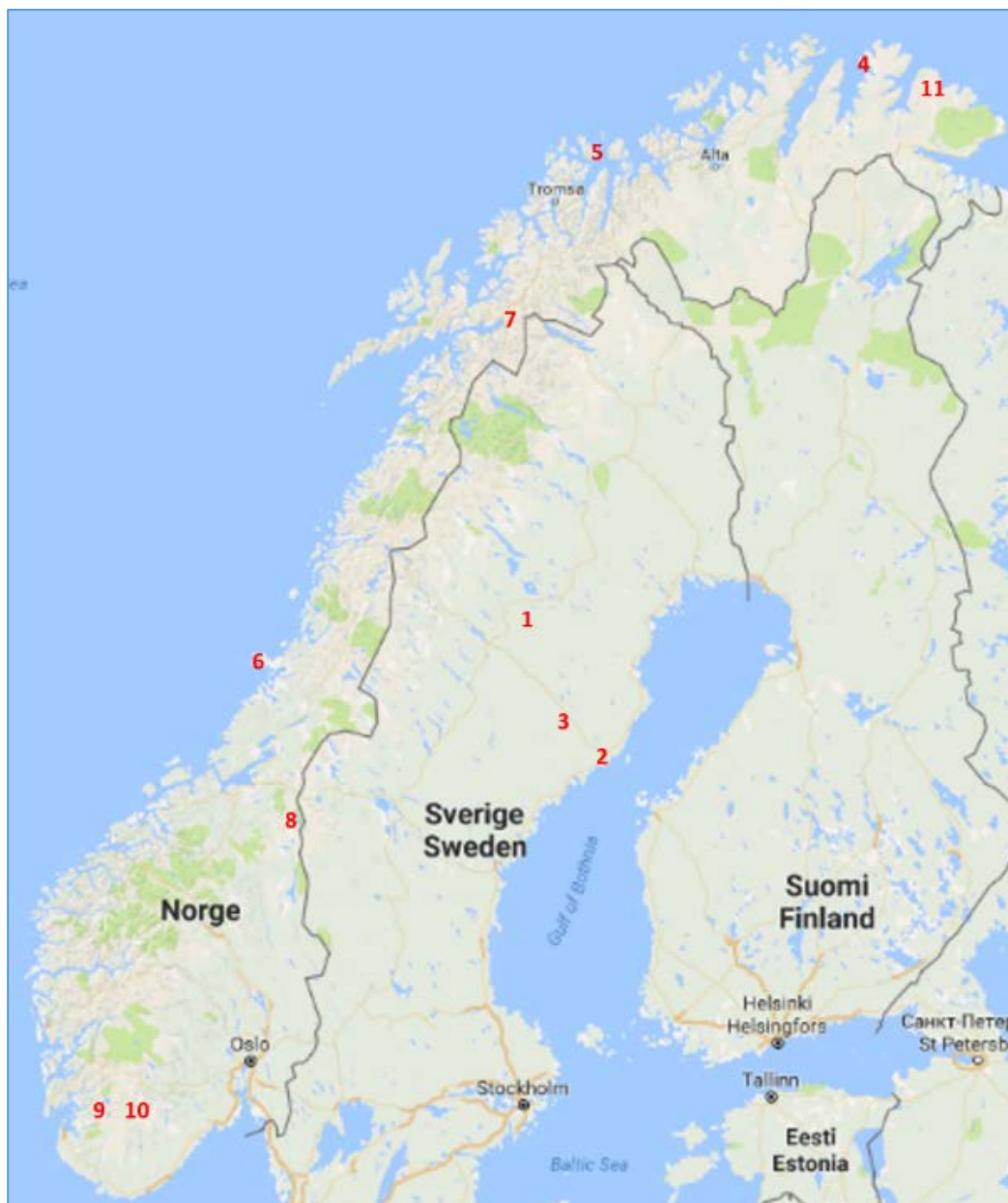
Panzacchi m.fl. (2013 a) og Strand m.fl. (2015 b) har vist at merka stier og turistløyper har hatt betydelig negative effekter på villreinens arealbruk i flere norske villrein-områder, både ved at dyras atferd endres og ved at stier og turistløyper er til hinder for reinsdyras naturlige vandringsmuligheter. Det virker også som at unnvikelseeffektene avhenger av mengden menneskelig aktivitet (e.g. Polfus m.fl. 2011; Helle m.fl. 2012; Strand m.fl. 2014; 2015 a, b; Colman m.fl. 2013; 2015; Eftestøl m.fl. 2016), slik at økning i menneskelig aktivitet medfører større unnvikelseeffekter (Polfus m.fl. 2011; Panzacchi m.fl. in prep; Strand m.fl. 2014).



Villrein. Foto: Olav Strand.

2 Materiale og metoder

Undersøkelsene som vi henviser til i denne rapporten har vært gjort både relativt lokalt (innen deler av det totale leveområdet), og regionalt (både innen spesifikke årstidsbeiter (eks. kalvingsområder) og innenfor det samla årstidsbeite eller leveområdet. Metodisk har en benyttet både direkte observasjoner av atferd og tellinger av dyr (Colman m.fl. 2012; 2013), registreringer av beiteintensitet gjennom beitestudier og registrering av reinsdyrmøkk (Colman m.fl. 2013; 2015; Skarin m.fl. 2016, Skarin & Alam 2017) og telemetri ved hjelp av GPS-sendere (Colman m.fl. 2015; Eftestøl m.fl. 2014; 2016; Skarin m.fl. 2013; 2015; 2016). Se **figur 2** for en oversikt over lokaliseringen til de enkelte studiene på effekter av vindkraftanlegg som er gjengitt i denne rapporten.



Figur 2. Geografisk plassering over de enkelte studiene på effekter av vindkraft på tamrein som er gjengitt i denne rapporten. 1. Storliden og Jokkmokksliden, 2. Gabrielsberget, 3. Stor-Rotliden, 4. Kjøllefjord, 5. Fakken, 6. Vikna, 7. Nygårdsfjellet, 8. Essand, 9. Setesdalen vest, 10. Setesdalen aust, 11. Varangerhalvøya Raggovidda. Se også **tabell 1**.

Reinsdyr har fortsatt stor kulturell og økonomisk verdi for folk i nordområdene. Derfor er det også mye personlig og kulturell kunnskap om reinsdyr. I mange sammenhenger er dette en viktig kunnskapskilde som også har vært benyttet for å belyse potensielle problemstillinger og effekter av vindkraft, samt for å gjøre designet på studiene best mulig (Skarin m.fl. 2013, 2015, 2016; Colman m.fl. 2017).

2.1 Områder hvor de enkelte forskergruppene har studert effekter av vindkraftanlegg spesifikt

2.1.1 Storliden og Jokkmokksliden (1)

Området omkring Storliden og Jokkmokksliden kjennetegnes av et kupert skogsterreng med innsjøer, myrområder og skoger som viktige landskapselementer. Området er preget av tidligere skogsbruk, gruvedrift og andre naturinngrep. Veger deler dette området inn i tre fragmenter. Den østre og vestre delen atskilles av veg og flere bygder nord for Mörttjärn. Det østligste området er også delt i en nordlig og sørlig del av vegen mellom Östra Lainejaure og Grundträsk. Her er det også en 40 kV kraftledning som går i øst – vest retning gjennom hele studieområdet. Topografisk bidrar de bratte fjellsidene ved Jokkmokksliden og de mindre fjellene som ligger øst for Jokkmokksliden sammen med innsjøene i området til en sterk kanalisering av reinsdyras vandringssområder slik at disse framstår som smale korridorer i landskapet. På Storliden og Jokkmokksliden ble det bygd henholdsvis 8 og 10 vindturbiner i 2010 og 2011. Totalt har man utbedret eller etablert 22 km med veg og bygd 8,5 km med kraftledning samt en ny transformatorstasjon.

Kalvings- og sommerbeiteområdene i Malå sameby ligger i boreale furuskogsområder. Skarin m.fl. (2016) undersøkte effektene av at det ble bygd et vindkraftanlegg ved å se på reinsdyras bruk av området. For å dokumentere arealbruken ble 57 reinsdyr (5-15 simler per år) utstyrt med GPS-sendere i årene 2008 til 2011 og i 2015. I tillegg til dette ble det foretatt tellinger av reinsdyrmøkk i årene 2009-2015. Studieområdet for registrering av møkk var på 300 km² og registreringene ble gjort både på lokalt og på regionalt nivå. På det lokale nivået ble det lagt ut prøveflater med større tetthet i områdene der vindkraftanlegget ble bygd. Tettheten av prøveflater var mindre i de større områdene som lå langt fra vindkraftanlegget og omfattet begge vindkraftanlegg og områdene rundt innen avstander fra parkene på 10-15 km (**figur 2**). Totalt ble mellom 1148 og 1314 prøveflater registrert, merket og renset for møkk årlig i perioden mellom 23 mai og 8 juni.



Kraftledning opp til Storlidens vindkraftanlegg i Malå samebys sommerbeiteområde. Foto: Anna Skarin.

2.1.2 Gabrielsberget (2)

Gabrielsberget er et særpreget kystnært, men også lavfjellsliggende område som for en stor del består av lavproduktiv furuskog. De høytliggende områdene var før utbygging i stor grad et sammenhengende kystnært skoglandskap. De skogkledte delene av området har mye lav på bakken og har vært brukt som beiteområde for reinsdyr i lang tid. De høytliggende områdene har en variert og vindeksponert topografi og tilbyr gode beiteforhold selv vinterstid med vanskelige snøforhold. Topografien i området og den lave skogproduktiviteten har medført at store områder ikke har blitt berørt av moderne skogbruk, men har beholdt en glissen naturskogskarakter. Området inngår i Vilhelmina Norra samebys beiteområder og har blitt brukt av Byrkije reinbeitedistrikt de siste 25 årene og i enkelte år av Vapsten sameby (Per-Anders Ågren, pers. med.). I løpet av årene 2010-2012 ble det bygd en vindkraftanlegg med tilsammen 40 vindturbiner på Gabrielsberget og det ble etablert 19 km med veg og 4,5 km med kraftledning.

I Byrkije reinbetesdistrikt merket en reinsdyr med GPS-sendere (Telespor AS, Tromsø) vintrene 2013 (vintersesongen 2012-2013), 2014 og 2015. Datainnsamlingen startet hvert år når reinsdyra ble sluppet på vinterbeite etter å ha blitt transportert dit med lastebil, og ble avsluttet når dyrene ble samlet for transport tilbake til Norge om våren. I analysene ble det benyttet data fra sendere som hadde registrert minst en posisjon / døgn. Totalt ble det brukt data fra 41 reinsdyr i perioden 2013-2015. Det ble ikke brukt data fra perioder hvor dyrene var samlet og foret i beitehage.



Gabrielsbergets vindkraftanlegg i Lögdeå konvensjonsområde i Vilhelmina Norra samebys vinterbeiteområde. Foto: Anna Skarin.

2.1.3 Stor-Rotliden (3)

Fjellet Stor-Rotliden ligger innenfor Vilhelmina Norra samebys vinterbeiteområde i skogen og brukes framfor alt av Vardofjällsgruppen. Stor-Rotliden ligger nært grensen til Vapstens sameby og grenser til Lögdeåen i sør og Vargåen i nord. Området er et mye brukt skogslandskap som består av en del lavtliggende fjell. I området finnes også en god del veger, skogsbilveger og bebygde områder. Stor-Rotlidens vindkraftanlegg består i dag av 40 vindturbiner som ble bygd av Vattenfall AB våren 2009. Anlegget ble satt i drift i januar 2010. Anlegget omfatter 25 km med veg og 3,2 km med kraftledning som er tilknyttet hovednettet sør for selve vindkraftanlegget.

Vilhelmina Norra sameby har siden 2005 og i forbindelse med utvikling av sin Renbruksplan utstyrt mellom 3 og 7 reinsdyr med GPS-sendere (Followit Lindesberg AB, Tellus-halsbånd) om vinteren i perioden 2006-2010 (i perioden før vindkraftanlegget ble bygd). I prosjektet «Vindkraft i reinbetesland» ble 30-40 av Vardofjällsgruppens reinsdyr utstyrt med GPS-sendere (Telespor, Tromsø) hver vinter i perioden 2011-2014). I denne perioden ble det samlet inn GPS-data med fire, seks eller åtte timers intervaller. For å kunne sammeligne alle data ble det brukt data på åtte timers intervaller i analysene av dette materialet

2.1.4 Kjøllefjord (4)

På Dyfjordhalvøya innenfor Olggut Corgas reinbeitedistrikt sine barmarksbeiter på Nordkinnhalvøya, ble Kjøllefjord vindkraftanlegg bygget i perioden høsten 2005 til høsten 2006. Undersøkelsene her ble gjennomført i perioden fra høsten 2005 til høsten 2010, og besto av tellinger av reinsdyrmøkk langs transekter gjort en gang per høst, samt månedlige registreringer av reinsdyr innenfor studieområdet gjennom barmarkssesongen (juni til oktober).

Datainnsamling skjedde på Dyfjordhalvøya (avstand til vindkraftanlegget: 0-5 km, areal: 61,9 km²) hvor vindkraftanlegget ble etablert, og på den nærliggende Skjøtningberghalvøya (avstand til vindkraftanlegget: 3-12 km, areal: 71,0 km²) som fungerte som kontrollområde.

Beitene på de to halvøyene er hovedsakelig bestemt ut fra berggrunnsforholdene. Blokkmark dominerer i høytliggende partier, spesielt i sørøstlig del av begge halvøyer. I større områder, særlig i midtre del av begge halvøyer, er det mer lavtliggende partier med brukbart jordsmonn og vegetasjon i form av en del bjørkeskog under 100 moh., og veksling mellom myr og snøleier, lyng/rishei, og rabbevegetasjon med innslag av lav opp i høyden. I de vestligste delene av halvøyene er det høyereliggende områder som ender i klippeformasjoner ut mot havet. Her er det også bra beiter mye i form av rishei og rabbevegetasjon. Begge halvøyer har et relativt likt preg når det kommer til vekslingene i beiteforhold fra arealene lengst mot øst til de vestlige delene ut mot havet. Vindkraftanlegget er anlagt i høytliggende arealer med blokkmark i den sentrale/østlige del av Dyfjordhalvøya. Dette utgjør potensielt gode luftingsområder for reinen, men beiteverdien er meget lav. Vi finner tilsvarende arealer på de østlige deler av Skjøtning-berghalvøya for sammenligning.

Registrering av reinens beiteatferd ble også gjennomført for å teste hypotesen om at anleggsarbeid eller drift av vindkraftanlegget ville medføre mer stressede og urolige reinsdyr, som derav viste en økt skrittfrekvens ved beiting (Colman m.fl. 2014). Dette ble gjennomført i de samme feltperiodene som beskrevet ovenfor. Når en beitende reinsflokk var lokalisert la observatør seg i posisjon til å holde kontinuerlig utkikk til flokken uten å skape forstyrrelse. En tilfeldig simle ble plukket ut og fulgt kontinuerlig i en periode på 2 minutter. For dette individet ble antall skritt talt opp slik at en fikk et mål på skrittfrekvens. Flere ulike simler fra samme flokk kunne bli registrert. Observasjoner ble gjort fra flokker som befant seg ulike steder på begge halvøyene for å kunne få mål på om nærhet til forstyrrelser assosiert med vindkraftanlegget eller andre menneskelige innrep ville virke inn på beiteatferden.

Studien har ett år med førdata i form av at tellinger av reinsdyrmøkk gjennomført høsten 2005, som representerer bruken sommeren 2005 og trolig også tidligere sommere (Skarin 2008). For de direkte observasjonene er det ett års data under anleggsfasen og 4 års data fra driftsfasen.



Tamrein i Kjøllefjord vindkraftanlegg. Foto: Jonathan Colman.

2.1.5 Fakken (5)

Fakken vindkraftanlegg ble bygget i perioden september 2010 til oktober 2012, og Fakkenhalvøya berører Vannøy reinbeitedistrikt som ligger på Vannøy. Vannøy reinbeitedistrikt har et areal på 223 km², hvorav 7-8% ligger på Fakkenhalvøya. Reinbeitedistriktet har et fastsatt øvre reintall på 200, men det faktiske reintallet har vært betydelig høyere enn dette i hele studieperioden. Det faktiske reintallet har vært relativt stabilt med unntak av reindriftsårene 2009/2010 og 2010/2011, hvor reintallet var 10-20% lavere enn gjennomsnittet for resten av studieperioden. Studiene omfattet direkte observasjonene av reinsens unnnvikelse 1 gang pr måned 2.5 år før anleggsarbeidene startet, 1.5 år under og 1 år etter anleggsperioden.

Vannøy kjennetegnes med lavereliggende arealer langs kysten, mens bratte og høye fjell i større grad er lokalisert sentralt på øya. Gjennomsnittlig høyde for hele Vannøy er 240 meter, mens

tilsvarende tall for studieområdet på Fakkenhalvøya er 89 meter. Planteproduksjonen er negativt korrelert med høyde og er størst ved høyder under 200 moh. Dette betyr at Fakkenhalvøya i gjennomsnitt har bedre vegetasjon enn resten av Vannøy og sammenlignet med de mer sentrale høyereliggende områdene som også ligger lengst unna eksisterende infrastruktur. Fakkenhalvøya er spesielt viktig som vinterbeite, men benyttes også en god del resten av året. Unntaket er i juni og juli da området kun blir brukt sporadisk.

Riks- og fylkesvegene og annen infrastruktur på Vannøy går i stor grad langs vestkysten, sørkysten og den sørlige delen av østkysten (eneste unntak er vegen som går fra Vannareid til Burøysund). I den nordlige enden av Vannøy og langs den nordlige delen av østkysten er det ikke veger. Fordelingen av veger gjør at ingen arealer innenfor Fakkenhalvøya studieområde ligger mer enn 2 km fra riksvegene langs kysten. Hele vindkraftanlegget ligger mindre enn 1 km fra eksisterende veger og/eller bebyggelse, og dette i kombinasjon med fordelingen av riksvegene gjør at anlegget ikke øker den menneskelige tilgjengeligheten til områder utenfor selve anlegget.

2.1.6 Vikna (6)

Studien ble utført på Ytre Vikna, en øy i Nord-Trøndelag med høyder mellom 0 og 100 moh. På grunn av lite snø er disse områdene gode vinterbeiter for reinsdyr. Vindkraftanlegget ble bygget i 1993 og har 5 vindturbiner. Undersøkelsene her ble gjennomført i 5 uker høsten 1999 og 2000. Studien ble utført i to innhegninger som var like i form og størrelse (ca. 7-8 hektar) og berørte relativt like vegetasjonstyper. Den ene (eksperimentinnhegningen) gikk fra den ytterste vindturbinen og ca. 450 meter vekk fra vindkraftanlegget, mens den andre (kontrollinnhegningen) lå ca. 3 km unna vindkraftanlegget. Det første året ble det kun gjennomført observasjoner i eksperimentinnhegningen.

I hver innhegning var det 3-5 dyr. Det første året var de samme dyrene i innhegningen hele perioden, mens det andre året var det totalt 4 ulike grupper dyr, i 2 perioder. Totalt var det 5 perioder som ble analysert uavhengig av hverandre. Vindturbinen nærmest eksperimentinnhegningen ble slått av hver 3-4 dag for å se om bevegelse og lyd kunne ha en effekt på arealbruk og atferd. Resten av turbinene, som lå mellom 350 og 800 meter fra innhegningen, ble ikke manipulert.

På dagtid ble det hvert 10. minutt registrert hvor i innhegningen dyrene oppholdt seg, og hva de gjorde. Dette ble gjort samtidig i begge innhegningene. I tillegg ble dyrenes atferd studert i perioder som varte i 5 minutter. Atferdsstudiene ble gjort mens dyrene beitet og ble gjort med 20 minutters intervaller. I atferdsstudiene registrerte en alle atferdsendringer og dyrenes årvåkenhet (vigilans). I tillegg ble det utført observasjoner av tilfeldige enkeltindivider i 5 minutter hvert 20 minutt (perioder hvor dyrene lå eller beveget seg svært mye pga. insekter eller lignende ble ikke inkludert). Under disse observasjonene ble alle aktivitetsskifter, inklusive vaksomhetsatferd registrert (atferd hvor dyrene ser opp og skanner deler av landskapet etter farer).

2.1.7 Nygårdsfjellet ved Narvik (7)

Denne studien begynte høsten 2004 og pågikk frem til 2008 (Colman m.fl. 2008). Vegarbeidet hadde begynt før undersøkelsene startet, men vindturbinene ble først satt opp sommeren 2005. Atferd under driv og trekk ble registrert i forhold til både driving til slaktegjerdet ved Nygårdsfjellet og trekk videre mot vinterbeitene etter slakting. Drivet går ikke igjennom vindkraftanlegget, men kommer vest- og nordfra. Drivet går altså i en stor bue rundt vindkraftanlegget (ikke pga. av vindkraftanlegget, men pga. andre geografiske forhold). De siste to til tre kilometrene går drivet vanligvis rett mot vindkraftanlegget og stopper opp ved gjerdeanlegget, ca. 500 meter unna vindkraftanlegget. Etter at dyrene slipper ut trekker de vanligvis på egenhånd videre mot vinterbeitene. Den tradisjonelle trekkruten går rett igjennom vindkraftanlegget på Nygårdsfjellet. I 2007 ble imidlertid dyrene drevet igjennom vindkraftanlegget. Dette fordi at isen på vannet sør for vindkraftanlegget var usikker i vestlig del og reindriften tok ikke sjansen på at dyrene skulle velge

rute på egenhånd. Vi har observationsdata fra 2004, 2005, 2007 og 2008. I 2006 var det for lite snø i området og gjerdeanlegget ble ikke brukt.

Dette er en deskriptiv studie. Drivet til gjerdeanlegget og trekket videre mot vinterbeitene blir i utgangspunktet beskrevet som «vellykket» eller «mislykket». Snø og værforhold, og om vindturbinene er på eller av ble beskrevet og alle uvanlige reaksjoner hos dyrene som kan skyldes vindkraftanlegget ble notert. Narvik Energi slo av vindturbinene når dyrene ble drevet inn, når de ble sluppet ut og fram til de passert vindturbinene. Når dyrene ble håndtert i inn-hegningene var vindturbinene imidlertid på.

2.1.8 Essand (8)

Statnett sin nye 420 kV-ledning mellom Nea og Järpstömmen krysser sentralt i øst-vest retning igjennom Essand reinbeitedistrikt sine barmarksbeiter. Kraftledningen ble bygget fra juni 2008 til september 2009 og erstattet en 300 kV-ledning som ble revet i perioden september 2009 til juni 2010. På grunn av landskapsmessige forhold, vegsystemer og grensegjerder ble det undersøkte området definert til ca. 370 km², og inkluderer områder opp mot 10-12 km på hver side av kraftledningen. I øst er studieområdet avgrenset av grensegjerder mot Sverige. Mot vest avgrenses området av veg og dalsystemer. Effekten av de avgrensende vegsystemene i vest er ikke tatt med i disse undersøkelsene. Området ligger mellom ca. 600 og 1200 moh. og er dominert av skoglandskap i de lavereliggende delene. Åpent fjellandskap dominerer i områder som er høyere enn ca. 900 moh.

Undersøkelsen omfatter GPS-data som dokumenterer reinsdyras arealbruk fra og med våren 2008 og til og med høsten 2013. Ut ifra reindriftas driftsmønster og naturlige sesonger ble barmarkssesongen delt inn i 3 sesonger, vår: 16 mai-15 juni, sommer: 16 juni-31 august, og høst: 1 september-30 november. Dette betyr at en sesong før anleggsarbeidet startet, 2 år med data fra anleggsperioden og 4 år med data etter at ledningen ble oppgradert. I analysene av materialet ble informasjon om stier, høyde, helningsretning, avstand til den nye kraftledningen og anleggsveg samt beitekvalitet inkludert. Beitekvaliteten for hver enkelt vegetasjonstype innenfor hver sesong ble definert som god, middels eller dårlig ut ifra hvilke vegetasjonstyper reinsdyra prefererte i et beitereferanseområde innenfor de samme sesongene. Beitereferanseområdet var innenfor de samme barmarksbeitene, men lå mer enn 15 km vekk fra ledningen. Beitereferanseområdet og studieområdet hadde en relativt sammenlignbar fordeling av vegetasjonstyper.

2.1.9 Setesdalen vest (9)

Undersøkelsene som ble gjort her fokuserte på byggingen av Statnett sin nye 420 kV-ledning som går i ytterkanten av Setesdal Vesthei og Setesdal Austhei villreinområder. Studieområdet ligger mellom 500 og 1500 moh. Det er god planteproduksjon i dalsystemene og på de lavere fjellplatåene opp mot 1200 moh. Ledningen går gjennom ytterkanten av reinsdyras kalvingsområder både i Ljosådalen i Setesdal Vesthei og i Setesdal Austhei.

Ledningen ble bygget i 2009. I dette studieområdet hadde en tilgang til 2 år med data før anleggsarbeidene tok til, 1-2 år med data fra anleggsperioden (1 år i Vesthei og 2 år i Austhei) og 3-4 år med data etter at anleggsarbeidene ble avsluttet (4 år i Vesthei og 3 år i Austhei). I Setesdal Austhei er det benyttet GPS-data, mens en i Ljosådalen samlet inn både GPS-data og foretok direkte observasjoner i felt hver vår etter at vi fikk beskjed fra Statens Naturoppsyn (SNO) om at det var dyr i området (vi gikk systematisk igjennom Ljosådalen og registrerte alle flokker og fordelingen av disse).

2.1.10 Setesdalen aust (10)

I tillegg til Statnett sin nye 420 kV-ledning har også eksisterende 132 kV-ledning som går igjennom dalgangen mellom Bueheii og Øyrtjørnheii i Austhei blitt undersøkt. For denne ledningen har

vi 6 år med data, men siden denne ledningen ble bygget på 1960 tallet har vi kun data fra etter at anleggsarbeidene ble avsluttet. 132 kV-ledningen berører sentrale kalvingsområder.

2.1.11 Varangerhalvøya Raggovidda (11)

Undersøkelsene her startet høsten 2011 og ble satt i gang fordi Varanger Kraft planla å bygge et nytt vindkraftanlegg på Raggovidda, rett sørøst for Berlevåg. Områdene berører reinbeitedistrikt 7, Riggonjårga, sine barmarksbeiter og prosjektgjennomføringen har vært gjort i samarbeid med distriktet. Undersøkelsene har vært en del av VindRein/Kraftrein-prosjektet og skal bidra til å få kunnskap om hvordan bygging av vindkraftanlegg påvirker reinsdyras arealbruk. Med bruk av både GPS-merking av reinsdyr og telling av reinsdyrmøkk i test- og kontrollområder har reinens arealbruk vært undersøkt før utbyggingen startet, under anleggsfasen og i driftsfasen. Byggingen begynte i juni 2013 og ble fullført i september 2014. Fra dette studieområdet har man nesten 2 år med data fra før anleggsarbeidene startet, og litt over 1 år med data fra både anleggs- og driftsfasen. Dette prosjektet er rapportert, men undersøkelsene her skal videreføres og vil gi sikrere data når det gjelder å beskrive reinsdyras bruk av område i driftsfasen.



Reinsdyr under kraftledning. Foto: Jonathan Colman.

3 Resultater og diskusjon

Nedenfor har vi delt resultatene i forhold til om de berører utbyggingsfasen eller driftsfasen av et vindkraftanlegg. I utbyggingsfasen er den menneskelige aktiviteten som regel høy, uavhengig av hvilken inngrepstype vi snakker om. Menneskelig aktivitet og støy i form av anleggstrafikk, sprengningsarbeider etc. er dessuten i stor grad uforutsigbar og «ny». I driftsfasen er det vanligvis mindre menneskelig aktivitet, men de lokale variasjonene er svært store og avhenger blant annet av hvor stor etterbruken av veger blir. Vi har også laget egne delkapitler for inngrep som har spesifikk relevans i forhold til diskusjonen om effekter av vindkraftanlegg på reinsdyr. I enkelte tilfeller (som for eksempel veger) synes dette også relevant i forhold til å synliggjøre potensialet for avbøtende tiltak.

Det er de ulike forskergruppene selv som er ansvarlig for presentasjonen av de ulike resultatene i kapittel 3: Skarin m.fl. er ansvarlig for studie 1-3, mens Colman og Eftestøl m.fl. er ansvarlig for studie 4-11 i **tabell 1** (samme nummerering som i kap. 2).

Tabell 1. Oversikt over resultater, geografisk skala, varighet og registreringsmetodikk i de ulike studieområdene hvor effekter av vindkraftanlegg og tamrein er undersøkt.

Studieområde	Årstid	Faser av vindkraftutbygging som ble studert	Metode for datainnsamling	Type atferd/respons som ble undersøkt	Resultat og dokumenterte effekter
1. Storliden og Jokkmokksliden (8+10 vindturbiner)	Barmarkperioden	Før, under og etter anleggsperioden	Registrering av møkk 1 gang i året over en periode på 6 år	Unnvikelse	Mindre (66% på Jokkmokksliden og 86% på Storliden) avføring nær vindkraftanlegget innenfor en sone på 0-2 km, mens habitatbruken nærmest vindkraftanlegget økte på Storliden i driftsfasen innenfor en sone på 0-2 km. Mindre (61%) avføring nær vindkraftanlegget innenfor en sone på 0-15 km, samt redusert bruk av habitatet innenfor 15 km fra anleggene.
	Kalvingsperioden	Før, under og etter anleggsperioden	GPS, 2 timers intervall over en periode på 4 + 1 år	Unnvikelse	I driftsfasen ble størrelsen på reinsens leveområde redusert med 57% innenfor en sone på 3 km fra vindkraftanlegget sammenliknet med perioden før anleggsfasen. Reinsdyra hadde økt bruk (50%) av områder hvor vindkraftanlegget ikke var synlig sammenliknet med perioden før anleggsarbeidet startet. Undersøkelsen omfattet områder som ligger fra 0-30 km fra vindkraftanlegget.
	Kalvingsperioden	Før, under og etter anleggsperioden	GPS, 2 timers intervall over en periode på 4+1 år	Bevegelsesmønstre	I driftsfasen var reinsens bevegelseshastighet 15% høyere (mindre ro ved beiting) innenfor 4 km fra vindkraftanlegget sammenliknet med perioden før anleggsarbeidet startet. Undersøkelsen omfatter områder som ligger 0-30 km fra anlegget.
2. Gabrielsberget (40 vindturbiner)	Vinter	Stopp og start av drift da reinen ble føret og ikke føret.	GPS, 1 gang i døgnet over en periode på 3 år	Unnvikelse	Reinen unngikk anlegget med 3 km (< 50% sannsynlighet for bruk av området innenfor 3 km) når de ikke var føret frittgående og anlegget var i drift. Når dyrene var føret var de nærmere anlegget, men minsket bruken av områder hvor anlegget var synlig med 25%, sammenliknet med perioden hvor de var frittgående. Undersøkelsen omfatter områder som ligger 0-10 km fra anlegget.
3. Stor-Rotliden (40 vindturbiner)	Vinter – godt vinterbeite	Før, under og etter anleggsperioden	GPS, 8 timers intervall over	Unnvikelse	I anleggsperioden fant en ingen effekt. Det var heller ingen effekt av avstand til vindkraftanlegget i driftsperioden. I driftsfasen hadde reinsdyra imid-

			en periode på 6 år		Iertid redusert bruk med 5% av områder hvor parken er synlig og som lå nærmere enn 25 km fra anlegget. Data fra anleggs- og driftsperioden ble sammenliknet med perioden før anleggsarbeidet startet.
	Vinter – dårlig vinterbeite	Før og etter anleggsperioden	GPS, 8 timers intervall over en periode på 3 år	Unnvikelse	I driftsfasen fant vi redusert bruk (4%) av områder hvor vindkraftanlegget ikke var synlig (0-25 km).
4. Kjøllefjord (17 vindturbiner)	Barmarksperioden juni-oktober	Før (1år), under (1 år) og etter anleggsperioden (4 år)	Direkte observasjoner 1 gang per måned i sommerhalvåret i 5 år	Unnvikelse	Dyrene prefererte gode beiter og det ble ikke funnet effekter av vindkraftanlegget på arealbruken. Undersøkelsene ble gjort innenfor avstander på 0-5 km fra vindkraftanlegget i sammenligning med et kontrollområde 5-12 km fra anlegget.
		Anleggsfase (1 år) og driftsfase (4 år)	Registrering av arealbruk gjennom å registrere møkk 1 gang hver høst i 6 år	Unnvikelse	Dette var tilleggsundersøkelser til de direkte observasjonene. Ble gjennomført innenfor de samme områdene. Ingen effekter av vindkraftanlegget med unntak av adkomstvegen i lavereliggende beiteområder der vi påviste en effekt innenfor 0-100 meter. Studien omfattet areal innenfor 0-5 km fra anlegget + et tilsvarende stort kontrollområde.
		Anleggsfase (1 år) og driftsfase (4 år)	Direkte observasjoner 1 gang per måned i sommerhalvåret i 5 år	Barriere	Den vestlige siden på «baksiden» av vindkraftanlegget ble benyttet like mye eller mer sammenliknet med østsiden og kontrollområdene. Ingen effekter ble funnet i driftsfasen, men det var en svak tendens til barriere (færre kryssninger på halvøya med vindkraftanlegget, men ikke signifikant forskjell) i anleggsfasen.
		Anleggsfase (1 år) og driftsfase (4 år)	Skrittellinger under beiting	Bevegelsesmønstre	Dyrene beveget seg ca 50 % færre skritt inne i selve vindparken (<500 meter) under beiting inne i vindkraftanlegget sammenliknet med lenger unna, men dyrene beveget seg 20-30% raskere på vindkraftahalvøya sammenliknet med kontrollhalvøya i anleggsåret.
5. Fakken (18 vindturbiner)	Helårsbeiter	Før (2,5 år), under (1,5 år) og etter anleggsperioden (1 år)	Direkte observasjoner 1 gang per måned i 7 år	Unnvikelse	Den totale tettheten av dyr i dette området ble sammenliknet med tettheten av dyr innenfor hele reinbeitedistriktet. Det ble ikke avdekket noen negative effekter på stor skala. Negative effekter om vinteren (22% reduksjon) ble funnet innenfor 500 meter fra vindkraftanlegget i anleggsfasen. Bruken av areal innenfor 5 km fra anlegget ble redusert med ca. 50% sammenliknet med data som beskriver arealbruken før og etter bygging av anlegget. Ingen effekter funnet i driftsfasen. Undersøkelsene ble gjort innenfor avstander på 0-4 km fra anlegget.
		Før (1 år) og under anleggsperioden (1,5 år)	GPS data samlet inn over en periode på 2,5 år	Unnvikelse	Mindre bruk lokalt i anleggsfasen oppstod vinter og vår, men ikke sommer og bare delvis om høst. For den viktige vintersesongen ble bruken i områder opp til 1 km redusert, men kun den vinteren det var aktiv anleggsvirksomhet (det var en pause i anleggsvirksomheten den første vinteren). For vinteren med aktivt anleggsarbeid var bruken redusert i størrelsesorden 60-70% sammenliknet med før anleggsfasen. Vi vil understreke at pga. lite data

					den siste vinteren (kun 1 dyr) og ulike resultater mellom sesonger/år er det usikkert hva som skyldes naturlig variasjon og reell unnavikelse. Ingen effekter funnet regionalt. Resultatene er sammenlignbare med de direkte observasjonene.
6. Vikna vindkraftanlegg (5 vindturbiner)	Inngjerdingssstudie på barmark	Driftsfase, manipulert vindturbiner av og på (5 uker per år i 2 år)	Direkte observasjoner i innhegning hver time på dagtid i 5 uker over 2 år	Unnavikelse	fordeling av dyr innenfor en innhegning som var 0-450 meter fra en vindturbin ble sammenlignet i perioder med vindturbin slått på vs. når den var slått av. I tillegg ble det samme gjort i kontrollinnhegning lenger unna (ca. 3 km). Ingen negative effekter fra verken vindturbinen i seg selv eller bevegelser/lyder fra denne ble funnet på reinsdyras arealbruk.
				Atferd (aktivitetsskifter og vakt-somhet)	Observasjoner i eksperimentinnhegning (0-450 meter) ble sammenlignet med kontrollinnhegning. Ingen tydelige effekter ble funnet fra verken vindturbinen i seg selv eller bevegelse/lyd fra denne.
7. Nygårdsfjellet	Driv og gjerdeanlegg, vinter	4 år driftsfase	Direkte observasjoner	Barriere	Ingen negative effekter på driv funnet, verken inn i gjerdeanlegget eller ut igjen, men vindturbinene var slått av. Drivet inn i gjerdeanlegget gikk fram til 500 meter fra vindkraftanlegget, mens drivet/trekket ut igjen gikk igjennom anlegget (og skjedde noen ganger om natten).
8. Essand, Oppgradering fra 300 kV til 420 kV-linje	Barmarksbeiter	Før (1 sesong), under (1 år) og etter (4 år)	GPS data samlet inn over en periode på 2,5 år	Unnavikelse	Det ble funnet negative effekter i alle tre sesonger i anleggsperioden. 5-6 km om våren, og 3,5 km om sommer og høst. Reduksjonen var ca. 10-15%, med størst reduksjon nær ledningen. I driftsperioden ble ingen effekter funnet.
9. Setesdalen vest, Villrein. 420 kV-linje	Kalvingsområder	Før (2 år) under (1 år) etter (5 år)	GPS-data	Unnavikelse	I Vesthei brukte ikke dyrene områdene ved siden av ledningen (1 unntak som kalvet rett under både før og etter, men ikke under utbyggingen), men hadde tyngdepunktet sitt mellom 4 og 8 km fra ledningen. Under anleggsperioden ble tyngdepunktet i arealbruken forskjøvet noe lenger vekk fra ledningen. For østhei var imidlertid resultatene omvendt, dvs at tyngdepunktet beveget seg litt mot ledningen. Dette gjør det vanskelig å konkludere for anleggsfasen. (Men verken i vesthei eller østhei var det noen negative effekter i driftsperioden.
		Før (2 år), under (1 år) og etter (5 år)	Direkte observasjoner	Unnavikelse	Det var betydelig mengde dyr i Ljosådalen hvert år, også i anleggsfasen, men dyrene flyttet seg lenger inn i dalen i anleggsperioden (områdene mellom 3 og 5 km fikk redusert bruk i størrelsesorden 50-60%). Ingen effekter i driftsperioden.
10. Setesdalen aust, Villrein. 132 kV-linje	Kalvingsområder	Driftsfase (8 år)	GPS-data	Unnavikelse	Villrein. Ingen negative effekter funnet. Områdene inntil 132 kV-ledning ble faktisk mer brukt enn områder lenger unna.
11. Varangerhalvøya. Raggovidda vindkraftanlegg (15 vindturbiner)	Barmarksbeiter	Før (2år) under (1 år) og etter (1 år)	GPS- data	Unnavikelse	Foreløpige analyser av anleggsperioden tyder på at dyrene benyttet områder som lå opp mot 10 km og 20 km fra vindparkvegene, i størrelsesorden 25-30% mindre enn forventet sammenlignet med førfasen, henholdsvis vår og høst, mens om sommeren var resultatene motsatt med ca 10% mer bruk opp mot 16 km vekk fra vindkraftvegene. For det ene året fra driftsperioden var resultatene sammenlignbare med anleggsperioden, med unntak av om sommeren hvor bruken nå var kun litt mer enn

					forventet (ca 2-3% mer bruk i områder opp til ca 10 km vekk fra vindparken).
			Møkketel- linger	Unnvikelse	Foreløpige analyser tyder på at bruken, relativt sett, ble redusert i delområdet ved adkomstvegen i i sin helhet (berørte områder opp mot 1,5 km fra adkomstvegen) og i et delområde på østsiden av vindparken (1-4 km fra adkomstvegen) med henholdsvis ca 20% og 30% i anleggsfasen sammenlignet med et kontrollområde (som lå ca 8 km unna) på vestsiden, men ingen effekter i driftsfasen. Internt lokalt (fra 0-1500 meter), var det ingen klar effekt av vegen i forhold til fordelingen av møkk.
			GPS- data og informa- sjon fra reindriften	Barriere	Ingen spesifikke analyser på barriere, men arealbruken endret seg i kalvingstiden under anleggsfasen og dyrene kalvet i større grad øst for vindparken. Dette kan tyde på at dyrene hadde problemer med å trekke forbi anleggsarbeidet langs adkomstvegen til vindparken, i hvert fall på denne tiden av året (dette er en tid med mye snø og delvis høye-brøytakanter). I driftsfasen var ikke dette noen problemstilling da dyrene ankom området lenger vest (pga unngå sammenblanding med dyr fra nabo-distriktet). For driftsfasen (og anleggsfasen) mener reindriften imidlertid at et «sirkeltrekk» rundt Raggovidda senere på sommeren har fått redusert bruk. Dette har ikke blitt vitenskapelig undersøkt, men vil gjøres i det videre arbeidet.

3.1 Effekter i anleggsfasen

I anleggsfasen vil de negative effektene i stor grad være forbundet med økningen av menneskelig aktivitet, transport og anleggsarbeid. Vi skiller derfor ikke på ulike utbygginger når det gjelder anleggsfasen. Det er stor enighet om at det er den menneskelige aktiviteten som da er årsaken til negative effekter.

En samlet vurdering av undersøkelsene som er gjennomført viser at utbyggingsfasen av vindkraftanleggene har en negativ effekt på reinsdyra både i skogslandskap og i åpne kystlandskap. Dette er dokumentert gjennom økt bevegelseshastighet hos GPS-merket reinsdyr i nærområdene til infrastrukturen og ved at bruksintensiteten av areal som ligger nært anleggene eller anleggsvegene er redusert (GPS-data og beiteanalyser - eksempel 1, 2 og 3 i **tabell 1** (Colman m.fl. 2013; Skarin m.fl. 2013; 2015; 2016; Colman m.fl. upublisert). Det samme mønsteret har man i stor grad fra anleggsarbeid i forbindelse med kraftledninger (Colman m.fl. 2015, Eftestøl m.fl. 2016).

For eksempel økte reinsdyras bevegelseshastighet med 7% innenfor kalvingsområdene i Malå sameby når dyra opphold seg innenfor 5 km fra anlegget og med 23% og 38% når de var nærmere enn 3 km respektive 1 km (Skarin m.fl. 2015). Videre fant Skarin m.fl. (2015) i de samme studiene at tettheten av rein ble redusert med 10% innenfor en radius av to km fra anleggsområdet mens dette var under utbygging. Unnvikelseeffekten var altså størst i nærområdet til vindkraftanlegget og avtok med avstanden fra parken. I tillegg til unnvikelseeffektene som ble dokumentert gjennom økt bevegelseshastighet og endret habitatbruk (tetthet) så sluttet reinsdyra å bruke flere vandringsområder over en større veg (landsveg) i tilknytning til anleggsområdene. Gjennom anleggsperioden og i kalvingsperioden sank antall kryssninger av denne vegen med 76%. I tiden før anleggsarbeidene startet brukte reinsdyra seks ulike vandringskorridorer forbi

vindkraftområdet mens de gjennom anleggsperioden kun opprettholdt en trekkveg rett på sørsiden av vindkraftanleggene (Skarin m.fl. 2015).

For Fakken vindkraftanlegg fant man ingen negative effekter på stor skala i anleggsfasen, dvs. at det ikke var noen reduksjon i antall dyr i det undersøkte området (0-4 km fra vindkraftanlegget) sammenlignet med resten av reinbeitedistriktet. Fakken ligger på en halvøy, som igjen ligger på en øy, og resultatene herfra må betraktes i lys av det. I anleggsperioden brukte reinsdyra områder langs vegene mindre, både i vintersesongen (50-80% reduksjon) og under året som helhet (ca. 50% reduksjon). Reduksjonen var imidlertid kun signifikant i den delen av vegsonen som ikke fikk økt trafikk som følge av anleggsvirksomhet. Årsaken til dette er trolig at den vegsonen som ble direkte berørt av anleggsvirksomhet ble lite brukt også før anleggsvirksomheten tok til, og med få dyr generelt sett i dette delområdet blir de statistiske testene svake. For delområdene som lå litt inn fra kysten (mer enn 250 meter fra riksvegen), hadde området som lå mindre enn 500 meter fra vindkraftanlegget stabil bruk i anleggsperioden, mens bruken av området som lå lenger enn 500 meter vekk fra vindkraftanlegget økte med 50%. Årsaken til at effektene var tydelige langs riksvegene sammenlignet med vindkraftområdet, kan være at aktiviteten i selve vindkraftområdet varierte mye i løpet av anleggsperioden og at større deler av vindkraftområdet var uten aktivitet i lengre perioder. Det ble ikke samlet detaljerte data som beskriver endringene i de lokale forstyrrelsene innen anlegget. Det var derimot mer eller mindre kontinuerlig aktivitet langs riksvegene gjennom hele perioden.

I Kjøllefjord viste resultatene fra de direkte observasjonene (som ble gjort en gang i måneden) ingen unnvikelse fra den nye infrastrukturen i anleggsperioden. Analysene ble gjort ved å sammenligne fordelingen av observerte reinsdyr innen soner med økende avstand til vindkraftanlegget/vindkraftvegene, som var lokalisert i et blokkmarksområde sentralt på Dyfjordhalvøya. Tilsvarende ble gjort på Skjønningberghalvøya (kontrollområdet), der en også undersøkte fordelingen av dyr i forhold til et sentralt blokkmarksareal. I arealbruksanalysene inkluderte en beite som forklaringsvariabel. Resultatene viste at reinens bruk av begge halvøyer i stor grad var forklart ut fra fordelingen av gunstige beiter. Det ble altså ikke dokumentert noen beiteunnvikelse som følge av vindkraftanlegget i anleggsfasen, men denne var også lokalisert innenfor arealer med meget lav beiteverdi. Dvs. at dyrene i stor grad allerede unngikk vindkraftområdet før utbyggingen startet pga. blokkmarka (blokkmarka dominerte i området opp mot ca. 500 meter vekk fra vindturbinene). Videre, basert på møkkdataene, fant en ingen holdepunkter for at Dyfjordhalvøya i sin helhet hadde fått redusert bruk da tettheten av møkk var større i anleggsåret sammenlignet med året før utbyggingen skjedde. Internt på Dyfjordhalvøya fant en imidlertid en nedgang i tettheten av ekskrementer i transekter som gikk mindre enn 100 meter unna de laveliggende delene av vindkraftanleggets adkomstveg (Colman m.fl. 2013: eksempel nr. 4 i **tabell 1**).

I forhold til potensielle barrierevirkninger var det en tendens til at dyrene trakk mindre fram og tilbake forbi vindkraftanlegget i anleggsperioden (dyrene måtte passere vindkraftanlegget nærmere enn 1 km) sammenlignet med hva de gjorde i et kontrollområde. Nedgangen i trekkaktivitet i anleggsfasen førte ikke til noen reduksjon av bruken av de vestlige områdene, men denne tendensen kan ha gjort at dyrene ble noe hindret noe i å trekke frem og tilbake under anleggsperioden (Colman m.fl. 2012: eksempel nr. 4 i **tabell 1**).

Videre viser dataene herfra at dyrene hadde høyere skrittfrekvens på Dyfjordhalvøya, med høyest skrittfrekvens i 2006 mens anleggsarbeidet pågikk. Det var også høyere skrittfrekvens på Dyfjordhalvøya i 2007 (men ikke signifikant), det første hele driftsåret, men ingen forskjell mellom halvøyene i 2008. Dette kan tyde på en negativ effekt av vindkraftanlegget på beiteatferden under anleggstiden og det første driftsåret, men at denne effekten avtok med tid og dyrene kanskje habituerer ovenfor vindkraftanlegget i løpet av det første driftsåret.

Fullstendige analyser av data fra vindkraftanlegget på Raggovidda er ikke gjort, men foreløpige resultater og analyser tyder på at reinsdyras bruk av nærområdene til anlegget og tilhørende infrastruktur har blitt redusert etter at anleggsarbeidet begynte i opptil flere km, både vår og høst,

mens om sommeren, når man inkluderer høyde og enkelte andre forklaringsvariabler, tyder resultatene på at effektene har vært motsatt (Colman m.fl. 2017: eksempel 11 i **tabell 1**). Spesifikt tyder foreløpige analyser på at dyrene benyttet områder som lå opp mot 10 km unna vindkraftvegene mindre sammenlignet med perioden før utbyggingen begynte om våren. Reduksjonen innenfor denne avstandssonen var i gjennomsnitt 15%, med størst unnvikelse nært opptil inngrepet, og minst lengst unna. For høsten var bruken mindre i områder opp mot 20 km, og i gjennomsnitt var bruken da 25% mindre. Om sommeren var det imidlertid en positiv effekt, med en gjennomsnittlig økning i bruken i anleggsperioden på 10%. Denne økningen var også størst nært inngrepet og ble redusert med økende avstand opp til 16 km.

Det at man får ulike resultater fra ulike sesonger kan delvis forklares med at sommeren er en typisk sesong hvor andre faktorer som insektsforstyrrelse kan overstyre potensielle negative effekter fra et inngrep. Reinsdyra i denne undersøkelsen oppholdt seg lenger unna vindkraftanlegget også om sommeren i anleggsperioden, men dette habitatvalget forklares av høyde (vegetasjonsdekke) og avstand fra riksveger, og det var først når disse andre variablene ble inkludert at effekten fra vindkraftvegene var positiv. Vi vil understreke at en så langt ikke har konkludert i forhold til årsak-virkningssammenhenger i dette prosjektet.

I undersøkelsene som ble gjennomført ved Stor-Rotliden vindkraftanlegg kunne en ikke dokumentere at anleggsarbeidene hadde noen negativ innvirkning på reinsdyras bruk av dette området og oppstarten på anleggsarbeidene sammenfalt i tid med bare en måned, hvilket gjorde at det fantes svært lite data som beskriver anleggsfasen i dette området. Ved Gabrielsberget ble det ikke samlet data gjennom anleggsperioden og vi vet derfor ikke hvordan anleggsarbeidene her virket inn på reinsdyra.

Kraftledninger er en viktig del av infrastrukturen i et vindkraftanlegg. Det har også vært mange diskusjoner om effektene som nye kraftledninger eller opprusting av eksisterende ledningsnett har på reinsdyras atferd og arealbruk. Resultatene fra undersøkelser som har sett på effekter av anleggsarbeidene i forbindelse med nye kraftledninger er i stor grad lik de man har funnet for anleggsvirksomhet i vindkraftanlegg forøvrig.

Innenfor Essand reinbeitedistrikt sine barmarksbeiter hvor man oppgraderte en 300 kV-ledning til 420 kV-ledning konkluderte man med at anleggsarbeidet førte til en unnvikelse innenfor en sone på 0-6 km om våren, og fra 0-3,5 km sommer og høst (Eftestøl m. fl. 2016: eksempel 8 i **tabell 1**). Den gjennomsnittlige prosentvise nedgangen innenfor unnvikelsessonene var 10-15%, med størst nedgang nært inngrepet. I tillegg til at avstand til den sentrale infrastrukturen hadde en effekt, var også høyde over havet, vegetasjon og avstand til stier viktige faktorer.

I Ljosådalen i Setesdal Vesthei og Setesdal Austhei studerte Colman m.fl. 2015 (eksempel 9 i **tabell 1**) hvordan bygging av en ny 420 kV-ledning påvirket reinsdyra i kalvingssesongen. Også denne undersøkelsen viste at anleggsperioden hadde en negativ innvirkning. Både før under og etter anleggsfasen prefererte dyrene riktignok kalvingsområder som lå mellom 4 og 8 km unna kraftledningen, men bruken ble noe forskjøvet i anleggsfasen, og dyrene hadde redusert bruk av områder som lå mindre enn 6 km unna ledningen.

3.2 Effekter i driftsfasen

Vindturbiner i drift medfører støy og bevegelse med vibrasjoner i mark og luft. Alle som har gått i nærheten av et vindkraftanlegg i drift vet at det kan komme relativt kraftig lyd fra vindturbinene som kan høres godt opptil flere hundre meter unna, avhengig av bakgrunnsstøy og værforhold. Ifølge Helldin m.fl. (2012) er støynivået rett under en 1,5 MW vindturbin med 60 meter tårnhøyde på rundt 50-60 dBA. Ny turbiner er ofte 220 meter høye (inkl. rotorbladet). Turbinene er store installasjoner som kan oppfattes som negative for rein og mennesker. Vindturbiner kan også føre til is-kasting vinterstid.

De undersøkelsene som vi henviser til har i ulik grad vist hvordan unnvikelse hos reinsdyr kan forklares av forstyrrelser fra menneskelig aktivitet i vindkraftområdene alene eller om unnvikelse av vindkraftanlegg også kan forklares av forstyrrelser fra vindturbinene i seg selv. Det er også usikkerhet rundt hvor mye som skyldes aktiv unnvikelse og hva som skyldes at vegene fungerer som «transportkorridorer». Forskerne er med andre ord usikre på mekanismen(e) som forklarer hvorfor reinsdyr unngår vindkraftanlegg der dette er dokumentert. Det er omtrent likt antall tilfeller hvor det ikke er funnet noen målbar negativ effekt i driftsfasen som at det er funnet effekter. I den sammenheng er det viktig å påpeke at en statistisk sett har muligheter til å påvise effekter (dvs. beregne sannsynligheten for at en effekt skyldes tilfeldigheter, men at en ikke har muligheter til å teste at effekter ikke finnes. De respektive undersøkelsene er også gjennomført i ulike studieområder med ulike landskap, beite og driftsforhold. Metodene som har vært brukt og studienes varighet har også variert (**tabell 1**). Tilsammen gjør dette at en må forsøke å trekke konklusjoner på tvers av de ulike studiene. Vi har derfor valgt å ta med en relativt detaljert beskrivelse av funnene i de ulike studiene og har delt inn presentasjonen av resultatene etter landskapskaps beskaffenhet og årstid.

3.2.1 Effekter i kalvings- og sommerbeiteområdene i skogsområder

Analysene av GPS-datasettet og reinsdyras bevegelseshastighet i kalvingsperioden og i tiden rett etter kalving i Malå-området (Skarin m.fl. 2016) viste at reinsdyras bevegelseshastighet økte i områder som ligger innenfor en radius på 4 km fra vindkraftanlegget sammenlignet med data som ble samlet inn før anleggsperioden startet. I løpet av anleggsperioden fant Skarin m.fl. (2016) at bevegelseshastigheten var større ut til 5 km fra anlegget. I tillegg til dette viste analysene av habitatvalg at reinsdyra hadde større bruk av områder hvor vindkraftanlegget ikke var synlig (50% økning) og mindre bruk av områder der anlegget var synlig (5% reduksjon). Også dette resultatet var en sammenligning av data som ble samlet inn før anleggsvirksomheten startet (2008-2009) og data som var samlet inn i løpet av ett år etter at anlegget var satt i drift (2015). De samme analysene viste at reinsdyra reduserte bruken av alle areal innenfor en radius på 5 km fra vindkraftanlegget med 16-20%.

Den absolutte mengden møkk i møkkteillingene fra Malå var 61% mindre innenfor en avstand på 0-15 km fra vindkraftanlegget og 66% og 86% mindre innenfor avstander på 0-2 km fra Storliden vindkraftanlegg (Skarin & Alam 2017). Dataene fra disse undersøkelsene ble også brukt i en habitatvalgsanalyse som viste at sannsynligheten for å finne møkk etter reinsdyr i en prøveflate økte med avstanden fra vindkraftanleggene på en regional skala (innenfor 15 km). Under driftsfase, og sammenlignet med året før anleggsarbeidene startet, var sannsynligheten for å finne møkk etter reinsdyr 9% høyere i umiddelbar nærhet av vindkraftanleggene. Innenfor 1 km var den 33% større og hele 64% større ved avstander på 3 km. I samme analyse, på en lokal skala (innenfor 2 km fra Storliden), økte sannsynligheten for å finne møkk jo nærmere man kom vindkraftanlegget.

Anleggsarbeidet ved bygging av vindkraftanlegget på Storliden førte til at reinsdyra i dette området endret sine vandringsveger og brukte tilslutt bare ett krysningsområde rett sør for vindkraftanlegget. Skarin m.fl. (2016) fremholdt at dette kan være forklaringen på at de også fant en høyere bruksfrekvens av nærområdene til vindkraftanlegget på Storliden under driftsfasen når de analyserte sine møkkdata på en lokal skala. De fant da at bruksintensiteten målt gjennom møkkteillingene var 44% lavere 100 meter borte fra vindkraftanlegget. 200 meter fra anlegget var denne 56% lavere og innenfor en avstand på 2 km var den 93% lavere. Dette er med andre ord ett av studiene hvor det ikke er påvist negative effekter.

I følge Skarin m.fl. (2016) lar dette seg forklare med at vegen inn til anlegget og trafikken på denne endret reinsdyras trekkvaner. Slik sett er dette et eksempel på hvor viktig det er å foreta analyser både på en lokal og regional skala. En kan lett komme til å trekke feilaktige konklusjoner dersom en ikke klarer å fange opp de dynamiske egenskapene ved reinsdyras arealbruk gjennom å enten ha langvarige studier eller studier som fanger opp en skala som er relevant for spørsmålene som stilles.

Økologiske studier er vanligvis beheftet med variasjon som ikke lar seg kontrollere eksperimentelt. Eksempler i så måte er klima, værforhold osv., og en kan tenke seg at også andre faktorer har påvirket resultatene. For eksempel kan det tenkes at værforholdene påvirker nedbrytningen av møkk og sportegn i landskapet. I dette ene tilfellet i Malå sameby var nedbørsmengden langt større det ene året anlegget var satt i drift og skulle således ha påvirket resultatene i motsatt retning. Økt nedbrytning av møkk som følge av større nedbørsmengder er derfor ikke en plausibel forklaring på resultatene fra undersøkelsene i dette området. En kan også tenke seg at det har vært endringer i reindriftas rutiner som har påvirket resultatene, men ifølge samebyen har det ikke vært større endringer i driftsforholdene eller i antall reinsdyr i perioden undersøkelsene ble gjort. Se Skarin m.fl. (2016) for en mer utdypende diskusjon av disse forholdene.

I Storliden og Jokkmoksliden var det ingen merkbar økning i den menneskelige aktiviteten i området (A. Skarin, pers. med.) i løpet av feltarbeidet ut over tilsynet med parken, i den perioden som reinsdyras atferd ble studert. Dette er forøvrig et sommerbeiteområde og ferdselen i forbindelse med rekreasjon og friluftsliv om sommeren er begrenset.

3.2.2 Effekter i vinterbeiteområdene i skogsområder

Byrkije reinbeitedistrikt har brukt Lögdeålandet som vinterbeite de fleste vintersesonger siden 1987. I dette området hadde Skarin m.fl. (2016) tilgang til GPS-data for perioden 2013-2015. Totalt omfatter dette datasettet 41 simler (9-16 simler per år). Skarin m.fl. (2016) brukte dataene for å se på effekter av vindkraftanlegget mens det var i drift. Det finnes ikke GPS-data herfra fra tiden før anlegget ble bygd, men reinsdyras bruk av dette området er dokumentert gjennom andre opplysninger gitt av samebyen (Tor Enok Larsen, Byrkije, pers. med.; Paul Anders Fjällström, Vilhelmina Norra, pers. med.; Lars Anders Ågren, Vapsten samebyer, pers. med.; Enefjärn Natur AB, 2016). Reinsdyras habitatvalg ble analysert i forhold til tre ulike driftsregimer i vindkraftanlegget: 1. vindkraftanlegget var stengt og ikke i drift i 40 dager; 2. vindkraftanlegget var i drift og reinsdyra fikk støttefôring (3 perioder med 26, 33 og 19 dager i de respektive årene); 3. vindkraftanlegget var i drift og reinsdyra ble ikke støttefôret (4 perioder med 24 og 9 dager i 2013, samt 59 og 48 dager i 2014 og 2015). Med dette oppsettet hadde en mulighet til å teste i hvilken grad støttefôring endret bruken av områdene rundt anlegget mens den var i drift.

Analysene viste at reinsdyra reduserte bruken av områder som ligger nærmere vindkraftanlegget enn 3 km når dette var i drift og når dyrene fikk gå fritt i anlegget (mao. uten støttefôring). Den reduserte bruken av områdene innenfor 3 km innebærer at tettheten av reinsdyr økte med anslagsvis 30% i de omliggende områdene. I perioden hvor reinsdyra mottok støttefôring økte bruken av arealer hvor parken ikke var synlig med 13%, noe som indikerer at reinsdyra reduserte bruken av områdene nært anlegget på tross av at de mottok støttefôring også her.

I undersøkelsene ved Gabrielsberget fant en også indikasjoner på at reinsdyra hadde preferanse for områder som lå på vindsiden av fjellet når de var nært anlegget (mindre enn 3 km) og når de fikk støttefôring. En mulig forklaring på dette kan være at dyrene har en viss tendens til å unngå områder hvor de hører lyden av vindkraftanlegget (Skarin m.fl. 2016). Det er forøvrig lite som indikerer at reinsdyras preferanser for disse områdene skulle skyldes menneskelig aktivitet i området. Ved Gabrielsberget var reinsdyra nærmere anlegget (gjennomsnittsavstand = 1911 meter $\pm$ 1 SE = 77 meter) i perioder hvor det er menneskelig aktivitet og anlegget ikke er i drift, og lengre fra anlegget når det var mer menneskelig aktivitet og anlegget var i drift (gjennomsnittsavstand mens de fikk støttefôring i anlegget = 2255 meter $\pm$ 1 SE = 85m). Disse resultatene ble forsterket når reinsdyra var frittstående (gjennomsnittsavstand = 2413 meter $\pm$ 1 SE = 68 meter).

Stor-Rotliden vindkraftanlegg ligger innenfor de tradisjonelle tidligvinter- og vinterbeiteområdene til Vilhelmina Norra Sameby. Dette er et høgglendt område i tilknytning til flere viktige beiteområder langs Lögde älvdal. Variasjoner i de tids- og stedsvisе snøforholdene bidrar til at reinsdyras bruk og beite varierer i dette området, som i alle vinterbeiteområder. Opplysninger om de lokale snøforholdene var derfor av stor betydning for analysene som ble gjennomført her, og bidro til

at Skarin m.fl. (2016) kunne skille mellom år med gode og vanskelige beiteforhold i sine analyser. Det var dessverre få reinsdyr som brukte det aktuelle studieområdet i den perioden prosjektet pågikk. Innenfor en avstand på 2 km fra nærmeste vindkraftanlegg var det ingen eller høyst tre GPS-merka reinsdyr av få radiomerka dyr i årene før anleggsarbeidet startet og ingen eller høyst 8 reinsdyr av 10-25 dyr med GPS-sendere de årene anlegget var satt i drift. Tilsammen bidro disse forholdene til at det var vanskelig å si noe sikkert om effekter av Stor-Rotliden vindkraftanlegg på reinsdyras arealbruk ut fra GPS-dataene alene.

Med disse begrensningene i mente så viste resultatene at gjennomsnittsavstanden de enkelte dyrene hadde til vindkraftanlegget var kortere under driftsfasen ($8\,311\text{ m} \pm 4\,211\text{ SD}$) sammenlignet med perioden før anleggsarbeidene startet ($12\,080\text{ m} \pm 5\,353\text{ SD}$). På en stor skala brukte altså dyrene i dette studieområdet areal som lå forholdsvis nært vindkraftanlegget mest også når dette var i drift. Samtidig viste habitatmodellene at det var en svak økning i reinsdyras bruk av områder hvor vindkraftanlegget ikke var synlig i gode beiteår (4%). I året med vanskelige beiteforhold (2015) økte reinsdyra også bruken av områder hvor anlegget er synlig med 5%. Dette kan skyldes at beiteforholdene var vanskelige dette året og at behovet for å finne beiter overskygget en eventuell negativ effekt av anlegget.

Habitatseleksjonsmodellene viste bare små forskjeller mellom de ulike periodene som inngikk i studien, noe som kan skyldes at reinsdyra her hadde en naturlig preferanse for områder hvor anlegget ikke var synlig allerede før anlegget ble bygd. Reindriften gjorde imidlertid sine egne observasjoner og har vist til flere forhold der de mener at anlegget har hatt en negativ effekt (se avsnittet om reindriften observasjoner). De viser blant annet til at reinsdyra i større grad enn tidligere har vandret over til nabobeiteområdene på nordsiden av anlegget. Det var dessverre ikke mulig for Skarin m.fl. (2016) å kvantifisere disse forholdene.

Resultatene fra vindkraftanleggene Storliden, Jokkmokksliden og Gabrielsberget viser at reinsdyra minsker eller unnviker områder nært vindkraftanleggene. Studiene som ble gjort ved Stor-Rotliden i Vilhelmina Norra Sameby kunne ikke påvise slike effekter. Resultatene gir også en viss indikasjon på at reinsdyra unngår områder der vindkraftanleggene er synlige. En tenkbar forklaring på at rotorbevegelser eller lyd fra anlegget kan virke forstyrrende og at disse responsene kan sammenlignes med andre studier som har vist at reinsdyr eller karibu har en tendens til å unngå områder hvor menneskelig aktivitet skaper støy (som for eksempel gruver og veger (Polfus m.fl. 2011; Helle m.fl. 2012; Boulanger m.fl. 2012)). Rotorbevegelse og lyd ble imidlertid testet eksperimentelt på reinsdyr i hegn på en lokal skala (innen 450 m fra Vikna vindkraftanlegg). I denne situasjonen hadde ikke reinsdyra muligheter for å velge andre områder. En fant ingen resultater som indikerer negative effekter i denne undersøkelsen (Flydal m.fl. 2004).

3.2.3 Driftsfase i åpent kystlandskap

I to av studiene i åpent kystlandskap (Fakken og Kjøllefjord, som begge er halvøyer) er det ikke påvist negative effekter i driftsfasen ved direkteobservasjoner (bygge- og driftsfasen) og møkketelling (før-, anleggs- og driftsfasen) (Colman m.fl. 2012; 2013 og Alemu m.fl. in prep). Unntaket er adkomstvegene til Kjøllefjordanlegget, hvor det er dokumentert svake negative effekter langs vegen og i de lavereliggende deler av området (Colman m.fl. 2013). I en ny, og ennå ikke avsluttet studie på Raggovidda, tyder imidlertid de foreløpige resultatene på at redusert bruk på store avstander også kan forekomme i driftsfasen om våren og høsten, mens det om sommeren synes å være en svak økning i bruk i nærheten av vindkraftanlegget.

I Kjøllefjord viser verken resultater fra registrering av reinsmøkk langs 20 transekter eller direkte observasjoner en gang i måneden noen redusert bruk av Dyfjordhalvøya som helhet. Dette gjelder både i seg selv og når man sammenlignet med kontrollområdet som lå mellom 3 og 12 km unna vindkraftanlegget. Internt på Dyfjordhalvøya, i avstander kortere enn 5 km fra vindkraftanlegget, fant en heller ingen negative effekter på arealbruken. Dyrenes fordeling i landskapet ble best forklart med den stedsvisе beitekvaliteten. Unntaket var i nærområdet til den lavereliggende

delen av adkomstvegen der registreringene av reinsmøkk viste en reduksjon av bruken sammenlignet med resten av halvøya.

I Kjøllefjord er vindkraftanlegget plassert i et område med steinur og minimal beitekvalitet (opp til ca. 500 meter ut fra vindturbinene). Resultatene herfra må ses i forhold til dette og denne undersøkelsen egner seg ikke for å vurdere unnavikelseeffekter på mindre enn ca. 500 meter. Resten av halvøya har gode beiteforhold, og på større avstander enn 500 meter fra vindkraftanlegget ble det ikke påvist negative effekter i form av unnavikelse. I disse områdene ble arealbruken bestemt av den stedsvisе beitetilgangen og kvaliteten (Colman m.fl. 2013).

Selv om det kan være en unnavikelse fra Kjøllefjord vindkraftanlegg innenfor 500 meter (uten at den ble dokumentert) så vil denne, i dette tilfellet, være av liten betydning da disse områdene uansett hadde liten beiteverdi og dermed ble lite brukt (som resultatene fra et tilsvarende område på kontrollhalvøya viste). Noe annet som også kan være viktig når det gjelder resultatene fra Kjøllefjord er at denne utbyggingen sannsynligvis ikke har ført til noen økning i menneskelig aktivitet i de områdene som ligger utenfor vindkraftanlegget. Det går stier inn i de bedre vegeterte inngrepsfrie vestlige delene av Dyfjordhalvøya direkte fra både Kjøllefjord by og Dyfjord, og selv om selve vindkraftområdet har fått økt menneskelig ferdsel, er det ikke naturlig å gå via vindkraftanlegget og deretter igjennom flere 100 meter med steinur og inn i de fine turområdene på vestsiden av vindkraftanlegget. Dessuten, pga. «naturlig» turaktivitet fra Kjøllefjord by, Dyfjord og Skjønningberg, kan det også være slik at dyrene som benytter Dyfjordhalvøya og Skjønningberg allerede er vant til en del menneskelig ferdsel når de er i disse områdene, og dermed blir mindre påvirket av de relativt beskjedne endringene som kommer som følge av vindkraftanlegget. I tillegg så må en også ta i betraktning at mesteparten av undersøkelsene er gjennomført sommerstid eller om høsten, og at forstyrrelser fra insekter kan ha påvirket reinsdyras habitatvalg. Det er kjent fra andre undersøkelser at reinsdyr kan vise svakere responser på menneskelig forstyrrelse når de forsøker å unngå insekter (Skarin m.fl. 2004, Pollard m.fl. 1996). Insektsaktivitet eller værforholdene (som i stor grad styrer insektsaktiviteten) er ikke registrert i Kjøllefjord undersøkelsene.

I tillegg til å undersøke en eventuell unnavikelse fra Kjøllefjord vindkraftanlegg ble også potensielle barrierevirkninger av vindkraftanlegget undersøkt (Colman m.fl. 2012). Som nevnt under avsnittet «Effekter i anleggsfasen» er Kjøllefjord vindkraftanlegg med tilhørende infrastruktur lokalisert slik at Dyfjordhalvøya deles opp i to områder, ett på utsiden og ett på innsiden av inngrepet, og potensielt sett kan vindkraftanlegget hindre bruk av vestsiden av anlegget. Colman m.fl. (2012) fant imidlertid i sine undersøkelser at vindkraftanlegget ikke forhindret tamreinen i å bruke beiteområdene på den inngrepsfrie, ytre delen av halvøya. Faktisk brukte dyrene den delen som lå på «yttersiden» av vindkraftanlegget likt eller mer sammenlignet med østlig del av Dyfjordhalvøya og både østlig og vestlig del av kontrollhalvøya. Colman m.fl. (2012) fant også at det var betydelig variasjon i antall dyr på begge sider av vindkraftanlegget hver enkelt måned, og variasjonen var lik sammenlignet med kontrollhalvøya. Dette støtter videre opp om at vindkraftanlegget ikke hindret de naturlige trekkmulighetene her. En har ikke nøyaktige data som beskriver hvor dyrene passerte vindkraftanlegget (de kunne trekke forbi anlegget opp mot en km unna) og man skal derfor være forsiktig med å overføre disse resultatene til områder / situasjoner hvor et vindkraftanlegg «stenger» hele trekkleien og hvor turbinene er mer synlig enn hva tilfellet var i dette området.

På samme måte som for de andre delstudiene ble dette også gjort både internt på vindkraftshalvøya og på kontrollhalvøya. Resultatene viste at dyrene tilsynelatende beitet normalt inne i vindkraftanlegget. Dette ble undersøkt ved en separat analyse av skrittfrekvens ved ulik avstand til selve vindkraftanlegget på Dyfjordhalvøya. Her fant man at reinen hadde en lavere skrittfrekvens nær vindturbinene, og denne forskjellen ble sterkere fram til 2008, samtidig som forskjellen mellom halvøyene ble borte. Det ble altså ikke dokumentert lokal stressatferd nær vindkraftanlegget i driftsperioden. Vi vet imidlertid at vegetasjonen og fordelingen av vegetasjon er helt ulik i vind-

kraftområdet sammenlignet med arealene lenger unna. Blokkmark dominerer mens enkelte kløfter med mer sammenhengende vegetasjon finnes med begrenset utbredelse. Det er nærliggende å tro at en slik beitefordeling kan virke inn på skrittfrekvensen til beitende reinsdyr.

For Fakken vindkraftanlegg fant en ingen negative effekter på stor skala i driftsfasen, dvs. at det ikke var noen reduksjon i antall dyr i det undersøkte området (0-4 km fra vindkraftanlegget) sammenlignet med resten av reinbeitedistriktet som helhet. Innenfor studieområdet var det heller ingen endringer i arealbruken sammenlignet med perioden før anleggsarbeidene startet, verken i den viktige vintersesongen eller gjennom året som helhet. Internt på Fakkenhalvøya var det ingen endring i bruk av de to vindkraftsonene (< 500 meter fra vindkraftanlegget og > 500 meter fra vindkraftanlegget) etter at anlegget kom i drift som den var før anleggsarbeidene startet. Det samme gjaldt for begge sonene langs vegen (0-250 meter). Ingen negative effekter fra vindkraftanlegget ble dermed dokumentert i driftsfasen. Årsaken til de noe overraskende resultatene kan være at beitesituasjonen gjorde dyra motivert til å oppsøke disse viktige vinterbeitene selv om det var en viss forstyrrelse her. Vi har ingen data på snø og isingsforhold, men slike faktorer kan ha overstyrt negative effekter fra vindkraftanlegget. Eventuelt så kan det være slik at de negative effektene av dette anlegget er så små at de ikke bidrar til at dyrene trekker vekk så langt som 500 meter. Det er i denne sammenheng naturlig å nevne at vindkraftanlegget ble bygget nede ved kysten og inntil eksisterende infrastruktur hvor dyrene allerede er vant til at det er menneskelig aktivitet, og hvor infrastruktur langs kysten gjør at områder som er lenger unna vindkraftanlegget fortsatt er nærmere den eksisterende infrastrukturen langs kysten. Dette er også en øy hvor den beste vegetasjonen er langs kysten.

Flydal m.fl. (2004) studerte reinsdyr i innhegninger på Ytre Vikna for å undersøke eventuelle effekter fra vindturbiner på reinsdyrs atferd og arealbruk. Studien avdekket ingen negative effekter på arealbruken fra verken installasjonene i seg selv, eller bevegelse fra rotorbladene. Dyr prefererte i stor grad å ligge i området som var nærmest turbinen. Det var heller ingen klare effekter på antall atferdsskifter eller dyrenes vaksomhet. Inngjerdingsstudiene kan ikke overføres til frittgående dyr og det er selvfølgelig sannsynlig at uten bevegelsesbegrensingene på 450 meter så hadde dyrene forlatt området i sin helhet (uavhengig av vindturbinene). Hvis installasjonene i seg selv ble oppfattet som sterkt forstyrrende så mener imidlertid forfatterne at den delen som lå lengst unna installasjonene skulle ha blitt preferert, eventuelt i kombinasjon med at vaksomheten økte når dyrene var i den delen som lå nærmest installasjonene. En slik arealbruk/atferdsendring ble altså ikke dokumentert.

For Nygårdsfjellet registrerte man alle passeringer i forbindelse med utslipp fra gjerdeanlegget om høsten fra og med høsten 2004 og til og med 2008 (Colman m.fl. 2008). Dyrene beveget seg gjennom vindkraftanlegget samtlige ganger. Drivet til innhegningene og bruken av innhegningene gikk som vanlig i alle de årene hvor registreringer ble gjennomført. Trekket videre til vinterbeitene gikk også normalt og uten problemer, men her er det viktig å huske på at dyrene vanligvis blir sluppet ut på kvelden etter at mørket har gjort vindturbinene usynlige. Vindturbinene har også, blitt skrudd av inntil dyrene passerte vindkraftanlegget. Det observerte bevegelsesmønsteret er en del av dyrenes tradisjonelle trekkmønster fra før vindkraftanlegget ble bygget. Dette var altså den etablerte retningen distriktet ønsket og forventet at flokken skulle bevege seg etter innsamlingen fant sted. Det var alltså lite som tydde på at dette tradisjonelle trekkmønsteret ble forandret.

Foreløpige resultater og analyser fra Raggovidda (Berlevåg vindkraftanlegg) viser at reinsdyrs bruk av nærområdene til vindkraftanlegget og tilhørende infrastruktur er mindre i driftsperioden i opptil flere km sammenlignet med før utbyggingen, både vår og høst. Om sommeren var imidlertid resultatene motsatt. Spesifikt for driftsperioden, når andre variabler som høyde over havet og avstand til riksveger ble inkludert, så viste analysene at dyrene benyttet områder som lå oppimot ca. 11 km og 20 km mindre enn forventet, henholdsvis vår og høst. Arealbruken i driftsfasen var da ca. 25% mindre sammenlignet med før utbygging, med minst bruk nært opptil inngrepet. Om sommeren var bruken neglisjerbart større, dvs. gjennomsnitt 1-2% mer bruk opp mot ca. 6

km fra inngrepet. I tillegg var også høyde over havet og avstander til riksveger viktige i forhold til å forklare fordelingen av dyrene.

For Raggovidda var endringene i arealbruken, med mindre bruk av den nordlige delen av disse barmarksbeitene, størst i september/oktober. Vi vil understreke at studien ikke har konkludert om årsak-virkningssammenhenger, blant annet fordi en foreløpig kun har analysert ett år med data fra driftsfasen og dermed ikke vet nok om betydningen av naturlig variasjon mellom år. I tillegg til naturlig variasjon, eventuelt reell unnvikelse, kan noe av årsaken til endringene også være at vårtrekket forbi Kjølnes på nordsiden av vindkraftanlegget har fått redusert bruk (spesielt i anleggsfasen var det nesten ikke noe trekk her i det hele tatt om våren). Dette kan igjen ha påvirket arealbruken på større skala. Reindriften har også opplyst at de mener et såkalt «sirkel-trekk» som går rundt Raggovidda utover i barmarkssesongen generelt sett tilsynelatende har fått redusert bruk. Dette har ikke vitenskapelig sett blir undersøkt enda, men en slik endring kan ha vært en medvirkende årsak til til økt beitepress i andre deler av distriktet utover sensommeren og høsten som reindriften har opplyst oss om. Informasjon fra reindriften viser i tillegg at presset mot reingjerdet langs Rv 888 helt i den sørlige delen av studieområdet også har økt, noe som igjen har ført til at reindriftens egen arbeidsinnsats i form av aktiv gjeting har økt (for å snu dyrene tilbake nordover igjen), både i anleggs- og driftsfasen til vindkraftanlegget. På lik linje med arealbruken har forskningsprosjektet ikke konkludert rundt årsakene til noe av dette enda. Datainn-samlingen i dette området vil fortsette de neste årene, og nye mer fullstendige analyser og konklusjoner forventes å være mulig i løpet av noen få år. I forbindelse med dette arbeidet vil det gjennomføres grundige diskusjoner med reindriften for å vurdere hvordan vi best mulig skal teste dataene våre for å gjøre objektive vurderinger om reindriftens egne erfaringer med endringer i arealbruken er pga vindparken, delvis pga vindparken, eller om det først og fremst er pga andre faktorer.

Møkkdataene viste de samme trendene som GPS-dataene for anleggsfasen. Både redusert bruk ved adkomstvegen og på østsiden av vindparken. Det første driftsåret var det imidlertid ingen forskjeller sammenlignet med førfasen. Motsetningene mellom møkk- og GPS-dataene for driftsfasen kan blant annet være fordi; 1) med vår metodikk for telling av møkk langs transekter bør man forvente en «forsinket» effekt, i.e. pga at transektene ikke blir ryddet hvert år, og det vi teller er derfor møkka fra de siste 3-4 åra og ikke kun for det året vi går (Skarin m.fl. 2008), er det sannsynlig at de reelle forskjellene først kommer klart frem etter 3-4 år med drift (likevel er det rart at vi ser forskjeller for anleggsfasen). 2) GPS-datene fanger ikke opp bruken hos hele flokken slik som møkkteellinger gjør, i hvert fall for året som helhet (møkkdataene er kun gjort en gang per år, helt på slutten av høsten). 3) Møkkdataene skiller ikke mellom kjønn. Det er simler som er GPS-merket og vi vet fra andre atferdsstudier og informasjon fra reindriften at simler og bukker har ulik atferd i forhold til menneskelig aktivitet. Bukkenes arealbruk kan derfor ha «utvannet effektene» fra simler, spesielt om våren når simler med kalv er spesielt sky, 4) En kombinasjon mellom minimum 2 av punktene over. Vi planlegger også å videreføre møkkteellinger i det videre arbeidet før vi konkluderer.

3.3 Veger

Veger bygges i forbindelse med etablering og drift av vindkraftanlegg. I økologisk forstand er den mest åpenbare effekten av en veg at den legger direkte fysisk beslag på beite. I tillegg er det imidlertid en rekke indirekte effekter, som potensielt sett kan ha vesentlig større betydning enn de direkte tapene. Blant annet ved at:

1. veger kan være fysiske barrierer som er til hinder for dyrs naturlige arealbruk,
2. bratte snø- og brøytekanter eller midtrabatter kan gjøre det vanskelig for dyrene å krysse,
3. de legger beslag på viktige habitat,

4. de virker som vandrings- eller transportkorridorer og fører dyrene fram til uønskede områder som f.eks. landbruksarealer, samt at dyr kan spres over et større område og dermed skape merarbeid for reingjeterne,
5. de genererer trafikk som skaper støy,
6. de øker tilgjengeligheten til avsidesliggende områder,
7. de medfører økt menneskelig ferdsel og dermed økte forstyrrelser,
8. dødeligheten ved påkjørsler øker (store veger som E6, E12, E10, Fv 98 og mange flere ellersåledes et av de største problemene for reindriften i Norge).

Dessuten vil veger kunne fragmentere området der vindkraftanlegget etableres, og hele vindkraftanlegget med turbiner, veger og annen infrastruktur kan ha en barriereeffekt og bidra til å komplisere drift/gjeting av reinsdyra.

Vegers betydning for villlevende dyr generelt og villrein spesielt har fått endel oppmerksomhet, og det finnes etterhvert mye litteratur som dokumenterer vegers innvirkning også på reinsdyr. Barrierer er i denne sammenheng å betrakte som en motstand dyrene møter i landskapet og hvor tekniske installasjoner eller forstyrrelser i forbindelse med disse i større eller mindre grad reduserer dyrenes naturlige bevegelser. Barrierer er med andre ord det vi kan kalle semipermeable på det vis at hindringen som de utgjør ikke trenger å være fullstendig (Colman m. fl. 2012). Det er nok at de reduserer de naturlige bevegelsesmulighetene (Panzacchi m.fl. 2015).

En har også sett på vegers betydning i regionale habitatmodeller som omfatter de største villreinområdene i Sør-Norge. Disse undersøkelsene viser uten unntak at veger kan ha en betydelig barriereeffekt. Sterkt trafikkerte veger, vanligvis i kombinasjon med annen infrastruktur, for eksempel jernbane, vasskraftutbygginger, vanlig bebyggelse og/eller hyttefelt/innfallsporter til fjellet, framstår i dag i flere områder som totale barrierer og har medført en fullstendig fragmentering på Hardangervidda (Rv 7), i Nordfjella (Rv 50) og på Dovrefjell (E6 og jernbane) (Dahle m. fl. 2008, Strand m.fl. 2012, 2013, 2015 a, b). Eventuelt kan de føre til større forsinkelser for naturlige trekk, som for eksempel i Setesdal Austhei hvor Rv 40 og annen infrastruktur her forsinker migrasjonen til kalvingsområdene med ca. 10 dager (Panzacchi m.fl. 2013a). Eksempelene over er som nevnt veger som avstedkommer betydelig menneskelig aktivitet, men selv mindre trafikkerte veger (som den i Rondane) bidrar med å redusere reinsdyras vandringsmuligheter (landskapets permeabilitet med 60%). De samme undersøkelsene viser at reinsdyr har en tilsynelatende naturlig arealbruk vinterstid når veger er vinterstengt (eks: Snøheimvegen på Dovrefjell, Brokke-Suleskard vegen i Setesdal Vesthei og Friisvegen i Rondane (Strand m.fl. 2015b).

Erfaringene fra Norge viser også at veger i forbindelse med vannkraftutbygging kan ha sekundære effekter som vil kunne være direkte paralleller til veger som bygges i forbindelse med vindkraftanlegg. Eksempelene her er flere, men noen av de mest tydelige er i forbindelse med Sønste vann på Hardangervidda og Aursjøen i Snøhetta. I begge tilfeller ble veger bygd i forbindelse med bygging av vannkraftanleggene. Dette førte i sin tur til økt tilgjengelighet, omfattende hyttebygging og menneskelig ferdsel. Begge områder framstår i dag som svært sårbare trekkområder for reinens tilgang til viktige beiteområder på Hardangervidda og mellom øst og vestområdet i Snøhetta som i realiteten er delt inn i to funksjonelle bestandsenheter som følge av Aurlautbyggingen.

3.4 Kraftlinjer

Kraftlinjer kan tilsynelatende eksistere uten påvisbare effekter på reinens atferd (Flydal m.fl. 2009; Bartzke m.fl. 2014) eller arealbruk (Reimers m.fl. 2007; Bartzke m.fl. 2014; Colman m.fl. 2015; Eftestøl m.fl. 2016). Likevel skal man være klar over at kraftledninger kan bidra til å forstyrre reinsdyras naturlige bevegelser i landskapet (Reimers & Colman 2006; Eftestøl m.fl. 2014). Spesielt kan menneskelig aktivitet (f.eks. tilsyn eller skutertraséer som legges langs linjene) føre til at reinsdyr unngår slike områder.

En annen forklaring på mulige negative effekter av kraftledninger med spenning over 300 kV kan være UV-lys og en såkalt corona effekt. UV-lys fra høyspentledninger er et kjent fenomen, og det samme er reinsdyras evne til å oppfatte UV-lys vinterstid da øyets lysfølsomhet forandres hos reinsdyr som er mer sensitivt for UV-lys i vinterhalvåret. Det er foreløpig usikkert hvordan, under hvilke forhold, eller på hvilke avstander reinsdyr oppfatter UV-lys fra kraftlinjer. I denne sammenheng har Tyler m.fl. (2014, 2016) foreslått at UV-lys kan være årsaken til at enkelte eldre studier har funnet unnvikelseeffekter om vinteren. Dette har ikke blitt testet eller undersøkt, men det er en hypotese som det er viktig å se på i årene framover.

Nyere studier gjort under kalvingsperioden finner ingen unnvikelseeffekt hos reinsdyra med hensyn til kraftledninger (Colman m.fl. 2015; Eftestøl m.fl. 2016). Colman m.fl. (2015) studerte reinsdyras arealbruk i forhold til både en ny 420 kV-ledning og eksisterende 132-420 kV-ledninger og fant ingen effekter fra kraftledningene i driftsfasen. Dyrene prefererte områder som ble tidlig frie for snø, samt terreng som vendte sørover. Selve hellingsgraden og vegetasjonstype hadde også betydning. Det ble imidlertid ikke funnet noen negative effekter til hvordan dyrene brukte områdene som lå nærme den nye 420 kV-ledningen sammenlignet med perioden før ledningen ble bygget. Dette gjaldt både for Setesdal Vesthei og Austhei, faktisk så økte bruken nær ledningen i Austhei (der gikk den parallelt med en annen eksisterende 132 kV-ledning). Dette er selvfølgelig ikke pga. en positiv effekt fra ledningen, men synliggjør at man skal være forsiktig å tolke resultater fra korte tidsserier (i Austhei hadde vi kun 1 år med før data).

Når det gjelder de eksisterende kraftledningene hadde kraftledningene i Vesthei en tilsynelatende negativ effekt når man kun inkluderte områder mellom 0-4 km fra disse inngrepene, men når man inkluderte større områder viste det seg at det var en såkalt «kanteffekt». Med andre ord, dyrene benyttet områdene både på sørsiden (uten kraftledninger) og nordsiden (flere større kraftledninger) av Ljosådalene like lite, og når man inkluderte områder på begge sider av dalen gikk den negative effekten av ledningen bort. I Austhei var det faktisk slik at 132 kV-ledningen som går sentralt igjennom Setesdal Austhei sine kalvingsområder, ved Bueheii og Øytjørnhei, slo ut med en positiv effekt (i tillegg til faktorene nevnt øverst). Andre forhold enn kraftledningen i seg selv er sannsynligvis årsaken til dette. Eksempelvis at ledningen går gjennom et sentralt område som kan være preferert av reinsdyra på grunn av topografiske eller beitemessige forhold (motsatt av hva som var tilfellet for kraftledningene på nordsiden av Ljosådalene).

I Essand reinbeitedistrikt i Sør-Norge, undersøkte man potensielle effekter av at en kraftledning ble oppgradert fra 300 kV til 420 kV. Ledningene går i ytterkanten av kalvingsområdet og gjennom viktige sommer og høstbeiter. Ledningen går også delvis parallelt med en mindre brukt anleggsveg/hytteveg inn til Essandsjøen. På grunn av samlokaliseringen av disse inngrepene var det ikke mulig å skille de unike effektene av vegen og kraftledningen. Den menneskelige aktiviteten økte langs begge i anleggsfasen, og gikk ned igjen i driftsfasen. Om våren viste analysene av beitepreferanse at dyrene hadde en preferanse for de samme vegetasjonstypene som dyrene i beitereferanseområdet. Videre prefererte dyrene også sørhellinger og lavereliggende terreng og områder nær stier (stier er ikke særlig brukt på denne årstiden). I tillegg var det noe mindre bruk inntil vegen/ledningen, men det var ingen forskjeller i arealbruk før- og etter at anleggsarbeidene ble avsluttet. Selve oppgraderingen av kraftledningen hadde altså ingen effekt. At områdene nær ledningen hadde mindre bruk om våren var ikke uventet i den forstand at området ligger i ytterkant av kalvingsområdet. Denne undersøkelsen så på effekter av anleggsarbeidene og på effekten av at linjen ble oppgradert fra 300 kV til 420 kV. Undersøkelsene sier med andre ord ingen ting om mulige effekter av at den opprinnelige 300 kV ledning eller vegen/hyttene som eksisterte her før prosjektet startet.

Utover sommeren øker bruken av hele studieområdet. Det ble ikke funnet noen negative effekter av oppgraderingen hverken om sommeren eller om høsten. Analysene viste at for sommerdataene hadde avstand til ledning, kvaliteten på beitemat, høyde, avstand til stier og terrengets hellingsretning (solinnstrålingen) betydning for reinens arealbruk. Avstand til ledning/vegen slo svakt positivt ut, dvs. at de benyttet områdene nær ledningen/vegen noe mer enn forventet. Trolig kan dette forklares av at vegen blir relativt lite brukt og at området ligger sentralt innenfor

et større beiteområde. Mer interessant var det at effektene fra de andre faktorene i stor grad var motsatt sammenlignet med vårsesongen. Det vil si at dyrene fortsatt prefererte de samme vegetasjonstypene som dyrene i beitereferanseområdet gjorde om sommeren, men i motsetning til om våren så prefererte dyrene nå i større grad høyereliggende områder, nordhellinger og områder lenger unna stier. Ferdsele og bruken av stier er større utover sommeren. I tillegg vil insekter også påvirke arealbruken og bidra til at dyrene presses opp i høyereliggende terreng hvor de også i større grad benytter områder som typisk har snøflekker (nordhellinger).

Om høsten var ikke avstand til ledningen signifikant og dyrene prefererte igjen sørhellinger. Avstand til stier hadde fortsatt en negativ effekt. Videre prefererte dyrene høyereliggende terreng, noe som er noe overraskende siden vi vet at dyrene søker ned i lavereliggende terreng for å beite, men dette kan tyde på at generelle forstyrrelser fra menneskelig aktivitet (blant annet jakt) kan ha presset dyrene opp i høyereliggende terreng til tross for at disse områdene er dårligere vegetert. Dyrene prefererte imidlertid fortsatt de samme vegetasjonstypene som i beitereferanseområdet, noe som tyder på at dyrene i begge områder ble påvirket likt av disse ytre faktorene.

Flydal m.fl. (2009) studerte lokale effekter av to parallelle kraftledninger (300 kV og 132 kV) ved å studere reinsdyr som var plassert i innhegninger i Slådalen, Lesja kommune. Studien ble gjennomført med både replikasjoner og kontrollområder. To eksperimentinnhegninger var plassert fra ca. 0-400 meter og gikk rett vekk fra kraftledningene i hver sin retning. I tillegg var det 2 kontrollinnhegninger i samme himmelretninger, plassert ca. 500-1000 meter km vekk fra ledningene. Både arealbruken og atferden ble studert. I forhold til arealbruken ble ingen effekter funnet. Dyrene benyttet den delen av innhegningen som var nærmest kraftledningene like mye eller mer sammenlignet med hvordan de benyttet de delene som var lengst unna (også sammenlignet med kontrollinnhegningene). Det var imidlertid et større antall aktivitetsskifter i eksperimentinnhegningene (ca. 20-30% større) og forskjellen var størst når overføringen av strøm (antall MW) var høy sammenlignet med når overføringen var lav. Det var imidlertid ingen forskjeller i total tid med urolig atferd (løping, gåing, ståing) mellom eksperiment og kontrollinnhegninger. Studien konkluderte med at eventuelle effekter av kraftledninger på reinsdyr i innhegninger er svært små. Dette var altså et inngjerdingsstudie, og det er selvfølgelig sannsynlig at dyrene ville forlatt området hvis de ikke var innenfor et inngjerdet område (reinsdyr er dyr som benytter store arealer og uavhengig av område ville de forlatt dette gitt at det var så lite som i disse tilfellene). Slik som på Vikna, har denne studien relevans i forbindelse med beitehager, samlingsområder og driv.

Nyere GPS-studier har foreløpig ikke sett på effektene av kraftledninger vinterstid. Tidligere vinterstudier har ulike konklusjoner mht. effektene av kraftledninger. Reimers m.fl. (2007) fant for eksempel ingen effekter, mens enkelte andre studier har vist til betydelige og negative effekter (Nelleman m.fl. 2001 og Vistnes m.fl. 2004).

Mulige effekter om vinteren og årsakssammenhengene bak disse kan være kompliserte og påvirket av flere ulike forhold, deriblant en mulig corona/UV-lyseffekt (som nevnt tidligere). Videre, i Sverige (og enkelte steder i Norge), er det ofte skutertrafikk langs kraftgatene i skogen, noe som jo selvfølgelig er en påvirkning i seg selv. Skutersporene kan også gjøre det enklere for rovdyr, eventuelt mennesker på ski, å forflytte seg. Den samme **indirekte effekten** har en ikke i barmarksesongen, eller over skoggrensen da skutertrafikken over skoggrensen ikke begrenses av skogen (selv om det også her enkelte ganger kan være parallelle skuterspor pga. tilsyn som ofte blir gjennomført vinterstid pga. bedre mobilitet). Det er stor enighet om at i områder hvor kraftledningen fører til betydelig økt bruk av mennesker/rovdyr, og i praksis kan sammenlignes mer med en veg/mye brukt sti, vil effektene bli helt annerledes enn hvis kraftledningen ikke gjør det.

Når det gjelder tamrein spesielt så kan også en kraftgate føre til uønsket spredning av dyr. Dette siden det ofte er lettere å bevege seg i kraftgater dersom det finnes skuterspor der.

3.5 Reindriftras erfaringer med vindkraftanlegg

Reindrifutøverne besitter uten tvil mye kunnskap om både driftsforhold og reinsdyras reaksjoner på tekniske inngrep og forstyrrelser som er av stor betydning. Reindriftra har også mye kunnskap om beite- og snøforhold som er av betydning når en skal analysere slike data. Det er viktig at etablerte og forskningsetisk forsvarlige vitenskapelig metoder blir brukt i alle slike undersøkelser hvis dataene skal anvendes i analysene eller resultatene.

I flere av undersøkelsene som har blitt gjennomført har slik informasjon vært av stor betydning for gjennomføringen av prosjektene (Skarin m.fl. 2013; 2015; 2016), selv om dataene ikke er benyttet i de statistiske analysene. I forbindelse med disse undersøkelsene har reindrifutøvere blitt intervjuet om sine erfaringer med vindkraftanlegg. Som et eksempel har vi tatt med en sammenfattende liste over hva reindrifutøvere i Gabrielsberget oppga som effekter av vindkraftanlegget der, de mener at:

- Reinsdyra er mer urolige og beveger seg mer etter at vindkraftanlegget ble oppført. Dette har i sin tur medført merarbeid, mer skuter- og bilkjøring og lengre arbeidsdager.
- Reinsdyra forflytter seg ikke som tidligere.
- Reinsdyra bruker de lavereliggende områdene nord for anlegget i større grad enn tidligere, også når snøforholdene er bedre oppe på Gabrielsberget.
- Reinsdyra passerer vindkraftanlegget, men stopper ikke opp for å beite på tross av at området har rikelig med lavbeiter.
- Reinsdyra velger beiteområder der vindkraftanlegget ikke er synlig eller høres.
- Det har vært nødvendig med støtteføring etter at vindkraftanlegget ble satt i drift. Tidligere har en bare gitt tilleggsfôr i spesielt vanskelige vintre.
- Reinsdyra har vandret ut av området betydelig oftere enn tidligere. En konsekvens av dette har vært at gjeterne har måttet hente dyra inn til beiteområdet oftere.
- Betydelig flere reinsdyr blir igjen på vinterbeitene etter samling og flytting til sommerbeitene (36 stk. i 2012, 50 stk. i 2013 og 38 stk. i 2014) sammenlignet med 0- 5 stk. årlig før anlegget ble bygd.
- Fritidskjøring med skuter har økt betydelig i området i de mest snørike vintrene, noe som har bidratt til at reinsdyra er mer urolige.
- I enkelte vintre har reindrifutøverne uttrykt bekymring for iskasting fra rotorbladene.
- Reinsdyra har brukt betydelig mer tid sør for anlegget og i områdene nært E4 og Botniabanen etter at anlegget ble bygd.

Ved Stor-Rotlidens vindkraftanlegg har Skarin m.fl. (2016) intervjuet gjeterne om hvilke effekter de mener å ha sett etter at vindkraftanlegget ble bygd. I anleggsfasen mente de at effektene var minimale sidene reinsdyra i liten grad oppholdt seg i det aktuelle området. Etter at anlegget ble satt i drift mener de at:

- Reinsdyra som beiter i nærheten av anlegget er mer urolige og de beveger seg lengre bort fra anlegget.
- Reinsdyr som kommer inn i vindkraftanlegget blir ikke værende der for å beite selv om det finnes bra med beiter. Dette har gjort det vanskeligere å gjete siden dyrene kan forlate området i løpet av natta slik at gjeterne må lete de opp igjen neste dag.
- Reinsdyra nøler og har vanskeligere for å vandre langs Lögdeåens dalgang.
- Reinsdyr som slippes nordvest for anlegget har en tendens til å vandre mot nord og nordvest og kommer inn på Vapstens sameby sine beiteområder i stedet for å vandre ned i Lögdeåens dalgang.
- Det har blitt vanligere å hente hjem reinsdyr fra Vapstens sameby etter at vindkraftanlegget ble satt i drift.

- Enkelte år oppholder ikke reinsdyra seg like lenge i Lögdeåens dalgang som tidligere, noe som medfører at dyrene kommer for tidlig ned på vinterbeite som de egentlig skulle benyttet tidligere i sesongen.
- Det virker som om reinsdyra i større grad bruker områder hvor en ikke ser eller hører vindkraftanlegget.



Reinsamling. Foto: Jonathan Colman.



Storlidens vindkraftanlegg i Malå samebys kalvnings- og sommarbeiteområde i skogen. Foto: Anna Skarin.

4 Generell diskusjon

I rapportens resultatdel har vi samlet relevante studier av vindkraftanlegg på reinsdyr i løpet av de siste årene. Oppsummeringen av resultatene viser flere hovedtrekk som er viktige både når det gjelder effekter på reinsdyr i anleggsfasen, driftsfasen og også hvordan enkeltelementer ved et vindkraftanlegg (som for eksempel veger og kraftledninger) kan påvirke reinsdyr. I sammenstillingen av materialet ser vi at både skalaen som undersøkelsene er gjort på, tidsmessig eller romlig, er av betydning for resultatene av slike undersøkelser. Likeså er resultatene basert på ulike metoder og datakilder. Eksempler i så måte er direkte observasjoner, møkktellinger, GPS-posisjoner fra reinsdyr som har vært merket samt informasjon fra reindriftnæringen. Samtlige av disse datakildene har sine fordeler og svakheter, og en må alltid ha disse forholdene i minnet når en skal forstå resultatene og sette de inn i forvaltningsmessig sammenheng.

Bygging av vindkraftanlegg medfører at det etableres ny infrastruktur i form av veger, kraftledninger, vindturbiner og bebyggelse. I tillegg til dette så medfører byggingen av slike anlegg en anleggsfase med betydelig aktivitet og forstyrrelser. Også i driftsfasen vil slike anlegg medføre økt menneskelig aktivitet.

Forskning på effekter av tekniske inngrep og forstyrrelser har vist at reinsdyr er sårbare ovenfor slike inngrep og forstyrrelser, og at dyrene har et spekter av ulike reaksjoner som omfatter både fysiologiske responser, atferdsendringer, unnvikelse og at enkelte inngrep kan være til hinder for dyrenes naturlige vandringer (virke som barrierer i landskapet). Når vi skal vurdere effektene av vindkraftanlegg på reinsdyr må vi i tillegg til å se på spesifikke undersøkelser av vindkraftanlegg også støtte oss på den øvrige litteraturen hvor effektene av tekniske inngrep og forstyrrelser er dokumentert.

Det er ingen tvil om at etablering av slike anlegg og den infrastrukturen de bringer med seg påvirker reinsdyras arealbruk, beiteutnyttelse og vandringsmuligheter. Men litteraturen viser også at omfanget av disse effektene varierer med lokale forhold, blant annet øvrig infrastruktur, beiteforhold og topografi. Når det gjelder anleggsfasen er resultatene fra de respektive undersøkelsene så å si entydige, og dokumenterer at reinsdyra viser en unnvikelse av slike områder, og at anleggsvegene kan virke som barrierer for dyrenes naturlige vandringer. Når det gjelder driftsfasen er resultatene mer sprikende og omfatter i enkelte tilfeller eksempler på typiske unnvikelseeffekter og endra arealbruk i områdene rundt parkene. I andre studier har en ikke dokumentert slike effekter. De ulike resultatene kan forklares med flere forhold. I det enkelte tilfellet kan det være slik at inngrepet ikke har effekter eller at effektene er svært små, eller også at effektene ikke lar seg dokumentere i de datasettene som er samlet inn.

Reinsdyr lever i svært dynamiske omgivelser, og både beiteforhold, populasjonsstørrelse/endringer, snømengde, rovdyr, eksisterende tekniske inngrep og driftsforhold mm., har sammen med andre kilder til forstyrrelser potensial til å påvirke resultatene fra slike studier og kan lede til feilaktige konklusjoner. Samla sett kan vi omtale disse utfordringene som skalaproblem som berører forskningsmetodikk, lengde på undersøkelsene og geografisk størrelse på studieområdene.

4.1 Metodiske og designmessige hensyn

Vi skal her forsøke å belyse noen av de metodiske og designmessige utfordringene med denne typen studier. For eksempel var undersøkelsene i Kjøllefjord og Malå basert på møkktellinger som hadde ulikt design. I Kjøllefjord-undersøkelsene har en gjennomført møkktellinger i 20 transekter med ulik lengde som er tilfeldig plassert i terrenget og i to studieområder (kontrollområde og studieområde). Undersøkelsene her ble basert på at en registrerte akkumulerte data (møkk ble ikke fjernet fra takseringsflatene etter registrering). Andre undersøkelser har vist at nedbrytningen av møkk varierer i ulike habitat (Skarin 2008). I tørre vegetasjonstyper tar for eksempel

nedbrytningen lengre tid (i enkelte tilfeller mer enn 5 år) mens nedbrytningen er fullstendig i våte vegetasjonstyper etter ett eller to år. Dette gjør at det er svært vanskelig å avgjøre om reinsdyra har vært ofte i et område eller om resultatene skyldes at nedbrytningen har gått sakte. En konsekvens er at en kan underestimere bruken av fuktige vegetasjonstyper.



Reinsdyrmøkk i vindkraftanlegg. Foto: Jonathan Colman.

For å kontrollere for slike effekter må en rense takseringsflatene. I Malå har en rensset takseringsflatene mellom hver registrering. Første års inventering kan derfor ikke sammenlignes direkte med data som samles gjennom prosjektperioden. På tross av at en innfører slike rutiner er det likevel en utfordring å ha nok data og data som dekker lange nok tidsrom. I framtidige undersøkelser der møkktellinger brukes er det nødvendig å ta hensyn forholdene nevnt over. utfordringene er å skaffe tilveie data over tilstrekkelig store områder og lange nok tidsrom.

I undersøkelsene fra Gabrielsberget og Kjøllefjord har en bare tilgang til data etter at anlegget ble bygd og etter at anleggsarbeidene startet. Dette i likhet med endel andre undersøkelser der en bare har tilgang til data etter at anleggene ble satt i drift. En framgangsmåte i slike tilfeller har vært å etablere såkalte kontrollområder (en såkalt Control-Impact-studie). En svakhet med å ikke ha tilgang til data fra perioden før anleggsarbeidene startet er at en ikke kan dokumentere direkte hvordan bruken av det aktuelle området har endret seg som følge av utbyggingen. I de andre studieområdene har en hatt tilgang til data fra tiden før utbyggingen startet, noe som åpner for at en også kan studere endringene av utbyggingen direkte. I slike tilfeller kan en gjennomføre såkalte Before-After-Control-Impact (BACI)-undersøkelser (Helldin m.fl. 2012).

Slike design innebærer at man har to parallelle studieområder, ett hvor utbyggingen skal skje og ett (eller flere) som brukes som referanse og kontrollområde. En har da mulighet til å kontrollere for variasjoner mellom år og eventuelle forskjeller i atferd i tiden før inngrepet fant sted. Slike undersøkelser på reinsdyr kan ha problemer med å finne/definere brukbare kontrollområder siden reinsdyra beveger seg over svært store og heterogene områder (Skarin & Åhman 2014). To kalvingsområder kan for eksempel være vanskelig å sammenligne på grunn av at landskapets forutsetninger (naturlige og menneskeskapte) varierer fra ett område til et annet. Et alternativ til dette designet er å ha såkalte før/etter-undersøkelser (Before-After-studie) over såpass store områder at en oppdager effekter også på en regional skala, samtidig som at en forsøker å kontrollere for variasjoner mellom år som ikke kan forklares som effekter av inngrepet (f.eks. snømengde og beiteforhold).

I mange tilfeller finnes det ikke data fra tiden før vindkraftanleggene ble bygd og det ligger ofte bestemmelser knyttet til parkenes miljøplaner som tilsier at reinsdyras bruk av områdene skal overvåkes etter at anlegget er etablert. Dette er et problem når en skal forsøke å vurdere effektene av at anleggene ble bygd. I slike situasjoner kan reindriftas kunnskap om bruken av området bli en viktig kunnskapskilde. For at denne kunnskapen skal bli akseptert og sett på som objektiv er det viktig at også denne dokumenteres og systematiseres på best mulig vis. Denne informasjon fra reindriften er også viktig når studien designes (hvilke type data trenger man, hvilke områder er naturlig å inkludere, hvilke kontrollområder er sammenlignbare osv.), når man bestemmer hypotesene og hva som skal testes. Videreføring av arbeidet med RenGIS (et geografisk informasjonssystem tilpasset reindriftnæringen) vil kunne være en måte å gjøre dette på (se <https://www.sametinget.se/111689>).

4.2 Skala i tid og rom

Vi har valgt å ta med dette avsnittet om skala og påpeke disse forholdene av flere grunner. For det første er det slik at mange undersøkelser av tekniske inngrep har kort varighet i forhold til prosessene i naturen som påvirker villlevende dyrs arealbruk. En direkte følge av dette er at vi ofte er henvist til datasett som har betydelige begrensninger i forhold til å påvise effekter.

Undersøkelser som skal belyse effekten av inngrep og fragmentering må derfor gjennomføres på en skala som er relevant for problemstillingene som skal belyses og må ta hensyn til naturlig variasjon i både tid og rom. Det sier seg selv at undersøkelser på regional skala (svært stor geografisk skala) har svakheter ved at variasjonen i naturmiljøet vanskelig lar seg kontrollere og det er ikke realistisk å kunne studere fenomener over lang nok tid til at «alle» forhold lar seg

dokumentere. Vi mener derfor at den beste tilnærmingen ofte vil være å betrakte problemstillingen på den store skalaen, men samtidig sørge for at en også fokuserer på mekanismene som skaper et fenomen gjennom undersøkelser som har et eksperimentelt design. En trenger med andre ord både undersøkelser som favner den store skalaen og som forsøker å belyse den økologiske betydningen samtidig som at en trenger mekanismeorienterte studier i eksperimenter.

Skala omfatter flere ulike dimensjoner som er av betydning når en skal planlegge en studie eller forstå resultater av forskning som har studert effekter av forstyrrelser og tekniske inngrep på reinsdyr. Vi snakker om skala både når det gjelder rom (størrelse på studieområdene) og tid (undersøkelsesens varighet). Studier kan for eksempel være av kort varighet, og strekke seg over en tidsskala på måneder eller år, men det er bare i sjeldne tilfeller at en har lyktes med å drifte prosjekter over mange år eller flere tiår. For å fange en lengre tidsskala er en ofte avhengig av å bruke alternative informasjonskilder som for eksempel andre observasjonsdata eller erfaringsbasert og kulturell kunnskap som finnes blant jegere, fjelloppsyn og reindriftsutøvere (Jordhøy m.fl. 2012; Strand m.fl. 2011; 2013). I noen tilfeller har en også lyktes med å bruke kulturhistoriske data som viser at villreinens gamle trekkveger i Norge er sterkt berørt av infrastruktur som for eksempel veger og større turisthytter (Panzacchi m.fl. 2013 b). I det siste tilfellet har en lyktes med å dokumentere en fragmenteringsprosess som har pågått i 100 år eller mer.

I tillegg til en tidsmessig komponent er det også svært viktig å ta hensyn til at disse problemstillingene har en tematisk eller romlig skala. For å belyse betydningen av skala kan vi dele inn effektene av infrastruktur og forstyrrelser i tre skalanivåer.

På det laveste nivået kan vi snakke om betydningen av enkeltelementer i landskapet, f.eks. en tilførselsveg eller en enkelt kraftlinje. Dette er en relevant skala for å belyse mekanismene bak dyrenes responser på infrastruktur. Detaljert kunnskap om mekanismene bak responsene på forstyrrelser er ofte nødvendig dersom en skal lykkes med å utforme effektive avbøtende tiltak. Relevante eksempler i så måte er å kunne forutsi effekten av å redusere den menneskelige aktiviteten i et område som allerede har infrastruktur. I noen få tilfeller har en også gjennomført eksperimenter der elementer som er forbundet med forstyrrelser er fjernet eller flyttet slik at en har kunnet dokumentere effektene av slike endringer (Nellemann m.fl. 2010). Svakheten med slike studier er at de ofte får et preg av å være enkeltstående eksempler som har begrenset overføringsverdi til andre landskap eller situasjoner. Det vil også være vanskelig å si noe generelt om betydning for populasjonen eller landskapets bæreevne ut fra slike studier.

På en regional og landskapsskala kan vi snakke om den samla effekten av eksempelvis et vindkraftanlegg. Dette omfatter da effektene av all aktivitet og infrastruktur som er tilført som et resultat av anlegget. Dette er en relevant skala for å belyse effektene av det aktuelle inngrepet på landskapets bæreevne og omfatter de kumulative effektene. En mener da summen av all ytre påvirkning og samvirkningen som disse har med naturlige betingelser som rovdyr- og beiteforhold og klimaets innvirkning. Et eksempel på det siste er at et inngrep vil ha relativt større effekt på en bestands bæreevne dersom inngrepet legger beslag på ressurser som allerede er sterkt begrensende.

Reinsdyr har en ekstensiv arealbruk som innebærer at betydelige arealer kan ligge tilsynelatende ubrukt gjennom lang tid for så å bli tatt i bruk/benyttet igjen. Gjennom de siste års GPS-merkeprosjekter har vi fått dokumentert denne dynamikken. Et godt eksempel er villreinens bruk av kalvingsområdene på Hardangervidda. I løpet av den siste 40-årsperioden har stadig nye kalvingsområder blitt tatt i bruk og reinsdyra har i løpet av denne tidsperioden brukt en betydelig del av de 8200 kvadratkilometerne innenfor Hardangervidda villreinsområde som kalvingsområder. Våren 2015 var svært vanskelig med mye snø gjennom den første delen av sommeren. Reinsdyra på Hardangervidda brukte da skogområdene helt ned mot Arabygdi som kalvingsområder og vårbeiter. Disse områdene har ikke vært brukt på denne tiden av året siden forskere fra NINA begynte å registrere arealbruken i kalvinga i 1974. Eksemplet fra Hardangervidda viser

hvor viktig slike randområder kan være når klimaforholdene skaper vanskelige beiteforhold i de tradisjonelle kalvingsområdene.

Snøforholdenes innvirkning på reinsdyras beitemuligheter er en potensielt sett svært viktig faktor når man skal studere forstyrrelseseffekter. Når det gjelder vindkraftanlegg i områder hvor vinterbeitene ligger i skogsområder så kan endel av høydelagene som identifiseres som egnet for bygging av vindkraftanlegg være områder som er spesielt viktige beiteområder i år med vanskelige snøforhold. Høgtliggende områder med avblåste områder og glisne skogsområder, som Garbielsbergets lavrike område, er tradisjonelt regnet for å være en redningsplanke for reinsdyra enkelte vintre. I normale år, og når beiteforholdene er gode langs elvedalene og i de tradisjonelle vinterbeitene brukes som regel de høgtliggende områdene mindre, mens disse områdene kan være kritisk viktige i de vanskelige vintrene som er den viktigste «flaskehalsen» for reinsdyra. Det er derfor viktig at informasjon som viser arealbruk og beiteressurser over tilstrekkelig lange tidsrom tas med i vurderingene av potensielle effekter. Også dette er et eksempel på at lokal-kunnskap eller kunnskap fra reinnæringa er svært viktig for å utfylle GPS-baserte undersøkelser som ofte har alt for kort tidshorisont til å dokumentere slike forhold.

Reinsdyras dynamiske arealbruk og ulike driftsforhold og driftspraksis i reindrifta gjør at det svært ofte vil være viktige faktorer som vanskelig lar seg kontrollere når en skal teste effektene av inngrep og forstyrrelser. Derfor er det svært viktig at kunnskap fra reindrifta tilføres slike prosjektet både i planlegging og gjennomføringsfasene av prosjektene. Dette viser også hvorfor det er viktig med lange tidsserier med både før- og etterdata i forbindelse med en utbygging (se f.eks. Colman m.fl. 2017). Også i forbindelse med detaljplanlegging av en utbygging som skrevet ovenfor.

Så langt har de aller fleste undersøkelser forsøkt å knytte forstyrrelser eller tekniske inngrep til atferdsmessige eller fysiologiske responser hos dyrene. I daglig tale omtaler vi ofte dette som effekter. Strengt tatt ville det vært mer presist å benevne dette som responser eller reaksjoner, og at vi slik skiller mellom kortvarige eller lokale endringer og betydningen som de samla inngrepene og forstyrrelsene har for dyrenes helse og yteevne. Innen populasjonsdynamisk forskning har en lenge vært opptatt av hvordan ytre faktorer, som for eksempel klima, sammen med matbegrensning bidrar til å endre reproduksjon og overlevelse. Litteraturen på dette fagfeltet er svært omfattende og vi har i dag god kunnskap om disse prosessene og de dynamiske effektene på bestandsnivå. En har ikke på samme vis lyktes med å dokumentere effektene av forstyrrelser og tekniske inngrep på bestandsnivå, men dette er et fagfelt som er under rask utvikling. Både tilgang til større datasett, GPS-data og fjernmålingsprodukter har bidratt til dette.

Samtidig, og parallelt med denne utviklingen så har en også utviklet et mer helhetlig syn på dyrs helsetilstand gjennom en tverrfaglig tilnærming (som omfatter både veterinærmedisin og bestandsøkologi) og som har resultert i begrepet «one health» eller helhetlig helse. Denne tilnærmingen innebærer at en ser dyras almenntilstand som et produkt av både tradisjonelle bestandsdynamiske forhold (f.eks. tetthet og beitetilgang) og det samla stresset og smittepresset fra forstyrrelser og sykdomsfremmende organismer som dyra utsettes for. Ut fra et slikt helhetlig perspektiv så er det summen av belastninger som bestemmer dyras almene helsetilstand og yteevne. De samla effektene av inngrep og forstyrrelser må derfor ses som summen av tapte beitearealer (men det betyr ikke at disse aldri blir brukt igjen), vandringsmuligheter og belastningen som følger av økt stress og eventuell økt smittebelastning i bestandens leveområde eller i reinbeitedistrikt som må studeres.

4.3 Dialog og medvirkning

Kunnskapsbasert forvaltning betinger at samfunnet har tilgang til oppdatert og tilstrekkelig kunnskap. I et demokratisk system fordres det også at kunnskapen er tilgjengelig, at den er forstått og akseptert av brukere og beslutningstakere. Erfaringer med forvaltning av villrein i Norge viser at deltagelse i forskningsprosjekter og overvåkningsprogrammer har vært viktig for eierskap og

implementering av kunnskap i den lokale forvaltningen av villreinstammene (Bråtå 2005). Deltagelse og eierskap til kunnskapen synes særs viktig for arealforvaltningen siden den berører langt flere brukergrupper og samfunnsinteresser (Hagen m.fl. 2007; Strand m.fl. 2014). Når det gjelder reindrifta vil god integrering mellom kunnskapsproduksjon og brukere av kunnskapen være svært viktig. Det er flere grunner til det. For det første besitter reindrifta og reindriftsutøverne mye viktig kunnskap om reinsdyr og driftsforhold. En bør derfor i den grad det er mulig forsøke å bygge en kunnskapsplattform som også inkluderer den kulturelle kunnskapen som finnes i reindrifta. Denne kunnskapen er også av avgjørende betydning for at forskningen skal bli relevant for brukerne og for at prosjekter skal kunne designes og gjennomføres på en god nok måte. Brukt på riktig måte vil dialoger og integrering av kulturell kunnskap være svært viktig i utforming og planlegging av forskningsprosjekter. Det er derfor et betydelig behov for å styrke kunnskapen med relevante tverrfaglige prosjekter som fokuserer på å integrere kunnskap på tvers av de tradisjonelle grensene mellom forskning og erfaringsbasert kunnskap. Her er det også viktige at fagfolk fra de respektive vitenskapsgrener blir brukt.

Utbygging i samiske områder og i villreinsens leveområder er ofte svært konfliktfylt, og samfunnets utbyggingsinteresser står ofte i kontrast til næringsmessige, kulturelle og bevaringsmessige hensyn. I slike situasjoner kan forskning, i tillegg til å gi bedre beslutningsgrunnlag, også være konflikttdempende eller forebyggende (Strand m.fl. 2014). Erfaringer fra arbeidet med reinsdyr viser at det er svært viktig at en prøver å etablere dialog og samarbeid på et tidlig tidspunkt og at det så tidlig som mulig lages en plan for kunnskapsproduksjonen og deltagelsen i prosjekter som skal startes (Hagen m.fl. 2007; Thomassen m.fl. 2007; 2009). Arbeidet som er gjort og som gjøres i Sverige med kartlegging i en spesialprodusert GIS-løsning (RenGIS), som bla. inneholder en kartlegging av all annen arealbruk og verktøy for å visualisere de GPS-merka reinsdyras bevegelser og arealbruk, er et godt eksempel på felles innsamling og formidling av kunnskap der lokale aktører, forskere og myndigheter har arbeidet side om side (Sandström m.fl. 2003; 2012; Sandström 2015).

4.4 Potensial for avbøtende tiltak

Et eksempel på avbøtende tiltak kan være å innføre ferdselsforbud for allmenheten på vegene som er etablert i forbindelse med vindkraftanlegg. Erfaringer viser imidlertid at dette er vanskelig å håndheve over tid, når det først er etablert en veg ønsker folk å bruke den, f.eks. vegen inn til Snøheim på Dovre (Strand m.fl. 2014, Gundersen m.fl. 2016). Slike tiltak kan imidlertid være konfliktfylte siden de vil berøre andre interesser. Ved Gabrielsberget har ikke ferdselsforbud vært sett på som en mulig løsning, selv om dette er vurdert som en hensiktsmessig forbedring ut fra et reindriftsmessig synspunkt.

Det finnes mye lokal kunnskap hos reindriften vedrørende arealtap, fragmentering og barriereeffekter (unnvikelse). En bør tilstrebe å få fram denne kunnskapen i en dialog mellom reindriften og utbygger/kommunen tidlig i planlegging av vindkraftanlegg for å redusere effektene ved drift. M.a.o. bør en forsøke å få med reindriften kunnskap og driftsmønster i de enkelte områdene i planlegging av vindkraftanlegg, også i detaljplanleggingen av vegsystemer og turbinplasseringer ved en eventuell konsesjonstildeling. Det finnes i dag en del eksempler på at slik kunnskap er systematisert i Sverige hvor samebyene aktivt bruker RenGIS i formidlingen av sin kunnskap om reinsdyras beitebehov og forflytningsmønster (Sandström m.fl. 2003; 2012; Sandström 2015). Det er imidlertid viktig at samarbeid og en god dialog mellom utbygger og reindriften ikke forstår dithen at reindriften aksepterer eller godtar utbyggingen. En deltagelse fra reindriften i en planleggingsfase må ses på som et tiltak for å begrense de negative effektene, dersom det skulle gis konsesjon til en utbygging som reindriften er imot.

Vegen kan f.eks. legges i terrenget slik at det ikke blir høye brøytekanter der reinen vil krysse. En annen mulighet er å flate ut brøytekanter der reinen krysser. Skuter kan være et alternativ til brøyting av veger for å kunne utføre nødvendig vedlikeholdsarbeid vinterstid.

Det finnes mange flere mulig forslag til avbøtende tiltak og vi har ikke hatt muligheter til å foreta en fullstendig gjennomgang av disse her. Kompenserende tiltak er også svært relevante i forhold til utbygging av vind- og vannkraft, og innebærer at en kompenserer for negative effekter ved å reparere eller forbedrer beite- og vandringsmuligheter i andre deler av området hvor det er lettere eller mer resursmessig lønnsomt å iverksette tiltak.

5 Oppsummering og anbefalinger

5.1 Sammendrag av effekter

Et vindkraftanlegg har alltid potensial for å gi negative effekter på miljø og samfunn. Disse påvirkningsfaktorene er oppsummert under. Påvirkningsfaktorene må ses i sammenheng og vindkraftanlegget må betraktes som en enhet hvor summen av påvirkningsfaktorene gir samlet effekt. I tillegg må annen belastning i området og de kumulative effektene som påvirker beiteområdene tas med inn i vurderingene av effektene fra et vindkraftanlegg.

Veger: Veger medfører økt menneskelig ferdsel og økt tilgjengelighet. Veger fører til unnvikelse og kan være til hinder for, eventuelt øke/endre reinsdyras naturlige bevegelser. Unntakene fra dette kan være veger som bygges i områder som allerede har mye infrastruktur eller veger som har svært lite trafikk. Stenging av veger kan være et effektivt avbøtende tiltak, men erfaringer viser at det er vanskelig å opprettholde slike strenge regimer over tid.

Kraftledninger: Effektene av kraftledninger er fortsatt uklare. Nyere studier med bruk av GPS og før- og etter-data viser at anleggsaktiviteter kan føre til unnvikelse i denne perioden, men en har ikke kunnet påvise negative effekter i driftsfasen om sommeren. Nyere hypoteser som forklarer de tilsynelatende variable effektene av kraftledninger med reinens evne til å se i UV-spektret bør følges opp i detaljerte undersøkelser.

Vindturbiner og rotor: Ved to av de undersøkte anleggene i Sverige og delvis i en ny studie fra Norge har en funnet at reinsdyr har redusert bruk av områder innenfor 3-5 km fra slike anlegg. Samtidig er det gjennomført en studie i Sverige og fire studier i Norge som helt eller delvis ikke har dokumentert slike negative effekter. Årsaken til disse forskjellene er diskutert tidligere og omfatter både topografi, sesong, beiteforhold, naturlig variasjon mellom år (spesielt med korte tidsserier), nærhet til annen infrastruktur, ulik atferd mellom flokker/populasjoner og design/gjennomføring av de ulike undersøkelsene. For å styrke kunnskapen om effekter av vindkraftanlegg på reinsdyr er det behov for langsiktige studier som tar hensyn til samla effekter av vindkraftanlegg og som ser på betydningen av den samla belastningen innen reinbeiteområdet. Slike framtidige effektstudier bør også integrere (vitenskapelig dokumentert) lokal og kulturell kunnskap.

5.2 Kunnskapsbehov

Effektene av tekniske inngrep og forstyrrelser generelt og effektene av vindkraftanlegg spesielt har vært studert av ulike forskningsmiljøer. Denne innsatsen har ført til at vi i dag har bedre kunnskap om effektene av slike installasjoner på reinsdyr og reinnæring. I en del tilfeller har ulike prosjekter kommet fram til ulike resultater. Vi har etter beste evne forsøkt å forklare resultatene fra de respektive undersøkelsene. Avslutningsvis, og i dette kapitlet, har vi forsøkt å liste opp de viktigste temaene hvor kunnskapen fortsatt er usikker og hvor vi anbefaler at det settes inn framtidige forskningsressurser.

5.2.1 Virkningsmekanismer og avbøtende tiltak

Mulighetene for å finne fram til og implementere virksomme avbøtende tiltak betinger at vi har nok og riktig kunnskap om virkningsmekanismer. Ett eksempel i så måte er betydningen av menneskelig ferdsel. Veger kan i utgangspunktet ha liten effekt, men vedlikehold, brøyting og ferdsel langs vegen kan medføre at veger blir til fullstendige barrierer for reinsdyras vandring. Erfaringer fra blant annet Norge viser at det kan være svært krevende å redusere eller begrense ferdselen langs veger, og at ferdselsrestriksjoner både er upopulære blant folk og at slike tiltak derfor trenger tett oppfølging av forvaltningen for å framstå som robuste løsninger.

Et avbøtende tiltak kan være å innføre ferdselsforbud for allmenheten på vegene som er etablert i forbindelse med vindkraftanlegget. Erfaringer viser at dette er vanskelig å håndheve over tid. Når det er etablert en veg ønsker folk å bruke den, slik som vi har sett f.eks. for vegen inn til Snøheim på Dovre. Tilførselsvegen kan alternativt bommes, noe som vil redusere ferdselen til vandring og/eller sykling. Vegen kan legges i terrenget slik at det ikke blir høye brøytekanter der reinen vil krysse. En annen mulighet er å flate ut brøytekanter der reinen krysser. Skuter kan være et alternativ til brøyting av veger for å kunne utføre nødvendig vedlikeholdsarbeid vinterstid. Det bør også forsøkes på best mulig vis å unngå at vegsystemet fører til direkte beitetap. Erfaringer fra villreinen i Sør-Norge viser at reinen kan oppsøke områder med en del forstyrrelse i flaskehalsår hvis beiteene fortsatt fysisk sett er intakte. Restaurering/revegetering vil derfor være viktig for å gjøre de negative effektene minst mulig.

Det finnes mye lokal kunnskap hos reindriftnes vedrørende arealtap, fragmentering og barriereeffekter/unnvikelse. Denne kunnskapen må fram i en dialog mellom reindriftnes og utbygger/kommunen så tidlig som mulig i planlegging av vindkraftanlegg for å redusere effektene ved drift og dempe konflikter. M.a.o. så må reindriftnes kunnskap og driftsmønster i de enkelte områdene tas med i planlegging av vindkraftanlegg – dette gjelder også i forhold til detaljplanleggingen (etter at konsesjon er gitt).

5.2.2 Kraftledninger og corona

På tross av at de potensielle effektene av kraftledninger har vært tema for en rekke undersøkelser så er det fortsatt et betydelig kunnskapsbehov knyttet til dette. Resultatene fra tidligere studier varierer en god del, og enkelte forfattere hevder å ha dokumentert betydelige effekter, mens andre ikke har klart å dokumentere dette. De ulike resultatene kan skyldes flere forhold. Kraftledninger er ofte lagt til områder som også har annen infrastruktur som for eksempel veger, og kraftledninger er derfor i enkelte tilfeller forbundet med ferdsel som generer forstyrrelser. I noen grad har en forsøkt å gjennomføre studier som har sett på arealbruk før, under og etter etablering av nye kraftledninger.

Nyere arbeider har knyttet reinsdyrs evne til å se i det ultrafiolette spekteret til såkalte coronaeffekter, som i spesielle tilfeller vil kunne oppstå rundt ledninger som fører 320 kV eller større spenninger. Forekomsten av corona rundt ledningene vil trolig være avhengig av en rekke faktorer, der både vær og klimatiske forhold samt ledningenes alder mm. vil spille inn. En mulig virkningsmekanisme gjennom coroneffekter er derfor en spennende problemstilling som bør følges videre.

Vi har i dag tilgang til teknologi som muliggjør slike studier gjennom digitale kamera som kan ta bilder også i UV-området, GPS-sendere og biosensorer, som sammen med reindriftnes kunnskap om drifter og driftsforhold bør kunne resultere i både spennende og nyvinnende forskning på dette temaet.

5.2.3 Erfaringsbasert kunnskap hos reindriftnes

Reindriftnes og reindriftnes besitter uten tvil mye kunnskap som bør integreres i framtidig forvaltning og forskning. Dette gjelder på flere nivå. For det første vil detaljert kunnskap om drifts- og beiteforhold være av avgjørende betydning når en skal tolke data som framkommer i prosjekter som tester effekter av inngrep og forstyrrelser ettersom endra driftsforhold eller særlige beiteforhold kan ha avgjørende betydning for resultatene. Deretter besitter reindriftnes mye detaljert og spesifikk kunnskap om reinsdyr og reinsdyrs atferd som vanskelig kan framskaffes gjennom for eksempel innsamling av GPS-data. Etter vårt skjønn bør det derfor være en målsetning for framtidig forskning å utnytte denne kunnskapen så godt som mulig, og at en gjennom en slik innsats framskaffer et kunnskapsgrunnlag som er så fullstendig som mulig.

5.2.4 Skala – både romlig og temporær

Vi vet i dag at skala kan bety mye for resultatene av denne typen studier. Vi ser det derfor som svært viktig at framtidige studier planlegges og gjennomføres på en slik måte at hensynet til skala ivaretas. Skala i denne sammenheng omfatter både lengden på studiene og den geografiske skalaen de gjennomføres på. Framtidige studier bør i størst mulig grad forsøke å ta hensyn til den samla belastningen som finnes i et område. Kunnskap fra lokalt hold eller fra reindrifta vil være viktig når slike studier skal planlegges og for å sikre at studiene har en skala som er relevant for problemstillingene som skal besvares og for beslutningene som skal tas. I den forbindelse er det viktig å påpeke at regional romlig skala også krever lang temporær skala, blant annet for å inkludere naturlig variasjon mellom år, og at man da bør tilstrebe undersøkelser som har muligheter for å dokumentere arealbruken av områdene før anleggene bygges, slik at studiene får et tilstrekkelig godt nok datagrunnlag til å belyse situasjonene før, under og etter at anleggene bygges.



Villrein i vårfjellet. Foto: Olav Strand.

6 Referanser

- 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: 1–14.
- Bartzke, G.S., May, R., Bevanger, K., Stokke, S. & Røskraft, E. 2014. The effects of power lines on ungulates and implications for power line routing and rights-of-way management. *International Journal of Biodiversity Conservation* 6: 647-662.
- Baskin, L.M. & Hjalten, J. 2001. Fright and flight behavior of reindeer. *Alces*, 37: 435–445.
- Bergerud, A.T. 1971. The population dynamics of Newfoundland caribou. *Wildlife Monographs* 25: 1-55.
- Bergerud A. 1988. Caribou, wolves and man. *Trends. Ecol. Evol.* 3: 68–72. doi: 10.1016/0169-5347(88)90019-5
- Bergerud, A.T., Jakimchuk, R.D. & Carruthers, D.R. 1984. The buffalo of the North: Caribou (*Rangifer tarandus*) and human developments. *Arctic* 37: 7–22.
- Bjørklund, I. 2013. Domestication, Reindeer Husbandry and the Development of Sami Pastoralism. *Acta Borealia* 30: 174–189. doi: 10.1080/08003831.2013.847676
- Bonenfant, M., & Kramer, D.L. 1996. The influence of distance to burrow on flight initiation distance in the woodchuck, *Marmota monax*. *Behavioral Ecology* 7: 299-303.
- Boulanger, J., Poole, K.G., Gunn, A. & Wierzychowski, J. 2012. Estimating the zone of influence of industrial developments on wildlife: a migratory caribou *Rangifer tarandus groenlandicus* and diamond mine case study. *Wildlife Biology*, 18, 164–179.
- Bråttå, H.O. 2005. Kriterier for en bærekraftig villreinforvaltning - et samfunnsvitenskapelig perspektiv på forvaltning av bestander og arealer. ØF Rapport 13. Østlandsforskning, Lillehammer. 157 s.
- Calef, G.W., DeBock, E.A. & Lortie, G.M. 1976. The Reaction of Barren-Ground Caribou to Aircraft. In *Arctic*: vol. 20: 201-212.
- Clutton-Brock, J. 2012. Animals as domesticates a world view through history. The animal turn. Michigan State University Press, East Lansing
- Colman, J.E., Eftestøl, S., Lilleeng, M. & Rønning, M. 2008. Zoologiske studier. Vind Rein Årsrapport. Oslo: Biologisk Institutt, Universitetet i Oslo.
- Colman, J.E., Eftestøl, S., Tsegaye, D., Flydal, K. & Mysterud, A. 2012. Is a wind-power plant acting as a barrier for reindeer *Rangifer tarandus tarandus* movements? *Wildlife Biology* 18: 439–445. doi: 10.2981/11-116
- Colman, J.E., Eftestøl, S., Tsegaye, D., Flydal, K. & Mysterud, A. 2013. Summer distribution of semi-domesticated reindeer relative to a new wind-power plant. *European Journal of Wildlife Research* 59: 359–370. doi: 10.1007/s10344-012-0682-7
- Colman, J. E., Eftestøl, S., Tsegaye, D. & Flydal, K. 2014. Effects of wind park and power line development on free-ranging reindeer in Norway. Department of Biosciences, University of Oslo, and Department of Ecology and Natural Resource Management, Norwegian University

and Life Sciences, Oslo/Ås. doi:<http://www.mn.uio.no/ibv/english/research/projects/vindrein-project/index.html>

Colman, J. E., Tsegaye, D., Flydal, K., Rivrud, I.M., Reimers, E. & Eftestøl, S. 2015. High-voltage power lines near wild reindeer calving areas. *European Journal of Wildlife Research* 61: 881-893. doi:10.1007/s10344-015-0965-x

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. doi:10.1007/s00300-016-1960-8

Cronin, M.A., Ballard, W.B., Bryan, J.D. 1998. Northern Alaska oil fields and caribou: A commentary. *Biol. Conserv.* 83: 195-208.

Dahle, B., Reimers, E., & Colemann, J. E. 2008. Reindeer (*Rangifer tarandus*) avoidance of a highway as revealed by lichen measurements. *Eur. J. Wildl. Res.* 54: 27-35.

Dill, L.M. & Houtman, R. 1989. The influence of distance to refuge on flight initiation distance in the grey squirrel (*Sciurus carolinensis*). *Canadian Journal of Zoology* 67: 233-235.

Eftestøl, S., Tsegaye, D., Herfindal, I., Flydal, K. & Colman, J.E. 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: 271-278. doi:10.1007/s10344-013-0779-7

Eftestøl, S., Tsegaye, D., Flydal, K. & Colman J.E. 2016. From high voltage (300 kV) to higher voltage (420 kV) power lines: reindeer avoid construction activities. *Polar Biology* 39 (4): 689-699. doi:10.1007/s00300-015-1825-6

Enetjärn Natur AB. 2016. Kontrollprogram Gabrielsberget: Vindkraft på Gabrielsberget - Uppföljning av konsekvenserna för rennäringen, resultat från sex års uppföljning. <https://svevind.se/Project/Gabrielsberget>

Falldorf, T. 2013. Habitat use of wild Reindeer (*Rangifer t. tarandus*) in Hardangervidda, Norway. - NINA Report 982. 254 pp.

Falldorf, T., Strand O., Panzacchi, M., Tømmervik, H. 2013. Can lichen biomass and *Rangifer* winter pasture quality be mapped from space? *Remote Sensing of Environment*. Vol. 150: 573-579.

Flydal, K., Eftestøl, S., Reimers, E. & Colman, J. 2004. Effects of wind turbines on area use and behaviour of semi-domestic reindeer in enclosures. *Rangifer* 24: 55-66. doi: <http://dx.doi.org/10.7557/2.24.2.301>.

Flydal, K., Korslund, L. & Reimers, E. 2009. Effects of power lines on area use and behaviour of semi-domestic reindeer in enclosures. *Int. J. Ecol.* doi: 10.1155/2009/340953

Frid, A. & Dill, L. 2002. Human-caused disturbance stimuli as a form of predation risk. *Conservation Ecology*, 6, 11 [online] URL: <http://www.consecol.org/vol6/iss1/art11>.

Gill, J.A. & Sutherland, W.J. 2000. Predicting the consequences of human disturbance from behaviour decisions. – p. 51-64 in: Gosling, M.L. & Sutherland, W.J. (reds.). *Behaviour and Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge.

Gill, J.A., Sutherland, W.J. & Watkinson, A.R. 1996. A method to quantify the effects of human disturbance on animal populations. *J. App. Ecol.* Vol. 33: 786-792.

Gill, J.A., Norris, K. & Sutherland, W.J. 2001. Why behavioural responses may not reflect the population consequences of human disturbance. *Biol. Cons.* Vol. 97: 265-268.

Gundersen, V., Strand, O., Flemsæter, F., Nerhoel, I., Thanem, A. & Wold, L. C. 2016. Kunnskapsgrunnlag om ulike scenarier for Snøheimvegen. Effekter på villrein, ferdsel og lokalsamfunn etter åtte års forskning - NINA Rapport 1313. 54 s.

Gunn, A., & Miller, F. L. 1978. Caribou and muskoxen response to helicopter harassment, Prince of Wales Island, 1976-1977. ESCOM no AI-30. Canadian Wildlife Service, Fisheries and Environment Canada.

Hagen, D., Bevanger, K., Hanssen, F. & Thomassen, J. 2007. Dialogprosjektet «felles politikk for fjellområdene». Kunnskapsplattform om naturinngrep, arealbruk og forstyrrelser innenfor reindriftens bruksområder i Selbu, Tydal, Røros og Holtålen kommuner. – NINA Rapport 225. 78 s. <http://www.nina.no/archive/nina/PppBasePdf/rapport/2007/225.pdf>

Hanson, W. C. 1981. Caribou (*Rangifer tarandus*) encounters with pipelines in Northern Alaska. *Can. Field. Nat.* 95: 57-62.

Hebbelwhite, M., Merrill, E. H., & McDonald, T. E. 2005. Spatial decomposition of predation risk using resource selection functions: an example in a wolf-elk predator-prey system. *Oikos*, 111: 101-111.

Helldin, J.-O., Jung, J. & Neumann, W. 2012. Vindkraftens effekter på landlevende daggdjur. Naturvårdsverket, Stockholm. 11 s.

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: 23–35.

Hemmer, H. 1990. Domestication the decline of environmental appreciation, 2nd edn. Cambridge University Press, Cambridge.

Johnson, D.R. 1985. Man-caused deaths of mountain caribou *Rangifer tarandus*, in southeastern British Columbia. *Can. Field. Nat.* 99: 542-544.

Johnson, D.R. & Todd, M.C. 1977. Summer use of a highway crossing by mountain caribou. *Can. Field. Nat.* 91: 312-314.

Jordhøy, P., Sørensen, R., Strand, O., Andersen, R. & Panzacchi, M. 2012. Villreinen i Snøhetta- og Knutshømrådet. Status og leveområde. NINA -Rapport 800. 102 s. + vedlegg.

Kitti, H., Gunslay, N. & Forbes, B. 2006. Defining the quality of reindeer pastures: the perspective of Sámi reindeer herders. P. 141-165 in Forbes, B.C., Bølter, M. & Müller-Wille, L. (eds). *Reindeer Management in Northernmost Europe*. Ecological Studies. Springer, Berlin Heidelberg New York.

Klein, D.R. 1971. Reaction of Reindeer to Obstructions and Disturbances. *Science* 173: 393–398. doi: [10.1126/Science.173.3995.393](https://doi.org/10.1126/Science.173.3995.393).

Klein, D.R. 1980. Reaction of caribou and reindeer to obstructions - a reassessment. P. 519–527 in: Reimers, E., Gaare, E. & Skjenneberg, S. (eds.). *Proceedings of the 2nd International Reindeer/Caribou Symposium*, Røros, Norway. Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk. 799 pp.

Koskela, K. & Nieminen, M. 1983. Death among reindeer caused by traffic in Finland during 1976-1980. *Acta. Zool. Fenn.*: 163-175.

- Kumpula, J., Colpaert, A. & Anttonen, M. 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.
- Leblond, M., Frair, J., Fortin, D., Dussault, C., Ouellet, J.P. & Courtois, R. 2011. Assessing the influence of resource covariates at multiple spatial scales: an application to forest-dwelling caribou faced with intensive human activity. *Landscape Ecology*, 26: 1433–1446.
- Leblond, M., Dussault, C. & Ouellet, J.P. 2013. Avoidance of roads by large herbivores and its relation to disturbance intensity. *Journal of Zoology*, 289: 32–40.
- Lundqvist, H. 2007. Ecological Cost-Benefit Modelling of Herbivore Habitat Quality Degradation due to Range Fragmentation. *Trans GIS* 11: 745–763. doi: 10.1111/j.1467-9671.2007.01070.x
- Mac Arthur, R.A., Geist, V. & Johnston, R.H. 1982. Cardiac and behavioural responses of mountain sheep to human disturbance. *J. Wildl. Manage.* 46: 351–358.
- Martell, A.M. & Russel, D.E. 1983. Caribou and human activity. The 1st North American Caribou Workshop.
- McCourt, K. H., Feist, J. D., Doll, D., & Russell, J. J. 1974. Disturbance studies of caribou and other mammals in the Yukon and Alaska, 1972. Renewable Resources Consulting Services Ltd. Biological Report Series 5.
- Miller, F. L., & Gunn, A. 1980a. Behavioural responses of muskox herds to simulation of cargo slinging by helicopter, Northwest Territories. *Canadian Field-Naturalist* 94:52-60.
- Miller, F. L., & Gunn, A. 1980b. Responses of Peary caribou cow-pairs to helicopter harassment in the Canadian high Arctic. P. 497-507 in: Reimers, E., Gaare, E., & Skjennberg, S. (eds). *Proceedings from the second international reindeer/caribou symposium, Røros, Norway, 1979*. Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, Trondheim.
- 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.
- Nellemann, C., Vistnes, I., Jordhøy, P., Stoen, O.G., Kaltenborn, B.P., Hanssen, F. & Helgesen, R. 2010. Effects of Recreational Cabins, Trails and Their Removal for Restoration of Reindeer Winter Ranges. *Restoration Ecology*, 18: 873–881.
- Nieminen, M. 2013. Response distances of wild forest reindeer (*Rangifer tarandus fennicus*) and semi-domestic reindeer (*R. t. tarandus*) to direct provocation by a human on foot/snowshoes. *Rangifer*, 33: 1–15.
- Panzacchi, M., Van Moorter, B., Andersen, R. & Strand, O. 2013a. A road in the middle of one of the last wild reindeer migrations routes in Norway: crossing behaviour and threats to conservation. *Rangifer Spes. Issue No 21*: 15-26.
- Panzacchi, M., Van Moorter, B., Jordhøy, P. & Strand, O. 2013b. Learning from the past to predict the future: using archaeological findings and GPS data to quantify reindeer sensitivity to anthropogenic disturbance in Norway. *Landscape Ecology* 28: 847-859.
- Panzacchi, M., Van Moorter, B., Strand, O., Loe, L.E. & Reimers, E. 2014. Searching for the fundamental niche using individual-based habitat selection modelling across populations. *Ecography* 38: 659-669.

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

Paulus, R. W. 1980. Heart rate as an index of energy-expenditure in red squirrels (*Tamiasciurus hudsonicus*). *Comp. Biochem. Physiol. A Physiol* 67:409.

Polfus, J.L., Hebblewhite, M. & Heinemeyer, K. 2011. Identifying indirect habitat loss and avoidance of human infrastructure by northern mountain woodland caribou. *Biological Conservation*, 144: 2637–2646. doi: 10.1016/j.biocon.2011.07.023.

Pollard R.H., Ballard W.B., Noel L.E. & Cronin M.A. 1996. Summer distribution of Caribou, *Rangifer tarandus granti*, in the area of the Prudhoe Bay oil field, Alaska, 1990-1994. *Canadian Field-Naturalist* 110: 659-674.

Price, E.O. 1999. Behavioral development in animals undergoing domestication. *Appl. Anim. Behav. Sci.* 65: 245–271.

Reimers, E., & Svela, S. 2001. Vigilance behavior in wild and semi-domestic reindeer in Norway. *Alces* 37(2): 303-313.

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

Reimers, E., Miller, F.L. & Eftestøl, S. 2006. Flight by feral reindeer *Rangifer tarandus tarandus* in response to a directly approaching human on foot or on skis. *Wildl. Biol.* 12: 403–413.

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

Reimers, E., & Eftestøl, S. 2012. Response behaviours of Svalbard reindeer towards humans and humans disguised as polar bears on Edgeøya. *Arctic, Antarctic and Alpine Research* 44: 483-489.

Sandström, P., Granqvist Pahlén, T., Edenius, L., Tømmervik, H., Hagner, O., Hemberg, L., Olsson, H., Baer, K., Stenlund, T., Brandt, L.-G. & Egberth, M. 2003. Conflict resolution by participatory management: remote sensing and GIS as tools for communicating land use needs for reindeer herding in northern Sweden. *Ambio* 32(8): 557-567.

Sandstrom, P., Sandstrom, C., Svensson, J., Jougda, L. & Baer, K. 2012. Participatory GIS to mitigate conflicts between reindeer husbandry and forestry in Vilhelmina Model Forest, Sweden. *Forestry Chronicle*, 88: 254–260.

Sandström, P. 2015. A toolbox for co-production of knowledge and improved land use dialogues : the perspective of reindeer husbandry. Department of Forest Resource Management, Swedish University of Agricultural Sciences, Umeå. Doctoral thesis. ISBN 978-91-576-8238-3.

Sapolsky, R. M. 1982. The endocrine stress-response and social-status in the wild baboon. *Horm. Behv.* 16: 279

Shideler, R.T. 1986. Impacts of human developments and land use on caribou: A literature review. Vol. II: Impacts of oil and or gas developments on the central Arctic herd. - Technical Report No. 86-3, Habitat Division, Alaska Dept. of Fish and Game, Fairbanks. 128 pp.

Skarin, A., Danell, O., Bergstrom, R. & Moen, J. 2004. Insect avoidance may override human disturbances in reindeer habitat selection. *Rangifer* 24: 95–103.

Skarin, A. 2008. Decay rate of reindeer pellet-groups. *Rangifer* 28: 47–52.

Skarin, A., Danell, O., Bergstrom, R. & Moen, J. 2008. Summer habitat preferences of GPS-collared reindeer *Rangifer tarandus tarandus*. *Wildl Biol* 14: 1–15.

Skarin, A., Danell, O., Bergstrom, R. & Moen, J. 2010. Reindeer movement patterns in alpine summer ranges. *Polar Biology*, 33: 1263–1275.

Skarin, A., Nelleman, C. & Sandström, P. 2013. Renar och vindkraft. Studie från anläggningen av två vindkraftparker i Malå sameby. Naturvårdsverket / Swedish Environmental Protection Agency, Bromma.

Skarin, A. & Åhman, B. 2014. Do human activity and infrastructure disturb domesticated reindeer? The need for the reindeer's perspective. *Polar Biol.*: 1–14. doi: 10.1007/s00300-014-1499-5

Skarin, A., Nellemann, C. & Rønnegård, L. 2015. Wind farm construction impacts reindeer migration and movement corridors. *Landsc. Ecol.*: 1–14. doi: 10.1007/s10980-015-0210-8

Skarin, A., Sandström, P. & Alam, M. 2016. Renar och vindkraft II - Vindkraft i drift och effekter på renar och renskötsel. Department of Animal Nutrition and Management, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Report 294. ISBN 978-91-576-9420-1 http://pub.epslu.se/13562/7/skarin_a_et_al_160818.pdf

Skarin, A., & Alam, M. (2017) Reindeer habitat use in relation to two small wind farms, during pre-construction, construction and operation. *Ecology and Evolution*, DOI:10.1002/ece3.2941.

Strand, O., Panzacchi, M., Jordhøy, P., Andersen, R., & Bay, L.A. 2011. Villreinens bruk av Setesdalsheiene. Sluttrapport fra GPS-merkeprosjektet 2006- 2010. NINA Rapport 694. 145s.

Strand, O., Nilsen, E.B., Solberg, E.J. & Linnell, J.C.D. 2012. Can management regulate the population size of wild reindeer (*Rangifer tarandus*) through harvest? *Canadian Journal of Zoology* 90: 163-171.

Strand, O., Flemsæter, F., Gundersen, V. & Rønningen, K. 2013. Horisont Snøhetta. - NINA Temahefte 51. 99 s.

Strand, O., Gundersen, V., Jordhøy, P., Andersen, R., Nerhol, I., Panzacchi, M. 2014. Villreinens arealbruk og ferdsel i Knutshø; Resultater fra GPS-undersøkelsene. NINA rapport no 1019.

Strand, O., Gundersen, V., Jordhøy, P., Andersen, R., Nerhol, I., Panzacchi, M., Van Moorter, B. 2015a. Villrein og ferdsel i Rondane; Sluttrapport fra GPS-merkeprosjektet 2009-2014. NINA Rapport 1013. 170 s. + vedlegg.

Strand, O., Jordhøy, P., Panzacchi, M. & Van Moorter, B. 2015b. Veger og villrein. Oppsummering – overvåking av Rv7 over Hardangervidda. - NINA Rapport 1121. 47 s. + vedlegg.

Thomassen, J. 2012. Vesentlige vannforvaltningsspørsmål – Dialogseminar om Borgundfjorden og Ellingsøyfjorden, Nordre Sunnmøre vannområde. - NINA Rapport 823. 74 s. <http://www.nina.no/archive/nina/PppBasePdf/rapport/2012/823.pdf>

Thomassen, J. 2014. Før- og etterundersøkelser av naturmangfold ved samferdselsutbygging. Rapport fra et scopingseminar om metodeutvikling. - NINA Rapport 1094. 40 s. <http://www.nina.no/archive/nina/PppBasePdf/rapport/2014/1094.pdf>

Thomassen, J., Hagen, D., Bevanger, K. & Hanssen, F. 2007. Dialogprosjektet «Felles politikk for fjellområdene». Dialogkonferanse Vauldalen Fjellhotell 14.–16. mars 2007. – NINA Rapport 255. 69 s. <http://www.nina.no/archive/nina/PppBasePdf/rapport/2007/255.pdf>

Thomassen, J., Strand, O., Gundersen, V., Fangel, K., Næss, C., Eide, N.E., Rønningen, K., Flemsæter, F., Ydse, H., Sørensen, R. & Skorem, J. 2009. FoU-prosjekt knyttet til villrein, ferdsel og inngrep i Snøhettaområdet. Dialogseminar på Norsk Villreinsenter Nord 22. - 24. april 2009. – NINA Rapport 481. 99 s. <http://www.nina.no/archive/nina/PppBasePdf/rapport/2009/481.pdf>

Thomassen, J., Kaltenborn, B. P., Linnell, J. & Lindhjem, H. 2015. Scenarioutvikling på Røst. Rapport fra scenarioutviklingsseminar Røst 1. - 2. september 2015. - NINA Rapport 1190. 42 s. www.nina.no/archive/nina/PppBasePdf/rapport%5C2015%5C1190.pdf

Tyler, N. & Stokkan, K.-A. & Hogg, C. 2014. Ultraviolet Vision and Avoidance of Power Lines in Birds and Mammals. *Conserv. Biol.* 28: 630–631. doi: 10.1111/cobi.12262

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

Valkenburg, P., & Davis, J.L. 1985. The reaction of caribou to aircraft: a comparison of two herds. P. 7-9 in Martell, A.H. & Russell, D.E. (eds.). *The First North American Caribou Workshop*. Canadian Wildlife Service, Whitehorse, Y.T., 1983.

Vistnes, I., Nellemann, C., Jordhøy, P. & Strand, O. 2004. Effects of infrastructure on migration and range use of wild reindeer. *Journ. of Wildl. Manage.* Vol. 68, issue 1: 101-108.

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

Wolfe, S.A., Griffith, B. & Wolfe, C.A.G. 2000. Response of reindeer and caribou to human activities. *Polar Res.* 19: 63–73.

Walther, F.R. 1969. Flight Behaviour and Avoidance of Predators in Thomsons Gazelle - (*Gazella thomsoni*). *Behaviour* 34: 184-220.

Weir, J.N., Mahoney, S.P. McLaren, B. & Ferguson, S.H. 2007. Effects of mine development on woodland caribou *Rangifer tarandus* distribution. *Wildlife Biology* 13: 66-74.

Weladji, R.B. & Forbes, B.C. 2002. Disturbance effects of human activities on *Rangifer tarandus* habitat: implications for life history and population dynamics. *Polar Geogr.* 26: 171–186.



Norsk institutt for naturforskning (NINA) er et nasjonalt og internasjonalt kompetansesenter innen naturforskning. Vår kompetanse utøves gjennom forskning, utredningsarbeid, overvåking og konsekvensutredninger.

NINAs primære aktivitet er å drive anvendt forskning. Stikkord for forskningen er kvalitet og relevans, samarbeid med andre institusjoner, tverrfaglighet og økosystemtilnærming. Offentlig forvaltning, næringsliv og industri samt Norges forskningsråd og EU er blant NINAs oppdragsgivere og finansieringskilder.

Virksomheten er hovedsakelig rettet mot forskning på natur og samfunn, og NINA leverer et bredt spekter av tjenester gjennom forskningsprosjekter, miljøovervåking, utredninger og rådgiving.

ISSN: 1504-3312
ISBN: 978-82-426-2989-0

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Hogskoleringen 9, 7034 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00, Telefaks: 73 80 14 01

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>

Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger