

# Kunnskapsstatus for effekter av vindkraftverk og kraftledninger på vill- og tamrein



Mai 2015



NATURRESTAURERING

---



# Innhold

1.	Verdien av beite- og funksjonsområder .....	4
	Sesongbeiter .....	4
	Trekk .....	5
2.	Reinens generelle respons på inngrep og menneskelig forstyrrelse .....	6
	Forstyrrelseseffekter på ulike nivåer .....	6
	Evolusjon og tilpasning som bakgrunn for reinens respons .....	7
	Tilvenning og avbøtende tiltak .....	9
	Samlet effekt av mange inngrep .....	10
	Unnvikelseeffekter .....	11
	Hindringer for trekk og bruk av beiteområdenes yttergrenser .....	13
3.	Konsekvenser av kraftledninger og vindkraftverk .....	14
	Effekter på stress- og atferdsmønstre .....	14
	Visuell effekt og støyeffekt .....	15
	Vindkraftverk .....	15
	Kraftledninger .....	16
	Unnvikelseeffekter .....	16
	Vindkraftverk .....	16
	Kraftledninger .....	17
	Hindringer for trekk og bruk av beiteområdenes yttergrenser .....	18
	Vindkraftverk .....	18
	Kraftledninger .....	18
	Anleggsfase og tilvenning .....	19
4.	Litteratur (referert i tekst) .....	21
	Tilleggsilder .....	28

# 1. VERDIEN AV BEITE- OG FUNKSJONSOMRÅDER

Kunnskapen som formidles i denne rapporten er velkjent og beskrevet i en rekke vitenskapelige publikasjoner og fagbøker. For mer inngående detaljer og begrunnelser kan vi henvise til Skogland (1984, 1985 a og b, 1986, 1990), Reimers (1986), Colman (2000), Flydal m.fl. (2002), Holand (2003), Reimers og Colman (2006) og Vistnes og Nellemann (2008).

## Sesongbeiter

Reinen (*Rangifer tarandus*) er tilpasset sesongvekslinger i bruken av beiteområder gjennom bevegelser både vertikalt og horisontalt i landskapet. Tilgjengeligheten og verdien av beite- og bruksområder som for eksempel kalvingsland eller luftingsplasser, varierer mellom sesonger og år. Ved vurdering av verdien på beiter er det av stor betydning om beitetypen det gjelder er en begrensende ressurs for reinen i et aktuelt beiteområde. Sesongvekslingen går generelt fra vinterbeiter med stort innslag av lav i kontinentalt klima, til vårbeiter og kalvingsland i områder med tidlig snøsmelting og lav predasjonsrisiko, sommerbeiter i frodige, til dels høytliggende og nedbørrike områder, og høstbeiter i områder med lang vekstsesong. Hvis sommerbeitene er store nok til å opprettholde en stor reinsflokk, mens vinterbeitene har kapasitet til langt færre dyr, vil det være naturlig å oppjustere verdien av vinterbeitene sammenlignet med sommerbeitene. Dette fordi en reduksjon i vinterbeitene, som i dette tilfellet er begrensende, vil måtte resultere i en direkte reduksjon bæreevnen. Beitenes kvalitet varierer fra år til år grunnet værforhold og i lengre tidssykluser grunnet variasjon i beitetrykk og klimaendring. Det betyr at vurderingene av verdien basert på hva som er viktig og/eller begrenset kan variere i tid og mellom ulike villreinområder.

Vinteren er en periode hvor dyrene forsøker å holde stand mot snø, kulde og begrenset mattilgang. Det er viktig med tilgang på lav som, i motsetning til grøntbeite, beholder næring gjennom vinteren. Lav dominerer i områder med begrenset nedbør og et mer stabilt kontinentalt klima, med andre ord områder som vanligvis har begrensede snømengder og lite nedising av beitene gjennom vinteren. Vinterbeiter kan være ujevnt fordelt i landskapet. Om vinteren er det derfor viktig for flokken å ha muligheten til å flytte seg mellom spredte beitearealer. Snømengder og nedising vil variere fra år til år, og dermed vil også beitetilgjengeligheten variere. Tilsynelatende ubrukte og fjerne områder på kanten av mer sentrale vinterbeiter kan dermed vise seg å være det mest tilgjengelige og viktigste beitet enkelte år. På grunn av den langsomme veksten til lav er det også viktig at reinen veksler bruken av forskjellige vinterbeiteområder slik at områder ikke blir beitet hvert år.

Mot våren blir områder med tidlig avsmelting og tidlige grønne beiter spesielt viktige. I denne perioden vil reinens kondisjon være relativt dårlig etter vinteren. De første næringsrike spirene er derfor spesielt viktige, og beitearealer med tidlig avsmelting kan være små. På våren er det viktig med gode forekomster av rabber og lesider med gress/urter og lav som tilbyr dyrene en gradvis overgang i fordøyelse og ernæring fra hovedsakelig lav om vinteren til grønne vekster (vaskulære planter) om sommeren. Dette betyr at vårbeiteområder er viktig for dyrene i en sensitiv overgangsfase fra vinternæring til sommernæring. Samtidig er det i denne perioden kalvingen skjer, og gode beiter er helt avgjørende for å gi kalven gode sjanser for overlevelse. Kalvingsområder bør også være i områder der predasjonsrisikoen er lav fordi kalvene vil være lette bytter. Fordi vårbeiter og kalvingsområder er av største betydning for

tilveksten i en villreinpopulasjon, og fordi det er begrenset tilgang på gode vårbeiter og kalvingsområder, vil disse ha gjennomgående stor verdi innenfor et gitt villreinområde.

Utover sommeren vil snøsmelting frigjøre stadig større områder med gode beiter. Det blir store arealer som er tilgjengelige for beiting, det vil vanligvis være overskudd på planter utover i vekstsesongen og kalvene blir med tiden mindre utsatt for predasjon. De fleste villreinområder har god tilgang på sommerbeiter, særlig de områdene som har preg av oseanisk klima med høytliggende områder mot vest. Den gode tilgjengeligheten, og til dels overskuddet på beiter på grunn av høy produktivitet om sommeren, medfører at det er naturlig å verdisetten slike områder lavere enn vinter- og vårbeiter. Denne verdisetningen er ut i fra en tanke om at det i denne perioden, når planteveksten er på sitt største, er mer enn nok beiteressurser. Samtidig er det den viktigste perioden i året for vekst og vektøkning hos dyrene. Det vil være spesielt attraktivt for reinen med de første næringsrike spirene etter snøsmelting, og snøsmeltingen vil skje stadig høyere opp i fjellet utover sommeren. Det er også de høyest beliggende og mest vindfulle områdene som er de viktigste insektrefugiene på varme dager. Det kan være store arealer av beiter av høy kvalitet og kvantitet om sommeren som fysisk er tilgjengelige, men der reinen ikke kan finne beitero grunnet insektplage. Høytliggende luftingsplasser med gode beiter kan derfor ha større verdi enn øvrige sommerbeiter.

Tidlig på høsten er det lite eller ingen snø igjen i fjellet, men ettersom temperaturen synker kan kvaliteten på beiten holde seg bedre ned mot bjørkebeltet hvor vekstsesongen er lengre. Det vil også kunne være god tilgang på sopp innenfor denne vegetasjonstypen. På høsten er det gjennomgående god tilgang på beiter og det er derfor naturlig å sette verdien av høstbeiter som lavere enn for vinter- og vårbeiter. Unntaket er brunstområder fordi det i denne perioden er essensielt at reinsflokkene kan holde seg innenfor et område som gir gode nok beiter til at bukkene får opprettholdt sine haremsflokker av simler og alle blir bedekket. Det er spesielt viktig for simlene med næringsrike beiter i brunstperioden slik at de er i god kondisjon før drektighetsperioden. Flokken må også være relativt uforstyrret slik at flest mulig simler blir bedekket. På den annen side er reinen mindre sårbar for forstyrrelse i brunstperioden enn i kalvingsperioden og det er større arealer med gode beiter i denne perioden enn det er på våren i den første snøsmeltingen. På basis av dette kan brunstområder generelt settes til lavere verdi enn kalvingsområder selv om verdien er høyere enn for øvrige høstbeiter.

## Trekk

Villreinen trekker naturlig mellom de ulike sesongbeitene, men det naturlige trekkmønsteret er i en del områder hindret av menneskets bruk av områder til landbruk, bebyggelse, infrastruktur, kraftutbygginger etc. Slike begrensninger gir mindre fleksibilitet i trekkmønsteret og kan øke betydningen av de trekkveiene som er i bruk per i dag. Fortsatt bruk av disse kan være en forutsetning for å opprettholde den naturlige vekslingen i bruk av sesongbeiter. Trekkveier er i stor grad bestemt av hvordan terrenget er, både i forhold til dominerende værforhold, fjellformasjoner, daler og elver. Av disse grunner har kjente trekkveier oftest stor verdi som funksjonsområder.

## **2. REINENS GENERELLE RESPONS PÅ INNGREP OG MENNESKELIG FORSTYRRELSE**

Alle inngrep i beiteområder er potensielt negative for villreinen og kan føre til tap av beite eller stress- og atferdsendringer. Dette kan medføre at et område får nedsatt bæreevne. Den nedsatte bæreevnen gir seg utslag i nedsatt kondisjon (lavere slaktevekter), høyere dødelighet og nedsatt reproduksjon i reinsflokken (Skogland 1990, Skogland 1994, Colman 2000, Colman m.fl. 2003, Keller og Bender 2007). Ved nedsatt bæreevne vil det på sikt være nødvendig å redusere flokkstørrelsen for å holde kalvetilvekst og slaktevekter på normalt nivå, og for at et område ikke skal bli nedbeitet slik at bæreevnen blir ytterligere nedsatt i et lengre tidsperspektiv.

Menneskelig aktivitet kan utløse en spontan frykt- og fluktatferd hos reinen. Dette er en instinktiv atferd for å unnsnippe predatorer. Forstyrrelser kan også gi seg utslag i at reinen unnviker, eller reduserer bruken av arealer mer permanent. En slik respons kan i praksis bety at reinbeiter går tapt og andre områder blir overbeitet. Frykt- og fluktatferd vil uansett slå negativt ut på reinens energibudsjett, mens unnvikelse av arealer først og fremst vil være negativt beitemessig sett hvis den aktuelle type sesongbeite er begrensende. Ved vurdering av hvilken forstyrrelsesrespons som er aktuell i forbindelse med inngrep bør graden av forutsigbarhet tas i betraktning. I områder med permanente installasjoner eller menneskelig aktivitet, kan reinen effektivt unngå å bli forstyrret ved å unnvike arealene. Ved aktiviteter som ikke er knyttet til spesifikke lokaliteter, for eksempel småviltjakt i et større fjellområde, vil forstyrrelsene utløse frykt- og fluktatferd og ikke unnvikelsesrespons.

### **Forstyrrelseseffekter på ulike nivåer**

Tap av areal som følge av inngrep deles inn i to kategorier: Direkte og indirekte tap. Direkte beitetap kan for enkelte utbygginger være meget store. Dette gjelder for eksempel vannkraftutbygginger der frodige områder langs vassdrag kan bli neddemmet. For andre utbygginger er de direkte beitetapene meget begrensede. Direkte tap som følge av en kraftledning vil på snaufjellet begrense seg til fundamentet for mastene, og eventuelle spor etter anleggsveien. I skog kan de direkte effektene bli positive, d.v.s. at den opprinnelige skogen i ryddegaten erstattes med mer lysavhengig vegetasjon i bunnsjiktet, feltsjiktet og busksjiktet. Dette kan lokalt gi bedre beiter for reinen i ryddegaten. De direkte arealtapene er lette å beregne hvis utbygger legger fram detaljplaner for anleggsveier, maste plassering, etc.

Indirekte tap omfatter de områdene som blir mindre brukt av reinen som følge av menneskelig aktivitet og forstyrrelser, dette kalles ofte unnvikelseseffekter (f.eks. Vistnes og Nellemann 2001 og Nellemann m.fl. 2001). Det kan også være områder hvor dyrene fortsatt oppholder seg, men hvor de er mer urolige som følge av inngrepet. For eksempel kan dyr få tap i beitetid og forhøyet energibruk ved at de bruker mer tid på frykt- og fluktatferd. Denne typen atferd kan redusere dyrenes kondisjon (Reimers og Kolle 1987, Skogland og Grøvan 1988, Colman 2000, Colman m.fl. 2001a). Det er vanskelig å si sikkert om tap av beitetid og forhøyet energibruk er en følge av forstyrrelser, og om det slår negativt ut på dyrenes kondisjon, fordi

dette også vil avhenge av en rekke andre faktorer som f.eks. insektstress og snøsmelting/vekstseson. Mens de direkte arealtapene vanligvis er lette å fastsette og omfatter små arealer, dreier de indirekte tapene seg om relativt store områder og er vanskeligere å beregne.

## **Evolusjon og tilpasning som bakgrunn for reinens respons**

Selv om reinsdyr ofte klassifiseres som vill- og tamrein, er ikke den sistnevnte gruppen tam på lik linje med husdyr som for eksempel kveg og sau. På engelsk benyttes ofte begrepet «semi-domesticated» om det vi normalt kaller «tamrein». «Semi-domestisert rein» er følgelig på mange måter et mer presist begrep enn «tamrein». For enkelhets skyld brukes likevel «tamrein» nedenfor, siden dette brukes i norsk dagligtale.

Det er viktig å ta reinens instinktive antipredatoratferd med i betraktning ved vurdering av hvordan menneskeskapte forstyrrelser påvirker dyrene. I et naturlig miljø er det predasjonen som er den store ”forstyrrelsen”, og gener som har bidratt til at dyr unngår å bli drept av rovdyr har blitt videreført fra generasjon til generasjon. Siden reinen er tilpasset beiting i åpne fjell- og tundralandskap har det vært effektivt å reagere med frykt- og fluktatferd hvis den ser rovdyr som er i bevegelse gjennom landskapet, og særlig hvis den i tillegg lukter rovdyret og dermed får bekreftet den informasjonen synsbildet gir. Mennesket har vært en viktig predator på reinen i Skandinavia gjennom tusener av år, og er per i dag helt dominerende, siden bestandene av store rovdyr ligger på et historisk lavt nivå. Reinen er vaksom og følger med på alt som beveger seg i landskapet rundt seg. På beitearealer utenom trafikkerte områder hvor det ferdes mye kjøretøy og mennesker, vil det meste av bevegelser få dyrenes oppmerksomhet. Mennesker, hunder og terrengkjøretøy som beveger seg i landskapet er derfor en sterk forstyrrelsesfaktor for reinsdyr i utmark

Det ligger antakelig en kombinasjon av instinkt og læring i atferdsresponsen som innebærer å unngå konfrontasjon med elementer som ikke er naturlige innenfor dyrets habitat. Resultater fra Svalbard (Hansen og Aanes 2015) viser eksempelvis at svalbardrein (*R. t. platyrhynchus*) viser stor evne til å tilpasse seg mennesker i et miljø uten naturlige predatorer og hvor det ikke drives jakt. Ting som er kjent og erfaringsmessig ufarlige er det ingen grunn til å frykte, mens noe som er ukjent, kan utgjøre en fare. Mye tyder på at reinen kan lære at forstyrrelser som har sammenheng med mennesket medfører økt risiko, og derfor bør unngås. For eksempel kan en vei oppfattes som farefull fordi det ofte er mennesker som ferdes på veien. Av samme grunn vil det kunne skje en gradvis tilvenning til nye forstyrrelser i miljøet hvis dyret erfarer at det nye elementet ikke har sammenheng med en fare, med andre ord at det ikke ferdes mennesker rundt det forstyrrende elementet, eventuelt at den menneskelige ferdselen er meget forutsigbar (se delkapittelet om tilvenning).

## **Betydningen av genetik**

Tamrein, eller «semidomestisert rein», reagerer normalt mindre negativt på menneskelig aktivitet enn villrein. Reimers og Svela (2002), Reimers m.fl. (2006) og Reimers m.fl. (2012) fant eksempelvis at villrein med opphav i tamrein hadde kortere fluktavstander og var mindre vaksomme enn villrein som ikke er iblandet tamrein. Reimers m.fl. (2012) konkluderte videre at rein på Hardangervidda og i Rondane (som begge overveiende har villrein-gener) var 2-4 ganger mer vaksomme enn dyr fra Forelhogna og Norefjell (hvor innslaget av gener fra tamrein er vesentlig høyere). Forskjellene i fluktavstander var enda tydeligere, og viste at dyr som ble provosert av mennesker ville flykte 8-9 ganger lenger på Hardangervidda

sammenliknet med på Norefjell. Slike forskjeller er også velkjente blant norske reinsdyrjegere, og vises tydelig i jaktstatistikkene for villrein i form av høyere avskytingsprosjenter i populasjoner med stort innslag av tamrein-gener (Statistisk sentralbyrå; [www.ssb.no](http://www.ssb.no)).

Innenfor tamreindrift har det vært foretatt kunstig seleksjon av dyr i mange hundre år. Hvis en reineier ønsker letthåndterlige dyr, vil det være gunstig å la relativt sett mer tamme dyr leve og forplante seg. Det er antakelig dette som har gitt seg utslag i at opprinnelig villrein har større skyhetsgrad enn forvillet tamrein blant villreinpopulasjonene i Sør-Norge (Reimers m.fl. 2006, 2012). En annen årsak til forskjeller i tamhetsgrad kan være læring/tilvenning hos dyrene fordi noen villreinområder er mindre i areal med relativt store randsoner der dyrene har mer befatning med mennesker enn andre (sammenlign f.eks. Norefjell og Hardangervidda). Reinen i Setesdal-Vesthei-Ryfylkeheiene lever innenfor et stort fjellområde, men det er uvisst hvor stor innblanding det er av tamrein i den opprinnelige villreinpopulasjonen. Det er velkjent at reinen er mer sky i områder med større andel villreingener, slik som Hardangervidda og Snøhetta, sammenlignet med f.eks. i Ottadalen eller Norefjell (Reimers m.fl. 2012).

Betydningen av genetisk bakgrunn har også blitt bekreftet fra Finland av Nieminen (2012), som fant at ville skogsrein (*R. t. fennicus*) flykter på tre ganger så langt hold når de blir forstyrret av mennesker sammenliknet med norsk og finsk tamrein. Baskin og Hjalten (2001) fant samme tendens når de sammenliknet villrein med villreinbakgrunn (Dovrefjell) og villrein med tamreinbakgrunn (Forelhogna) i Norge, med tamrein i Sverige og Russland. Svensk tamrein flyktet i snitt på 178 m avstand fra mennesker, og løp deretter i snitt 149 m før de stoppet. For villrein i Dovrefjell og Forelhogna var avstandene henholdsvis 471 m og 409 m for avstanden til mennesker da de startet flukten, og 300 m og 178 m for avstanden de løp før de stoppet igjen. I Russland, hvor man avdekket den mest intense reindriften i dette studiet, var disse respektive avstandene på kun 106 m og 60 m.

Alle de nevnte studiene som sammenlikner vill- og tamrein har sett på reinens atferd i forhold til direkte provokasjon, og ikke hvordan dette har påvirket dyrenes arealbruk. En direkte sammenlikning mellom provokasjons-studier og arealbruks-studier knyttet til ulike typer av tekniske inngrep er derfor vanskelig, siden det ofte er store forskjeller i inngrepssituasjon fra område til område, og graden av menneskelig aktivitet knyttet til dette er heller ikke konstant. I tillegg varierer ofte metodikken som blir brukt fra studium til studium. Skarin og Åhman (2014) konkluderer også med at sammenlikning av ulike studier kan være problematisk. Resultatene fra de ovenfor nevnte studiene (d.v.s. Baskin og Hjalten 2001, Reimers og Sveta 2002, Reimers m.fl. 2006, Nieminen 2012, og Reimers m.fl. 2012) er likevel såpass entydige at man kan forvente at forskjellene også gir seg utslag i arealbruken til vill- og tamrein.

Reinen kan vise forskjellig skyhetsgrad i forskjellige perioder av året. Det er vist at rein på vinterbeite viser fryktatferd på lengre avstand enn på sommerbeite, men at de flykter over kortere avstander (Reimers m.fl. 2006, Reimers og Sveta 2002). Dette kan være en strategi for å spare på energireserver. Reinen er generelt mer sårbar for forstyrrelser vinterstid enn om sommeren fordi den må spare på energireservene når mattilgangen er liten. Unnvikelse kan også få større betydning vinterstid fordi optimale og/eller tilgjengelige beiter er mer begrensede.



I kalvingsperioden viser simlene spesielt sterk antipredatoratferd fordi kalvene er sårbare for rovdyr. De er også avhengige av å unngå flukt og lengre forflytninger både fordi simla er fysisk svak, og har lite reserver å tære på i denne perioden, og fordi kalven har vanskelig for å følge raskt etter simla over lengre avstander i de første ukene. Dette betyr at de er spesielt sårbare for forstyrrelser.

Utover sommeren vil kalvene bli mindre sårbare for rovdyr, og simler med kalv blir gradvis mer tolerante for forstyrrelser. I varme perioder om sommeren med stor insektplage kan reinsdyrene til en viss grad ignorere andre forstyrrelser (Smith og Cameron 1983, Murphy og Curatolo 1987, Murphy 1988, Pollard m.fl. 1996). Murphy og Curatolo (1987) rapporterte f. eks. at Nordamerikanske reinsdyr (caribou) i Alaska bryr seg mindre om oljeinstallasjoner og den menneskelige aktiviteten forbundet med disse i perioder når dyrene var plaget av insekter. Andre studier fra oljefeltene i Prudhoe Bay, Alaska viser at caribou blir tiltrukket av veier, grushauger og bygninger/konstruksjoner da disse gir skygge, har mindre vegetasjon og mer vind og dermed mindre tetthet av insekter (Pollard m.fl. 1996, Noel m.fl. 1998). Det er derfor ikke sannsynlig at luftingsplasser blir påvirket i like sterk grad som vanlige beiteområder etter et inngrep.

Bukkene trenger i mindre grad enn simler med kalv å frykte rovdyr, det vil også være viktig for bukkene å legge på seg maksimalt gjennom sommeren slik at de stiller sterkere til brunsten. Bukker observeres derfor oftere enn simler i næringsrike beiter med høyere grad av forstyrrelse. På den annen side er simlene i stort flertall i reinsflokker fordi de forvaltes ut i fra et ønske om kalvetilvekst. Dette betyr at simlenes responser har større betydning enn bukkenes ved vurdering av den totale effekten for en bestand av rein.

Om høsten og spesielt under brunsten kan det også se ut som om dyrene er mindre sensitive for forstyrrelser. Studier viser for eksempel at frykt- og fluktavstander er kortere om høsten sammenlignet med andre sesonger (Reimers m.fl. 2006). Resultatene forklares med at dyrene er mer opptatt av hverandre i forbindelse med brunst enn den potensielle faren som et menneske til fots kan utgjøre. Bukker øker testosteronnivået sitt utover sensommeren og mot brunsten om høsten. Når testosteronnivået øker blir bukkene mindre redde og de kan til og med bli oppfattet som aggressive overfor mennesker. Bukkenes aktivitet påvirker tilsynelatende simlenes aktivitet i større grad enn mennesker til fots.

## **Tilvenning og avbøtende tiltak**

Ved tekniske inngrep er det først og fremst menneskers tilstedeværelse og bevegelser som vekker sterkest frykt hos reinen. Når det gjelder mekaniske forstyrrelser blir som regel stasjonære kilder oppfattet mindre truende enn kilder som beveger seg. Generelt vil en forstyrrelseskilde som opptrer regelmessig i tid og rom, og som ikke er negativ for overlevelse, kunne føre til en relativt rask tilvenning<sup>1</sup>. En høy grad av regelmessighet kan medføre tilvenning til omfattende og komplekse forstyrrelser (Aanes m.fl. 1996).

Forstyrrelsesnivået i anleggsperioden kan ha stor betydning for hvordan dyrene også i ettertid oppfatter inngrepet. Hvis dyrene får negative erfaringer under anleggsarbeidet kan det føre til

---

<sup>1</sup> Reinens responser på forstyrrelser kan endres gjennom habituering og sensitivisering. Habituering betyr at et dyr slutter å reagere på gjentatte biologisk likegyldige stimuli, uten at det påvirker deres evne til å reagere på andre stimuli (Lorenz 1965), mens sensitivisering betyr at reaksjonen på stimuli øker fordi dyret erfarer at de er forbundet med noe negativt. Habituering kan f.eks. skje i forhold til biler som passerer langs en vei, mens sensitivisering f.eks. kan skje i forhold til jegere.

at det tar lengre tid før dyrene igjen tar et område i bruk. Hvis anleggsarbeidet derimot blir utført skånsomt, eventuelt når dyrene ikke er i området, vil også konsekvensene på lang sikt sannsynligvis bli mindre. Hvorvidt dyrene vil tilvenne seg et inngrep, og evt. hvor fort de vil gjøre det, avhenger bl.a. av graden og typen av menneskelig aktivitet i tilknytning til anlegget etter at anlegget er etablert (Aanes m.fl. 1996). For eksempel er det betydelig større sannsynlighet for at reinsdyr kan tilvenne seg en kraftledning med minimal menneskelig aktivitet sammenlignet med et hyttefelt med større og mer uforutsigbar menneskelig aktivitet. Johnson og Russel (2014) analyserte data fra en periode på 27 år og fant at bosetninger virket mest forstyrrende på caribou, etterfulgt av større veier. Mindre veier, kjerreveier, oljebørner og seismiske kabler hadde mindre negativ effekt over tid. Betydningen av menneskelig aktivitet viste seg klart også da villrein i Rondane gjenopptok bruk av et fjellområde etter flytting av en turisthytte (Nellemann m.fl. 2010)

Nellemann m.fl. (2001), Jordhøy (1997), Hill (1985) og Northcott (1985) rapporterte at reinsdyr/caribou viser størst grad av unnvikende atferd når det er mye menneskelig aktivitet (anleggsfasen), men at dyrene kunne komme tilbake etter anleggsarbeidet når det var mindre menneskelig aktivitet i området. Litteraturstudier konkluderer også med at reinsdyr/caribou klarer å venne seg til en lang rekke menneskeskapte fremmedelementer etter relativt kort tid (Cronin m.fl. 1994, Wolfe m.fl. 2000, Reimers og Colman 2006, Stankowich 2008). Bergerud m.fl. (1984) la vekt på at reinsdyr er tilpasset en veksling i arealbruk i forhold til blant annet endringer i beitekvalitet, klima og svingninger i populasjonsstørrelse og at denne tilpasningen gjør dyrene i stand til å gjenoppta bruken av et område etter endringer i forbindelse med utbygginger.

Reimers m.fl. (2010) konkluderte blant annet med at rein på Blefjell, som har blitt eksponert for mer fotturisme (og følgelig sannsynligvis vil oppfatte forstyrrelse fra turgåere som relativt forutsigbart), gradvis hadde vent seg til dette i større grad enn det som var tilfellet med rein på Hardangervidda. Helle m.fl. (2012) kom frem til en liknende konklusjon da de undersøkte arealbruken til rein i området rundt Saariselkä turistområde i Finland. Metodikken gikk ut på å registrere møkk i opp mot 12 km fra infrastruktur. De utførte den samme typen registreringer i 1986 og 2000, og fant at det var færre simler (sammenliknet med bukker) enn forventet ut til 12 km radius fra infrastruktur i 1986, mens denne avstanden hadde falt til 4 km i 2000. Til tross for at turistvirksomheten hadde blitt fordoblet i den samme perioden, hadde altså reinens unnvikelse av området gått betydelig ned. Resultatene forklares med at det aller meste av turistaktivitetene i dette området har vært konsentrert til permanente stier og løyper, og at frekvensen og forutsigbarheten av den menneskelige aktiviteten i området derfor har medvirket til i en hvert fall delvis tilvenning for reinsdyrene. Endringer i reindriften i området kan også delvis ha påvirket forandringene i atferd.

## **Samlet effekt av mange inngrep**

Hvis det er mange forstyrrende elementer i et område fra før, kan konsekvensene av et nytt inngrep bli uforholdsmessig store (synergieffekt) ved at den samlede forstyrrelseseffekten fra alle inngrepene overstiger den summerte effekten av enkeltinngrepene (O'Neil og Witmer 1991). Det finnes imidlertid begrenset vitenskapelig belegg for slike såkalte synergieffekter. Ett eksempel er Curatolo og Murphy (1986), som fant at det kun var når rørledninger og veier var anlagt ved siden av hverandre at krysningsfrekvensen for caribou gikk ned. Studier har også vist sterkere unnvikelseeffekter i tilfeller der det er flere inngrep i samme område, enn der det kun er ett inngrep (f.eks Nellemann m.fl. 2000), men det er uklart om dette er en

synergieffekt, eller bare en økt effekt. Det er uansett viktig å ta hensyn til alle inngrep i et område, både eksisterende og planlagte, for å kunne vurdere konsekvensene av et nytt inngrep (Klein 2000, Reimers og Colman 2006). Innen naturforvaltning er det en normal oppfatning at det i de fleste tilfeller vil være bedre å samle inngrep enn å spre dem ut i uberørt natur.

## Unnvikelseeffekter

Reinen kan instinktivt og ved læring velge å unngå fremmedelementer i miljøet, og særlig dersom disse er assosiert med menneskelig aktivitet. I de siste to tiårene har det vært gjennomført flere studier av indirekte tap eller unnvikelseeffekter som oppstår på grunn av dette. En unnvikelseeffekt betyr at en reinsflokk reduserer bruken av beitet i en viss sone rundt et inngrep, ikke nødvendigvis at det opphører fullstendig. Sensitive dyr vil redusere beitingen mer enn tolerante dyr.

Flere internasjonale og nasjonale studier (Murphy og Curatolo 1987, Helle og Sarkela 1993, Cameron m.fl. 1995, Nellemann og Cameron 1996, Nellemann m.fl. 2000, Nellemann m.fl. 2001, Vistnes m.fl. 2001) viser at villrein/caribou og tamrein har en tendens til å trekke vekk fra områder med menneskelige inngrep (hytteområder, veier, skiområder, oljefelt, osv.). De unnvikelsesavstandene som er funnet varierer mye, det er f.eks. funnet unnvikelse på 250 m for skoglevende caribou rundt oljebrønner i Alberta, Canada (Dyer m.fl. 2001), og helt opp til 10 km for villrein ved et turistområde i Rondane (Nellemann m.fl. 2000). Ulik størrelse på unnvikelsessonene kan ha sin årsak i at studiene har brukt forskjellige metoder eller at det er vanskelig å justere for en rekke faktorer som påvirker reinens atferd. Slike faktorer kan være sesong, kjønn og alder, tamhetsgrad, beitekvalitet, populasjonstørrelse, jakt, antall forstyrrende inngrep i området og hvilke erfaringer dyrene har med disse (Reimers 1984, 1991, 1993; Colman 1999, Murphy og Lawhead 2000, Klein 2000, Wolfe m.fl. 2000, Colman m.fl. 2001b, Vistnes m.fl. 2001, Reimers og Colman 2006, Reimers m.fl. 2006). Men det ser ut til at inngrep som innebærer mye uforutsigbar menneskelig aktivitet, slik som turisme, gir de sterkeste negative effektene på atferd og de sterkeste unnvikelseeffektene (Helle og Sarkela 1993, Colman 1999, Murphy og Lawhead 2000, Ballard m.fl. 2000, Klein 2000, Wolfe m.fl. 2000, Colman m.fl. 2001b).

Flere studier har påpekt at tilsynelatende negative effekter kan bli redusert ved å inkludere faktorer som for eksempel høyde over havet eller vegetasjon i analysene (Reimers og Colman 2006, Reimers m.fl. 2007, Dahle m.fl. 2008, Colman m.fl. 2013). Det har også vært vist at reinsdyr kan oppsøke områder med høyere menneskelig aktivitetsnivå i perioder med insektstress om sommeren, dersom disse samtidig har lavere tetthet av insekter (Skarin m.fl. 2004). Skarin m.fl. (2008) viste også at reinen oppsøkte områder nærmere menneskelig aktivitet (turiststier) dersom disse samtidig var spesielt gode beiteområder. Skarins studier viser dermed betydningen av å inkludere faktorer som insektstress og beitekvalitet ved vurdering av hvordan reinsdyr unnviker områder rundt menneskelig forstyrrelse. I en studie ved Kjøllefjord vindpark (Colman m.fl. 2013) ble det vist at variasjoner i beitekvalitet i landskapet kunne forklare reinens arealbruk. Det ble derimot ikke funnet noen unnvikelse som følge av vindkraftverket, med unntak av en svak negativ effekt rundt atkomstveien. Menneskelig aktivitet på denne veien er sannsynlig årsak til unnvikelsen.

Kompleksiteten i hva som bestemmer reinens arealbruk gjør at forskere kan være uenige om en tilsynelatende unnvikelseeffekt er forårsaket av en menneskelig forstyrrelse. Som eksempel viste Noel m.fl. (2004), at fordelingen av kalver og voksne caribou ikke ble sterkt

påvirket av en veiutbygging i forbindelse med et oljefelt. De registrerte fordelingen av dyr innenfor 1 km brede soner, fra 1 til 6 km fra inngrepet, og andelen dyr i de forskjellige sonene tydet ikke på at inngrepet hadde betydning. Joly m.fl. (2006), hevdet at siden det totale antall dyr innenfor studieområdet hadde blitt redusert, burde rapporten konkludert med at veien, og ny infrastruktur, faktisk hadde en negativ effekt. Noel m.fl. (2006) argumenterte mot dette synet ved å hevde at en slik nedgang i populasjonsstørrelsen like gjerne kunne ha skjedd på grunn av naturlige faktorer som svingninger i arealbruken (Hinkes m.fl. 2005) og tidlig/sen snøsmeltning (Whitten og Cameron 1985).

Reimers og Colman (2006), Reimers m.fl. (2006), og Dahle m.fl. (2008) har også påpekt betydningen av å inkludere andre miljøvariabler enn avstanden til inngrep i analyser av unnavikelseeffekter. Det er et faktum at de fleste inngrep er lokalisert i tilknytning til lavereliggende områder eller følger dalganger i landskapet. Dette er spesielt viktig ved vurdering av reinens arealbruk ut i fra indirekte metoder, slik som f.eks. bruk av lavtykkelse som mål på beitetrykk (Nellemann m.fl. 2000, Vistnes og Nellemann 2001). I de senere år har vi tilgjengelig et økende datamateriale fra GPS-merkede rein (Colman m.fl. 2014, Skarin og Åhman 2014). Siden dette er data samlet over lange tidsrom gir det mulighet for å gjøre analyser som går mer i detalj ved inkludering av flere viktige miljøvariabler. Dette har vært vanskelig i tidligere studier som f.eks. er basert på øyeblikksbilder fra flyfotografering.

Nyere studier på GPS- merkete dyr viser at det kan være stor forskjell på unnavikelseeffekter avhengig av både sesong og inngrep. Polfus m.fl. (2011) undersøkte arealbruken for 5 GPS-merkete woodland caribou og fant en unnavikelse rundt hytter og gruver på henholdsvis 2 km og 1,5 km om sommeren, men fant ingen unnavikelse om vinteren når den menneskelige aktiviteten var på et minimum. De fant unnavikelse både sommer og vinter for hovedveier og mindre brukte veier (henholdsvis 2 km og 1 km), og mente at dette kunne være på grunn av økt predasjonsfare, enten p.g.a. menneskelig aktivitet eller rovdyr.

Det er vist at veier gjør ulv mer effektive som predatorer (James og Stuart-Smith 2000), men dette har mindre relevans innenfor norske tamreinområder der ulven stort sett er fraværende, og spesielt over skoggrensen der en vei (eller en kraftledning med "hogstgate") vil ha mindre betydning for predatorenes effektivitet. Anttonen m.fl. (2011) undersøkte arealbruk for GPS-merkete tamrein i Finland. De fant sterkere unnavikelse rundt tettsteder (opp til 2,5 km) sammenlignet med enkeltgrupper av bygninger og større veier (opp til 1,5 km). For skogsbilveier fant de kun negativ effekt tidlig vinter. Den generelle tendensen i resultatene til Anttonen m.fl. (2011) og Polfus m.fl. (2011) er at unnavikelsen rundt menneskelige inngrep øker med grad av menneskelig aktivitet i tilknytning til inngrepene. Et problem ved bruk av resultatene i sammenheng med konsekvensutredninger er at de ikke tallfester hvor sterk unnavikelse er innenfor avstandssonen med unnavikelse. Disse studiene opererer imidlertid med unnavikelsesavstander på 0,5-2,5 km, altså langt mindre enn for tidligere studier.

Når det gjelder villrein i Norge har senere års studier på GPS-merket rein (Panzacchi m.fl. 2013a, Colman m.fl. 2014), vist at negative effekter av tekniske inngrep først og fremst har sammenheng med graden av menneskelig aktivitet i forbindelse med inngrepene. Det er mer tvilsomt om tekniske inngrep i seg selv, slik som f.eks. kraftledninger, isolert sett har negativ effekt.

Studiene som viser unnavikelse av beiteområder ved menneskelig forstyrrelse viser at denne typen beitetap er en potensiell trussel for villreinen, men den store variasjonen i unnavikelsesavstander som er funnet, og uenigheten blant forskere om betydningen av og

årsaken til disse, gjør det vanskelig å vurdere hvor stor negativ effekt en ny utbygging kan få. Et aspekt som sjelden har vært vurdert er om det lavere beitetrykket, som redusert bruk av et berørt område vil gi, betyr at det reelle beitetapet må nedjusteres fordi tolerante dyr får bedre beiteforhold i de berørte områdene. Berørte områder kan også utgjøre beitereserver ved fremtidige økninger i populasjonsstørrelse eller ved klimatiske forandringer. Tilvenningsprosesser og populasjonsvekst kan reintrodusere dyr til områder som har vært midlertidig lite i bruk og derfor fått endret beiteforholdet i positiv retning (Bergerud m.fl. 1984).

## **Hindringer for trekk og bruk av beiteområdenes yttergrenser**

Barrierevirkninger som følge av lineære inngrep (veier, rørledninger, kraftledninger, o.l.) er en kjent problemstilling. En barrierevirkning kan potensielt forekomme selv om inngrepet ikke utgjør noen permanent fysisk barriere slik som ved oppdemming av vassdrag eller høye brøytekanter ved vinteråpne veier.

Plasseringen av et forstyrrende inngrep er avgjørende for hvordan dyrene vil reagere. Plasseres inngrepet sentralt i et spesielt viktig eller attraktivt område vil dyrene, p.g.a. høy motivasjonsfaktor, lettere krysse det lineære inngrepet og bruke området på begge sidene av dette. Derimot kan et inngrep i utkanten av et område gi konsekvenser man ikke får ved å plassere inngrepet sentralt. Resultatet kan være redusert bruk av arealene mellom inngrepet og områdets yttergrense (Jordhøy 1997).

GPS-baserte studier både fra Canada og Norge har funnet at reinsdyr, caribou og elg beveger seg raskere når de passerer lineær infrastruktur som kraftlinjer og veier (Dussault m.fl. 2007, Leblond m.fl. 2013, Panzacchi m.fl. 2013b). Eftestøl m.fl. (2014) har imidlertid påvist en metodisk feil som påvirker resultatene i disse studiene, og resultatene kan derfor ha vært misvisende ved at de viser raskere bevegelse ved passering av den lineære infrastrukturen enn det som er reelt.

Graden av påvirkning på trekkruiter ser også ut til å variere avhengig av type dyr (kjønn, alder), hvilke erfaringer de har med menneskelig aktivitet og landskapstypen eller habitatet inngrepet berører (Keller og Bender 2007, Gagnon m.fl. 2007). Drektige og kalveførende simler (i fostringsflokker) er generelt mer følsomme for forstyrrelser enn bukker (Smith og Cameron 1983, Reimers 1984, Dau og Cameron 1986, Cameron m.fl. 1992, Helle og Sarkela 1993, Nellemann og Cameron 1998, Vistnes og Nellemann 2001). På den annen side er simlens motivasjon for å komme til kalvingsområdene stor. Motivasjonen for å komme seg til kalvingsområder er spesielt stor, og studier fra Norge viser at reinsdyr kan passere til dels store barrierer på vandring til og fra disse områdene (Panzchacci m.fl. 2013b).

Veier i terrenget vil først og fremst virke forstyrrende grunnet økt aktivitet av mennesker langs veiene (Keller og Bender 2007, Colman m.fl. 2012, Helldin m.fl. 2012). Reinsdyr er ofte svært tilbakeholdne for å krysse nye veier med trafikk og ferdsel. Veier som er brøytet om vinteren vil i tillegg framstå som uoverstigelige grøfter dersom snømengden er stor.

### **3.KONSEKVENSER AV KRAFTLEDNINGER OG VINDKRAFTVERK**

Når kunnskapsstatus presenteres er det verdt å merke seg at det ikke finnes erfaringer med vindkraft og villrein fordi det foreløpig ikke har blitt bygget vindkraftverk innenfor villreinområder. For vindkraftverk presenteres derfor kun studier og erfaringer som er gjort på tamrein.

#### **Effekter på stress- og atferdsmønstre**

De fysiske konstruksjonene som utgjør vindkraftverk eller kraftledninger har i seg selv sannsynligvis ingen sterk skremmende effekt på reinsdyr. En rekke feltobservasjoner tilsier at rein kan vise normal atferd ved direkte eksponering for både vindturbiner og kraftledninger (Reimers 1986, Flydal 2002, Colman m.fl. 2014). Dette har blitt bekreftet i studier av tamrein i innhegning ved vindturbiner og kraftledninger (Flydal m.fl. 2004, Flydal m.fl. 2009), og for frittgående tamrein ved vindturbiner (Rønning 2009) og kraftledninger (Berg 2011). Det kan derfor synes som de direkte lokale effektene av kraftledninger og vindturbiner ikke gir seg utslag i stress, frykt- eller fluktatferd hos reinen når reinen først er i nærområdet til installasjonene. Slike responser vil derimot oppstå når reinen kommer i direkte kontakt med mennesker som befinner seg ved installasjonene.

En relevant artikkel som ser på lokale og regionale effekter av bl. a. vindkraftverk og kraftledninger er skrevet av Skarin og Åhman (2014). Artikkelen er basert på 18 ulike studier av effekter av inngrep på tamrein, og viser at lokale og intermediære studier til nå har funnet mindre omfattende negative effekter av denne typen inngrep sammenliknet med regionale studier. De konkluderer videre med at regionale studier i større grad fanger opp de mange nyansene rundt problemstillingen, og at regionale studier følgelig bør ilegges mer vekt enn studier på mindre skala.

Det er et viktig poeng at studier som fokuserer på direkte provokasjon (f.eks. Colman m.fl. 2001a) og/eller dyr i innhegninger (f. eks. Flydal m.fl. 2004), d.v.s. «lokale» studier, ikke nødvendigvis kan overføres direkte til større forhold med frittgående rein. Men de intermediære studiene som Skarin og Åhman (2014) refererer til, ser ikke kun på effektene i en radius av 5-10 km fra inngrepene, men inkluderer ofte også kontrollområder. Det kan argumenteres for at seriøse studier på dette nivået bør ilegges samme vekt som regionale studier.

Skarin og Åhman (2014) konkluderer også med at de beste studiene er de som finner de største effektene av menneskeskapt inngrep på reinsdyr, hvilket stort sett faller sammen med regionale studier. Det kan diskuteres om en slik konklusjon er forsvarlig, vitenskapelig sett. Det er også sannsynlig at det som oppfattes som unnvikelse av og til kan dreie seg om naturlig variasjon i arealbruk innenfor større regionale områder, eller være begrunnet i andre ukontrollerbare faktorer som viser seg å korrelere med inngrepene. Jo større områdene i en

studie er, dess vanskeligere kan det være å kontrollere for alle faktorer som kan påvirke resultatene. Relevante og vidt utbredte faktorer i denne sammenheng kan være barrierer som vassdrag og fjellskrenter, rovdyr, insekter, beitetilgang og snøforhold. Menneskeskapt forstyrrelse utover den som er beviselig knyttet til de studerte inngrepene, samt eventuelle forskjeller i arealbruk fra år til år, enten naturlig eller styrt gjennom gjeting, er andre eksempler. Faren med effekter av ukontrollerbare faktorer gjelder særlig for regionale studier som baserer seg på data innhentet over få år. Skarin og Åhman (2014) har i liten grad diskutert disse typer begrensninger som typisk forekommer i regionale studier.

Mye tyder på at visse regionale studier ikke har tatt slike faktorer tilstrekkelig til etterretning. Dette gjelder spesielt for studier der inngrep ikke har påvirket aktiviteten hos rovdyr og mennesker, og som dermed, evolusjonsbiologisk sett, heller ikke kan forventes å medføre tydelig reaksjon hos rein. Dette poenget har tidligere blitt påpekt av bl. a. Reimers og Colman (2006).

Det er heller ikke korrekt at studier som har sett på inngrep på mindre skala ikke har funnet negative effekter. Det er riktigere å si at disse studiene i større grad har funnet sammenhengen mellom den faktiske påviselige og kontrollerbare menneskelige tilstedeværelsen og effektene denne fører med seg. Dessuten har nyere tids GPS-data og statistiske metoder for analyse av arealbruk, gjort det mulig å nyansere bildet av hva som påvirker reinsdyr i større grad enn det som var mulig tidligere. GPS-baserte studier på landskaps- og regionnivå (f. eks. Polfus 2011, Skarin m.fl. 2013 og Colman m.fl. 2014), har påvist svakere negativ konsekvens av inngrep enn det som har blitt hevdet i tidligere publikasjoner (f. eks. Vistnes og Nelleman 2001).

## **Visuell effekt og støyeffekt**

### **Vindkraftverk**

Ut fra det vi vet om reinens audiogram, d.v.s. hørselsevne ved ulike frekvenser (Flydal m.fl. 2001), kan man med sikkerhet si at rein vil oppfatte støy fra ledninger og vindturbiner omtrent likt som mennesker. Unntaket er for de mest lavfrekvente delene av støyen (<250 Hz), der mennesker har noe bedre hørsel enn reinsdyr (Flydal m.fl. 2003). Alle som har gått i nærheten av et vindkraftverk i drift vet at det kan komme relativt kraftig lyd fra vindturbinene, og som kan høres godt opptil flere hundre meter unna, avhengig av bakgrunnsstøy. Effekter av rotorbevegelse og støyen fra denne er studert på tamrein i innhegning (Flydal m.fl. 2004), der det ikke ble funnet spesifikke atferdsresponsen i forbindelse med at en vindturbin som befant seg fra 0-400 m unna dyrene vekselvis ble slått på (rotorbevegelse) og av (ingen rotorbevegelse). Det kan også spekuleres i om rotorbevegelse virker forstyrrende i reinens synsfelt og dermed kan skjermes synsinntrykket av reelle trusler som predatorer. Dette er vanskelig å dokumentere. En studie fra Kjøllefjord vindpark tyder på at dyr oppfører seg normalt når de først er i nrområdet til vindturbinene (Rønning 2009). Ifølge Helldin m.fl. (2012) er støynivået rett under en 1,5 MW vindturbin med 60 m tårnhøyde på rundt 50-60 dBA, og følgelig under det støynivået hvor man har kunnet påvise negative stressresponsen hos ulike arter av husdyr.

## **Kraftledninger**

Det er ikke gjort vitenskapelige undersøkelser av frittgående reinsdyrs atferdsrespons på støy forårsaket av vindturbulens rundt master og kraftledninger, eller coronastøy forårsaket av elektriske utladninger ved høy luftfuktighet. Men ved kartlegging av reinens audiogram og støymåling ved kraftledninger har det vært vist at denne typen støy oppfattes meget godt av rein (Flydal 2002). I rolig vær vil det ikke være noe turbulensstøy rundt ledninger eller master.

Innenfor tamreindrift har reineiere hevdet at kraftledningsstøy forårsaket av vind kan gjøre tamreinen urolig og skape vanskeligheter med å drive dem forbi ledningene. Dette har ikke blitt studert vitenskapelig og det er også reineiere vi har snakket med som ikke har lagt merke til at kraftledninger gir slike problemer.

Såkalt coronastøy fra kraftledninger oppstår først og fremst ved spenninger på 300 kV og høyere. Det har også vært spekulert i om reinens evne til å oppfatte UV-lys kan medføre at den skremmes av UV-lys knyttet til elektriske utladninger fra ledninger (Tyler m.fl. 2014 og 2015). Dette er en spekulasjon som er på hypotesestadiet, man har altså ingen vitenskapelig dokumentasjon på at UV-lys fra ledninger kan virke skremmende på rein. Det er også vanskelig å se for seg hvorfor dette skulle være skremmende siden de fleste fryktresponser hos rein er relatert til predasjonsrisiko (Reimers m.fl. 2015). Tatt i betraktning at kraftlinjer oftest ikke er tilfeldig plassert (men gjerne følger landskapslinjer som f.eks. daler), at andre studier har vist at reinsdyr ikke frykter kraftlinjer isolert sett (f.eks. Reimers m.fl. 2007), og at nye GPS-data i hvert fall delvis bygger opp om dette (f. eks. Panzacchi m.fl. 2013a), må det foreløpig konkluderes med at problemstillingen er relevant og interessant, men altså foreløpig ikke blitt støttet opp med empiriske data.

## **Unnvikelseeffekter**

### **Vindkraftverk**

I Norge har man vitenskapelige erfaringer fra Kjøllefjord vindpark i Finnmark, og fra Fakken vindpark i Troms, når det gjelder unnvikelseeffekter hos tamrein. Fra Kjøllefjord ble det vist at tamrein på sommerbeite ikke viser unnvikelse av arealer i tilknytning til vindturbinene (Colman m.fl. 2012a og b), men det ble funnet en tendens til lokal unnvikelse rundt adkomstveien til vindkraftverket, sannsynligvis som følge av menneskelig aktivitet på veien. I dette studiet ble vindkraftverket bygget innenfor et areal dominert av blokkmark og med lite beite, og det skjedde på en halvøy der reinen maksimalt kunne trekke om lag 4 km unna selve vindkraftverket. Slike forhold gjør at resultatene fra Kjøllefjord ikke er direkte overførbare til andre områder. Som nevnt ovenfor var et viktig funn ved Kjøllefjord at beitets fordeling i landskapet forklarte mer av reinens arealbruk enn de menneskelige forstyrrelsene. Beitevurderinger bør derfor legges til grunn ved konsekvensvurdering når det gjelder unnvikelseeffekter, og det er av stor betydning hva slags beitekvalitet det er innenfor influensområdet av vindkraftverk. Når det gjelder Fakken Vindpark ble det funnet tendenser til beiteunnvikelse rundt vindparken i anleggsperioden, mens det i de påfølgende årene, i driftsfasen, ikke ble funnet noen unnvikelsesresponser hos reinen. Begge disse studiene var basert på månedlige registreringer av dyrenes arealbruk gjennom direkte observasjon, og de pågikk gjennom flere år, fra før og under anleggsfase, til to-tre år inn i driftsfasen.



Også Skarin m.fl. (2015) fant at tamrein ble negativt påvirket i anleggsfasen for vindkraftverkene i Storliden og Jokkmokksliden i Sverige. Blant annet økte dyrenes skrittlengde jo nærmere de var anleggsområdene, hvilket indikerer stress. Dette var merkbart i en sone ut til fem km avstand fra anleggsområdene. Det var her også en tendens til at dyrene stoppet opp i tradisjonelle migrasjonskorridorer når de nærmet seg vindkraftverkene, hvilket medførte merarbeid for reindriften.

En rapport fra Gabrielsberget vindkraftverk i Sverige (Enetjärn Natur 2014) beskriver hvordan det lokale reinbeitedistriktet har hatt negative erfaringer med et vindkraftverk, både i anleggs- og i driftsfasen. Problemene artet seg i form av mer rastløse dyr, og følgelig betydelig merarbeid for reindriften for å holde dem innenfor beiteområdene. At dyrene ble negativt påvirket av trafikk og generelt anleggsarbeid samsvarer med flere andre studier, men ved Gabrielsberget fortsatte problemene ifølge reindriftsutøvere i området også inn i driftsfasen. Urolige dyr, merarbeid i form av flere gjeter og mer skuterkjøring har derfor preget driften også i driftsfasen. Supplerende GPS-data har bekreftet at dyrene var stresset i planområdet og ut til ca. én km fra dette. Bruken (d.v.s. antall dyr) av planområdet og det omkringliggende området i én km radius ble anslått til å ligge på omtrent halvparten av det det var før utbyggingen startet (Enetjärn Natur 2014).

## **Kraftledninger**

Noen studier har rapportert at kraftledninger kan gi en reduksjon i reinens arealbruk i tilliggende arealer med flere kilometers bredde (Nellemann m.fl. 2001, Vistnes og Nellemann 2001, Vistnes m.fl. 2001, Nellemann m.fl. 2003, Vistnes m.fl. 2004), og at en slik effekt forsterkes ved kombinert effekt med annen menneskelig utbygging/aktivitet som for eksempel hyttefelt, veier og skiløyper eller parallelføring med eksisterende ledninger (Nellemann m.fl. 2000, Vistnes m.fl. 2001, Vistnes m.fl. 2004). Reimers m.fl. (2007) fant derimot ingen redusert bruk av et randområde i Nord-Ottadalen som følge av en kraftledning som potensielt utgjør en barriere for bruken av dette. Berg (2011) fant heller ingen effekter av henholdsvis 132 kV og 420 kV kraftledninger på tamrein over tregrensen. De mest omfattende studiene av rein og ledninger har blitt gjort gjennom Vind-Rein/Kraft-Rein prosjektet ved å se på arealbruk til rein innenfor Essand reinbeitedistrikt og Setesdal-Vesthei-Ryfylkeheiene og Setesdal-Asthei villreinområder. Det ble ikke funnet negative effekter av ledningene i driftsfasene, mens det under anleggsarbeidet var til dels sterke unnvikelseeffekter (gjelder Essand) (Colman m.fl. 2014).

En del studier fra tidligere år som har funnet sterke negative effekter av ledninger har en del usikkerhet forbundet ved seg, når det gjelder muligheten for at andre faktorer kan ha spilt inn på reinens arealbruk, og også ut i fra at datamateriale i enkelte studier har vært basert på kun noen få feltdager med observasjon (se Reimers og Colman 2006 for en kritisk vurdering), samt at andre studier heller ikke fant noen slik effekt (Reimers m.fl. 2007). På bakgrunn av at nyere studier basert på GPS-data ikke finner unnvikelseeffekter i driftsfasen av ledninger (Colman m.fl. 2014), er kunnskapsstatus nå i endring. Sannsynligvis har ikke ledninger en slik sterk negativ effekt på reinens arealbruk som har vært rapportert tidligere.

Resultater fra VindRein og KraftRein-prosjektene viser at frittbeitende rein ved kraftlinjer tilsynelatende utviser normal atferd (f. eks. Eftestøl m.fl. 2015). Resultater fra studier av villrein er varierte, men en nylig utført litteraturstudie på effekter av kraftledninger, konkluderer med at kraftlinjer i seg selv ikke har noen negativ effekt på reinsdyr, og at de studiene som har kommet frem til andre konklusjoner ikke har tatt høyde for korrelerende faktorer som rovdyr og menneskelig aktivitet (Bartzke m.fl. 2014). Den samme studien

påpeker riktignok at kraftlinjer kan medføre en økning av predatorer, og at man derfor bør være forsiktig med å legge linjer til områder som påviselig er viktige for kalving.

## **Hindringer for trekk og bruk av beiteområdenes yttergrenser**

### **Vindkraftverk**

Det er ikke publisert mange studier på hvordan vindkraftverk påvirker driv av tamrein. Skarin m.fl. (2015) er et unntak, og deres resultater fra vindkraftverkene Storliden og Jokkmokksliden i Nord-Sverige viser at tamrein i anleggsperioden reduserte bruken av tradisjonelle migrasjonskorridorer med 76 % i opptil to km avstand fra anleggsområdene. Foreløpige resultater fra VindRein-prosjektet (2010), tyder imidlertid på at vindkraftverket på Nygårdsfjellet ved Narvik ikke har nevneverdig påvirkning på drivet inn og ut av gjerdeanlegget som ligger ca. 500 meter unna vindparken. Drivet ut av gjerdeanlegget går rett igjennom vindkraftverket. Vi vil understreke at dette er et vindkraftverk med kun 3 turbiner, og et større vindkraftverk kan ha større effekter på rein. Reindriften på Nordkinnhalvøya har f. eks. opplyst at de har problemer med å drive dyr ut fra Dyfjordhalvøya og forbi Kjøllefjord vindkraftverk om høsten. Dette er imidlertid ikke undersøkt med vitenskapelige metoder, og det er derfor vanskelig å konkludere med hva som eventuelt er årsaken til disse problemene.

Vindkraftverket ved Kjøllefjord med tilhørende infrastruktur er lokalisert slik at Dyfjordhalvøya deles opp i to områder, et på utsiden og et på innsiden av inngrepet. Colman m.fl. (2012) fant i sin studie fra området at vindkraftverket ikke forhindret tamreinen i å bruke beiteområdene på den inngrepfrie, ytre delen av halvøya. Faktisk brukte dyrene den delen som lå på "yttersiden" av vindkraftverket mest. I tillegg var det en betydelig variasjon i antall dyr på begge sider av vindkraftverket hver enkelt måned, noe som støtter videre opp om at vindkraftverket ikke hindret de naturlige trekkmulighetene.

### **Kraftledninger**

Det har vært hevdet at kraftledninger kan virke som barrierer for villreintrekk og dermed potensielt avskjære beiteområder for videre bruk. Jordhøy (1997) beskrev hvordan slike effekter sannsynligvis blir sterkest i randsoner, som tanger og lignende innenfor et villreinområde, fordi reinens motivasjon for å trekke inn i disse arealene i utgangspunktet er svakere enn for trekk inn i mer sentrale beiter. Forsinkelsen og eventuelle barriereeffekter vil være sterkest der ledningen hindrer bruk av mindre viktige områder i utkanten av distriktet. Dette fordi motivasjonen for å trekke ut til utkantsområdene kan være mindre (Jordhøy 1997)

Datamaterialet fra GPS-merket villrein i Setesdal og tamrein på Essand viser ingen klare effekter av ledninger på dyrenes trekkemønster, men her gjenstår analyser for eventuelt å avdekke mindre lokale effekter på dyrenes atferd og arealbruk (Colman m.fl. 2014). Vistnes m.fl. (2004) fant at to kraftledninger sammen med en vinterstengt vei innenfor Snøhetta villreinområde skapte en barriere. Et annet studium på villrein i Sør-Norge fant ikke noen støtte for at kraftledninger medførte barriereeffekter (Reimers m.fl. 2007).

En totalvurdering av dagens kunnskapsstatus rundt kraftledningers eventuelle barriereeffekt på rein tilsier at det sannsynligvis er minimal isolert effekt av kraftledninger. Det kan være at summen av flere inngrep inkludert en kraftlinje innenfor samme område kan føre til at trekk forhindres (f.eks. Vistnes m.fl. 2004, 2001), men en kraftledning alene vil i de fleste tilfeller

ikke oppfattes som en trussel (f.eks. Reimers m.fl. 2007), noe som særlig har sin årsak i at kraftledninger ikke medfører økt menneskelig aktivitet utover anleggsperioden. Panzacchi m.fl. (2013a) viste nettopp dette ved å studere et stort datamateriale fra GPS-merket villrein i Sør-Norge; kraftledninger hadde ingen isolert effekt, men slo negativt ut i kombinasjon med veier.

## **Anleggsfase og tilvenning**

Siden menneskelig aktivitet knyttet til anleggsarbeid ofte er stor i forbindelse med utbygginger generelt, og ved bruk av helikopter spesielt, har denne perioden stor betydning for reinsdyrene i et aktuelt område. Effektene vil være avhengig av når anleggsarbeidet foregår og når områdene brukes av reinen.

Mye tyder på at reinen kan forbinde tekniske installasjoner med menneskelig aktivitet og forstyrrelse og derfor unngår områdene i ettertid, men det er også noen studier som viser at reinsdyrene kommer tilbake etter at anleggsfasen er ferdig (se delkapittelet om tilvenning ovenfor) Det vil generelt være viktig å redusere forstyrrelsene i anleggsfasen så mye som mulig. Dette fordi det er mer sannsynlig at reinsdyrene vil tilvenne seg inngrepet raskere hvis de ikke har negative erfaringer med inngrepet eller området i anleggsfasen.

I studien av tamrein ved Kjøllefjord vindpark (Colman, m.fl. 2012, Colman m.fl. 2013), ble det ikke funnet klare forskjeller i arealbruk ved sammenligning av anleggsperioden og driftsperioden. Dette er overraskende sett i lys av reinsdyrs generelt sterke frykt og forstyrrelsesrespons i møte med mennesker (Stankowith 2008, Reimers m.fl. 2012). I vurderingen av dette resultatet må det tas i betraktning at vindkraftverket er lokalisert innenfor et areal som har liten beiteverdi for rein. Det var derfor et relativt lite antall dyr som ble direkte eksponert for forstyrrelsene. I Essand har man imidlertid sett klare tendenser til at dyrene unngikk nærområdet til 420 kV-ledningen mellom Nea og Järpstrømmen i 2008 og 2009 da det var anleggsarbeid langs ledningen (Colman m.fl. 2014).

I forhold til kryssing og unnvikelsessoner er det sannsynlig at vi får en tilvenning til en kraftledning over tid. Tilvenningen vil gå raskere og være sterkere jo mindre negative erfaringer reinsdyrene har med området i anleggsfasen. En kraftledning gir en stasjonær forstyrrelse og vedlikehold skjer sjeldent, og kan vanligvis utføres når det ikke er dyr tilstede. Det er derfor sannsynlig at eventuelle unnvikelsessoner rundt ledninger vil reduseres i tiden etter et fullført anleggsarbeid.

Vindkraftverk medfører omfattende anleggsarbeid. Anlegging av veinett i kupert terreng krever sprengningsarbeid, transport og bearbeiding av løsmasser. Dette krever bruk av store maskiner, det gir mye støy og mange anleggsarbeidere som er involvert. Transport og reising av vindmøllene krever også store kjøretøy og kraner. Totalt sett må en derfor anta at selve anleggsområdene ikke kan benyttes av villrein i denne perioden, de vil simpelthen bli skremt vekk. Noe som kjennetegner anleggsarbeid er at det pågår med varierende intensitet innenfor ulike deler av planområdet gjennom anleggsperioden. Det kan derfor være deler av planområdet for et vindkraftverk som kan brukes av rein mens arbeid skjer i andre deler. Anleggsarbeid er også romlig begrenset til selve veitraséene og oppstillingsplassene for de nye konstruksjonene, slik at menneskelig aktivitet sjelden skjer inn i uberørt terreng i nærområdet.

I litteraturgjennomgangen til Hellner m.fl. (2012), konkluderes det med at menneskelig aktivitet særlig knyttet til økt friluftsliv og ferdsel vil gi de mest negative konsekvensene ved vindkraftutvikling, til og med mer negativt enn anleggsarbeidet i seg selv. Dette gir mening i lys av at friluftsliv er uforutsigbart og skjer inn i større arealer rundt et planområde. Det oppstår også situasjoner der rein opplagt vil oppfatte mennesket som en predator. Ved anleggsarbeid er det mange aktiviteter som ikke like opplagt vil virke skremmende på reinsdyr. Det er velkjent at maskiner og kjøretøy oftest virker mindre skremmende enn mennesker til fots.

## 4. LITTERATUR (REFERERT I TEKST)

Aanes R., Linnell J.D., Swenson J.E., Støen O.-G., Odden J. og Andresen R. 1996. Menneskelig aktivitets innvirkning på klauvvilt og rovvilt. En utredning foretatt i forbindelse med Forsvarets planer for Regionfelt Østlandet, Del 1. NINA Oppdragsmelding 412:1-29.

Anttonen M., Kumpula J. og 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.

Ballard W.B., Cronin M.A. og Whitlaw H.A. 2000. Caribou and oil fields. s. 85-104 i: Truett, J.C. og Johnson, S.R. (red.) The natural history of an arctic oil field/Development and the biota. Academic Press, San Diego, USA. 422 s.

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

Baskin L. M. og Hjalten J. 2001. Fright and flight behavior of reindeer. *Alces* 37:435-445.

Bergerud A.T., Jakimchuk R.D. og Carruthers D.R. 1984. The buffalo of the north: Caribou (*Rangifer tarandus*) and human developments. *Arctic* 37:7-22.

Cameron R.D., Reed D.J., Dau J.R. og Smith W.T. 1992. Redistribution of calving caribou in response to oil-field development on the arctic slope of Alaska. *Arctic* 45:338-342.

Cameron R.D., Lenart E.A., Reed D.J., Whitten K.R. og Smith W.T. 1995. Abundance and movements of caribou in the oilfield complex near Prudhoe Bay, Alaska. *Rangifer* 15:3-7.

Colman J.E. 1999. Villrein og forstyrrelser. Side 186-195 i: I villreinens rike (Frøstrup, J.C. red.). Friluftforlaget, Arendal. 249 s.

Colman J.E. 2000. Behaviour patterns of wild reindeer in relation to sheep and parasitic flies (Ph. D.-avhandling). Universitetet i Oslo.

Colman J.E., Jacobsen B.E. og Reimers E. 2001a. Summer response distances of Svalbard Reindeer *Rangifer tarandus platyrhynchus* to provocations by humans on foot. *Wildlife Biology* 7: 275-283.

Colman J.E., Pedersen C., Hjermann D., Holand Ø., Moe S.R. og Reimers E. 2001b. Twenty-four-hour activity patterns of wild reindeer in summer. *Canadian Journal of Zoology* 79:2168-2175.

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

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

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

Colman J.E., Eftestøl S., Tsegaye D., Flydal K., Lilleeng M., Rapp K. og Røthe G. 2014. Sluttrapport VindRein og KraftRein. Effekter fra vindparker og kraftledninger på frittgående tamrein og villrein. Delprosjektene Kjøllefjord, Essand, Fakken og Setesdal. Institutt for biovitenskap, Universitetet i Oslo, og Institutt for Naturforvaltning, Norges miljø- og biovitenskapelige universitet. 84 sider.  
[http://www.mn.uio.no/ibv/english/research/projects/vindrein-project/sluttrapport\\_vindrein\\_kraftrein\\_april2014\\_2.pdf](http://www.mn.uio.no/ibv/english/research/projects/vindrein-project/sluttrapport_vindrein_kraftrein_april2014_2.pdf)

Cronin M.A., Ballard W.B., Truett J.C. og Pollard R.H. 1994. Mitigation of the effects of oil field development and transportation corridors on Caribou. Upublisert rapport sponset av Alaska Oil and Gas Association. Anchorage, USA.

Curatolo J.A. og Murphy S.M. 1986. The effects of pipelines, roads, and traffic on the movements of caribou, *Rangifer tarandus*. *Canadian Field-Naturalist* 100:218-224.

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

Dau J.R. og Cameron R.D. 1986. Effects of a road system on caribou distribution during calving. *Rangifer Special Issue* 1:95-101.

Dussault C., Ouellet J.-P., Laurian C., Courtois R., Poulin M. og Breton, L. 2007. Moose movement rates along highways and crossing probability models. *Journal of Wildlife Management* 71:2338-2345.

Dyer S.J., O'Neill J.P., Wasel S.M. og Boutin S. 2001. Avoidance of industrial development by woodland caribou. *Journal of Wildlife Management* 65:531-542

Eftestøl S., Tsegaye D., Herfindal I., Flydal K. og 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.

Eftestøl S., Tsegaye D., Flydal K. & Colman J.E. 2015. From high voltage (300 kV) to higher voltage (420 kV); reindeer avoid construction activities, but not power lines themselves. Manuskript innsendt til Polar Biology.

Enetjärn Natur 2014. Vindkraft på Gabrielsberget - Uppföljning av konsekvenserna för rennäringen. Resultat från sex års uppföljning. 2014-06-18 slutrapport. 76 s.

Flydal K., Jordhøy P., Nellemann C., Reimers R., Strand O. og Vistnes I. 2002. Rapport fra Rein-prosjektet. Norges Forskningsråd.

Flydal K. 2002. Noise perception and behavioural responses of reindeer when in close vicinity of power lines and windmills. Dr. Scient.-avhandling. Biologisk institutt, Universitetet i Oslo.

Flydal K., Hermansen A., Enger P.S. og Reimers E. 2001. Hearing in reindeer. *Journal of Comparative Physiology A* 187: 265-269.

Flydal K., Kilde I.R., Enger P.S. og Reimers E. 2003. Reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*) perception of noise from power lines. *Rangifer* 23: 21-24.

Flydal K., Eftestøl S., Reimers E. og Colman J.E. 2004. Effects of windmills on area use and behaviour of semi-domestic reindeer in enclosures. *Rangifer*. 24:55-66.

Flydal K., Korslund L., Reimers E., Johansen F. og Colman J.E. 2009. Effects of power lines on area use and behaviour of semi-domestic reindeer in enclosures. *International Journal of Ecology*. 14 sider. doi:10.1155/2009/340953.

Gagnon J.W., Theimer T.C., Dodd N.L., Boe, S. og Schweinsburg R.E. 2007. Traffic volume alters elk distribution and highway crossings in Arizona. *Journal of Wildlife Management* 71:2318-2323.

Hansen B.B. og Aanes R. 2015. Habituation to humans in a predator-free wild ungulate. *Polar Biology* 38:145-151.

Helle T. og Särkela M. 1993. The effects of outdoor recreation on range use by semi-domesticated reindeer. *Scandinavian Journal of Forest Research* 8:123-133.

Helle T, Hallikainen V, Särkelä M, Haapalehto M, Niva A og Puoskari J. 2012. Effects of a holiday resort on the distribution of semidomesticated reindeer. *Annales Zoologici Fennici* 49:23-35.

Helldin J.O., Jung J., Neumann W., Olsson M., Skarin A. og Widemo F. 2012. Vindkraftens effekter på landlevende daggdjur. En syntesrapport. Svenska Naturvårdsvärket. 55 ss.

Hill E.L. 1985. A preliminary examination of the behavioural reaction of caribou to the Upper Salmon hydroelectric development in Newfoundland. S. 86-94 i: 2<sup>nd</sup>. North American Caribou Workshop (Meredith, TC, Martell, AM, red.). Val Morin, Quebec: McGill University, Canada.

Hinkes M.T., Collins G.H., Van Daele L.J., Kovach S.D., Aderman A.R., Woolington J.D. og Seavoy R.J. 2005. Influence of population growth on caribou herd identity, calving ground fidelity, and behavior. *Journal of Wildlife Management* 69:1147-1162.

Holand Ø. 2003. Reindrif- Samisk næring i bryting mellom tradisjon og produksjon. Gan forlag.

Johnson C.J. og Russell D.E. 2014. Long-term distribution responses of a migratory caribou herd to human disturbance. *Biological Conservation* 177:52-63.

Joly K., Nellemann C. og Vistnes I. 2006. A reevaluation of caribou distribution near an oilfield road on Alaska's North Slope. *Wildlife Society Bulletin* 34:866-869.

- Jordhøy P. 1997. Kraftledninger og tangeproblematikk i Nord-Ottadalen (Reinheimen). *Villreinen* 1997:50-57.
- Keller B.J. og Bender L.C. 2007. Bighorn Sheep Response to Road-Related Disturbances in Rocky Mountain National Park, Colorado. *Journal of Wildlife Management* 71:2329-2337.
- Klein D.R. 2000. Arctic grazing systems and industrial development: Can we minimize conflicts? *Polar Research* 19:91-98.
- Leblond M., Dussault, C. og Ouellet J-P. 2013. Impacts of Human Disturbance on Large Prey Species: Do Behavioral Reactions Translate to Fitness Consequences? *PLoS ONE* 8(9): e73695. doi:10.1371/journal.pone.0073695.
- Murphy S.M. 1988. Caribou behavior and movements in the Kuparuk Oilfield: implications for energetic and impact analyses. *Wildlife Technical Bulletin* 8:196-209.
- Murphy B.J. og Curatolo J.A. 1987. Activity budgets and movement rates of caribou encountering pipelines, roads, and traffic in northern Alaska. *Canadian Journal of Zoology* 65:2483-2490.
- Murphy S.M. og Lawhead B.E. 2000. Caribou. In: The natural history of an Arctic oil field: development and the biota (Truett JC, Johnson SR, eds). San Diego, San Francisco: Academic Press, 59-84.
- Nellemann C. og Cameron R.D. 1996. Effects of petroleum development on terrain preferences of calving caribou. *Arctic* 49:23-28.
- Nellemann C. og Cameron R.D. 1998. Cumulative impacts of an evolving oil-field complex on the distribution of calving caribou. *Canadian Journal of Zoology* 76:1425-1430.
- Nellemann C., Jordhøy P., Støen O.-G. og Strand O. 2000. Cumulative impacts of tourist resorts on wild reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*) during winter. *Arctic* 53:9-17.
- Nellemann C., Vistnes I., Jordhøy P. og 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., Strand O. og Newton A. 2003. Progressive impact of piecemeal infrastructure development on wild reindeer. *Biological Conservation* 113:307-317.
- Nellemann C., Vistnes I., Jordhøy P., Støen O.-G., Kaltenborn B.P., Hanssen F. og Helgesen R. 2010. Effects of recreational cabins, trails and their removal for restoration of reindeer winter ranges. *Restoration Ecology* 18:873-881.
- Nieminen M. 2012. Response distances of wild forest reindeer (*Rangifer tarandus fennicus* Lönnb.) and semi-domestic reindeer (*R. t. tarandus* L.) to direct provocation by a human on foot/snowshoes. *Rangifer* 33: 1-15.



- Noel L.E., Pollard R.H., Ballard W.B. og Cronin M.A. 1998. Activity and use of active gravel pads and tundra by Caribou, *Rangifer tarandus granti*, within the Prudhoe Bay oil field, Alaska. *Canadian Field-Naturalist* 112:400-409.
- Noel L.E., Parker K.R. og Cronin A.A. 2004. Caribou distribution near an oilfield road on Alaska's North Slope, 1978-2001. *Wildlife Society Bulletin* 32:757-771.
- Noel L.E., Parker K.R. og Cronin M.A. 2006. Response to Joly *et al.* 2006. A reevaluation of caribou distribution near an oilfield road on Alaska's North Slope. *Wildlife Society Bulletin* 34:870-873.
- Northcott P.L. 1985. Movement and distribution of caribou in relation to the Upper Salmon hydroelectric development, Newfoundland. In: 2nd North American Caribou Workshop, Val Morin, Quebec. McGill Subarctic Research Paper No. 40 (Meredith TC, Martell AM, eds), 69-84.
- O'Neil T.A. og Witmer G.W. 1991. Assessing cumulative impacts to elk and mule deer in the Salmon River Basin, Idaho. *Applied Animal Behaviour Science* 29:225-238.
- Panzacchi M., van Moorter B., Jordhøy P. og Strand O. 2013a. Learning from the past to predict the future: using archeological 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. 2013b. A road in the middle of one of the last wild reindeer migration routes in Norway: crossing behaviour and threats to conservation. *Rangifer* 33, Special Issue No. 21, 2013: 15–26
- Polfus J.L., Hebblewhite M. og Heinemeyer K. 2011. Identifying indirect habitat loss and avoidance of human infrastructure by northern mountain woodland caribou. *Biological Conservation* 144:2637-2646.
- Pollard R.H., Ballard W.B., Noel L.E. og 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.
- Reimers E. 1984. Virkninger av menneskelig aktivitet på rein og caribou: En litteraturstudie. Rapport 1984:9. NVE- Vassdragsdirektoratet. Natur- og landskapsavdelingen, Oslo, Norge.
- Reimers E. 1986. Rein og menneskelig aktivitet: En litteraturstudie. Kraft og miljø 12. NVE- Vassdragsdirektoratet. Natur- og landskapsavdelingen, Oslo, Norge.
- Reimers E. 1991. Økologiske konsekvenser av snøscootertrafikk. *Fauna* 44:255-268.
- Reimers E. 1993. Snøscootertrafikk. Konsekvenser for hovdyr. *Villreinen* 7:94-101.
- Reimers E. og Kollé K. 1987. Effect of hunting on activity budget, growth, and body size of wild reindeer. S. 363-365 i: Global trends in wildlife management (Bobek B, Perzanowski K og Regelin W, red). Krakow: Swiat Press, Krakow-Warszawa, Polen.

- Reimers E. og Svela S. 2002. Vigilance behavior in wild and semi-domestic reindeer in Norway. *Alces* 37:303-313.
- Reimers E. og Colman J.E. 2006. Reindeer and caribou (*Rangifer*) response to human activities – a literature review. *Rangifer* 26:55-71.
- Reimers E., Miller F.L., Eftestøl S., Colman J.E. og Dahle B. 2006. Flight by feral reindeer in response to a directly approaching human on foot or on skis. *Wildlife Biology* 12:403-413.
- Reimers E., Dahle B., Eftestøl S., Colman J.E. og Gaare E. 2007. Effects of a power line on migration and range use of wild reindeer. *Biological Conservation* 134:484-494.
- Reimers E., Røed K. H., Flaget Ø. og Lurås E. 2010. *Habituation responses in wild reindeer exposed to recreational activities*. *Rangifer* 30:45-59.
- Reimers E., Røed K.H. og Colman J.E. 2012. Persistence of vigilance and flight response behaviour in wild reindeer with varying domestic ancestry. *Journal of Evolutionary Biology* 25: 1543-1554.
- Reimers E., Flydal K., Korslund L., Eftestøl S., Colman J.E. og Tsegaye D. 2015. Power lines, reindeer and UV. Letter to the Editor. *Biological Conservation* 184:471.
- Rønning H. 2009. Beiteadferd blant tamrein (*Rangifer tarandus tarandus*) i forhold til en vindpark. Master-oppgave. Institutt for Naturforvaltning, UMB.
- Skarin A., Danell Ö., Bergstrom R. og Moen J. 2004. Insect avoidance may override human disturbances in reindeer habitat selection. *Rangifer* 24:95-104.
- Skarin A., Danell Ö., Bergstrom R. og Moen J. 2008. Summer habitat preferences of GPS-collared reindeer *Rangifer tarandus tarandus*. *Wildlife Biology* 14:1-15.
- Skarin A., Nellemann C., Sandström P., Rönnegård L. og Lundqvist H. 2013. Renar och Vindkraft – Studie från anläggningen av två vindkraftparker i Malå sameby. Swedish Environmental Agency Stockholm  
<http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer6400/978-91-620-6564-5.pdf>
- Skarin A. og Åhman B. 2014. Do human activity and infrastructure disturb domesticated reindeer? The need for the reindeer's perspective. *Polar Biology* 37:1041-1054.
- Skarin, A., Nellemann C., Rönnegård L., Sandström P. & Lundqvist H. 2015. Wind farm construction impacts reindeer migration and movement corridors. *Landscape Ecology*.  
Online: DOI 10.1007/s10980-015-0210-8.
- Skogland T. 1984. The effects of food and maternal condition on fetal growth and size in wild reindeer. *Rangifer* 4: 39-46.
- Skogland T. 1985a. The effects of density-dependent resource limitation on the demography of wild reindeer. *Journal of Animal Ecology* 54: 359-374

- Skogland T. 1985b. Life history characteristics of wild reindeer (*Rangifer tarandus tarandus* L.) in relation to their food resources, ecological effects and behavioral adaptations. Ph. D. thesis. Meddelelser fra Norsk Viltforskning, 3. serie nr. 14.
- Skogland T. 1986. Density-dependent food limitation and maximal production in wild reindeer herds. *Journal of Wildlife Management* 50: 314-319.
- Skogland T. 1990. Density dependence in a fluctuating wild reindeer herd, maternal vs. offspring effects. *Oecologia* 84:442-450.
- Skogland T. 1994. Villrein - Fra urinnvåner til miljøbarometer. Teknologisk forlag, Oslo, Norge.
- Skogland T og Grøvan B. 1988. The effects of human disturbance on the activity of wild reindeer in different physical condition. *Rangifer* 8:11-19.
- Smith M. og Cameron R.D. 1983. Responses of caribou to industrial development on Alaska's arctic slope. *Acta Zoologica Fennica* 175:43-45.
- Stankowich T. 2008. Ungulate flight responses to human disturbance: A review and meta-analysis. *Biological Conservation* 141: 2159-2173.
- Tyler N., Stokkan K.-A., Hogg C., Nellemann C., Vistnes A.-I., og Jeffery G. 2014. Ultraviolet Vision and Avoidance of Power Lines in Birds and Mammals. *Conservation Biology* 28:630-631.
- Tyler N., Stokkan K.-A., Hogg C., Nellemann C., Vistnes A.-I., og Jeffery G. 2015. Power lines, reindeer and UV: A reply to Reimers et. al. *Biological Conservation* 184:472.
- VindRein-prosjektet 2010. VindRein årsrapport 2009. Foreløpige resultater fra VindRein-prosjektet.
- Vistnes I. og Nellemann C. 2001. Avoidance of cabins, roads, and power lines by reindeer during calving. *Journal of Wildlife Management* 65:915-925.
- Vistnes I., Nellemann C., Jordhøy P. og Strand O. 2001. Wild reindeer: impacts of progressive infrastructure development on distribution and range use. *Polar Biology* 24:531-537.
- Vistnes I., Nellemann C., Jordhøy P. og Strand O. 2004. Effects of infrastructure on migration and range use of wild reindeer. *Journal of Wildlife Management* 68:101-108.
- Vistnes I. og Nellemann C. 2008. The matter of spatial and temporal scales: a review of reindeer and caribou response to human activity. *Polar Biology* 31: 399-407.
- Whitten K.R. og Cameron R.D. 1985. Distribution of calving caribou in relation to the Prodhoe Bay Oil Field. In: Caribou and Human Activity: Proceedings of the 1st. North American Caribou Workshop (Martell, A.M. og Russel, D.E., red.). Canadian Wildlife service, Ottawa, Canada.

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

## **Tilleggskilder**

Berntsen F., Langvatn R., Liasjø K. og Olsen H. 1996. Reinens reaksjon på lavtflygende luftfartøy. (Response in reindeer towards low flying aircrafts). - NINA Oppdragsmelding 390: 1-22.

Buvarp B.-A. 2009. Områdebruk hos tamrein (*Rangifer tarandus tarandus*) på sommerbeite i forhold til Kjøllefjord vindpark. Master-oppgave, Institutt for Naturforvaltning, UMB.

Cameron R.D., Smith W.T., White R.G. og Griffith B. 2005. Central Arctic caribou and petroleum development: Distributional, nutritional, and reproductive implications. *Arctic* 58:1-9.

Cronin M.A., Amstrup S.C., Durner G.M., Noel L.E., McDonald T.L. og Ballard W.B. 1998. Caribou distribution during the post-calving period in relation to infrastructure in the Prudhoe Bay Oil Field, Alaska. *Arctic* 51:85-93.

Cronin M.A., Whitlaw H.A. og Ballard W.B. 2000. Northern Alaska Oil Fields and Caribou. *Wildlife Society Bulletin* 28:919-922.

Cronin M.A., Whitlaw H.A. og Ballard W.B. 2001. Addendum: Northern Alaska Oil Fields and Caribou. *Wildlife Society Bulletin* 29:764.

Danell Ö. og Danielsen I.E. 2001. Utbyggnaden av Mauken/Blåtind skjut- og øvningsfält. Värdering av renskötselmissiga konsekvenser och förslag till åtgärder. Reindriftsfaglig utredning utgitt till Forsvarets bygningstjenste 21.05. 2001.

Danielsen I.E. og Tømmervik H. 2006. Målselv fjellandsby. Konsekvensutredning – deltema reindrift. NINA Rapport 179.

Direktoratet for Naturforvaltning (DN). 2007. Inngrepsfrie naturområder i Norge. [www.dirnat.no/INON](http://www.dirnat.no/INON).

Johansen F. og Korslund L. 2001. Possible effects of high voltage transmission lines on reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*) behavior (Cand. Scient.-oppgave). Universitetet i Oslo.

Klein D.R. 1968. The introduction, increase, and crash on reindeer on St. Matthew Island. *Journal of Wildlife Management* 32:350-367.

Lorez K. 1965. *Evolution and modification of behavior*. Chicago: University of Chicago Press.

National Research Council (NRC). 2003. Cumulative environmental effects of oil and gas activities on Alaska's North Slope. The National Academies, Washington, D.C., USA.

- Nellemann C., Vistnes I., Ahlenius H., Kullerud L., Lieng E., Olsen T. og Johansen B. 2002. Snøhvit and Saami reindeer husbandry outlook, impacts and mitigation. Snøhvit og samisk reindrift – Framtidsutsikter, konsekvenser og avbøtende tiltak – NINA Oppdragsmelding 765. 28 s.
- Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE) og Reindrifftsforvaltningen. 2004. Vindkraft og reindrift. Oppdragsrapport A.
- Paine R. 2004. Saami reindeer pastoralism: Quo vadis? *Ethnos* 69:23-42.
- Reindrifftsforvaltningen 2014a. Ressursregnskapet for reindrifftsneringen.
- Reindrifftsforvaltningen 2014b. Totalregnskapet for reindrifftsneringen.
- Reindrifftsnytt 2009. Reinen vil venne seg til veien. Artikkel i Reindrifftsnytt nr. 3 2009.
- Ruong I. 1969. Samerna i historien och nutid. Aldus Akademin. Stockholm: Bonnier fakta.
- UNEP 2001. Nellemann C., Kullerud L., Vistnes I., Forbes B.C., Foresman T., Husby E., Kofinas G.P., Kaltenborn B.P., Rouaud J., Magomedova M., Bobiwash R., Lambrechts C., Schei P.G., Tveitdal S., Grøn O. og Larsen T.S. 2001. GLOBIO. Global methodology for mapping human impacts on the biosphere. UNEP/DEWA/TR.01-3. Nairobi, Kenya.
- VindRein-prosjektet 2012. VindRein årsrapport 2011. Foreløpige resultater fra VindRein-prosjektet.
- Woolington J.D. og Seavoy R.J. 2005. Influence of population growth on caribou herd identity, calving ground fidelity, and behavior. *Journal of Wildlife Management* 69:1147-1162.