



Renar och vindkraft II

- Vindkraft i drift och effekter på renar och renskötsel

Anna Skarin, Per Sandström, Moudud Alam, Yann Buhot & Christian Nellemann



**Institutionen för husdjurens utfodring och vård
Sveriges lantbruksuniversitet**

**Department of Animal Nutrition and Management
Swedish University of Agricultural Sciences**

**Rapport 294
Report**

Uppsala 2016

ISSN 0347-9838
ISBN 978-91-576-9420-1

Förord

Denna rapport sammanfattar tre studier av vindkraftens effekter på renar och renskötseln. Arbetet i två studier har finansierats av Energimyndigheten i Sverige och forskningsprogrammet Vindval inom ramen för projekten: ”Planeringsverktyg för konsekvensbedömningar vid etablering av storskaliga vindkraftsanläggningar – Effekter på tamren” (2009-2012) och ”Hur påverkar vindkraft i driftsfas renarnas val av betesområde – konsekvenser för renen och den samiska renskötseln” (2014-2015). Finansiering för projektet ”Vindkraft i reinbetesland” har erhållits från Reindriftens utvecklingsfond, Norge (2010-2013).

Samtliga projekt har syftat till att ta fram kunskap om hur renarna och renskötseln påverkas av vindkraft och rapporten redovisar de analyser och resultat som projektet har kommit fram till. Rapporten har skrivits av Anna Skarin, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Per Sandström, SLU, Moudud Alam, Högskolan i Dalarna, Yann Buhot, SLU och Christian Nellemann, Rhipito-Norwegian Center for Global Analyses.

Rapporten är vetenskapligt granskad av Dr. Torkild Tveraa, NINA, Norge. Författarna vill tacka professor Birgitta Åhman för synpunkter och förbättringsförslag på en tidigare version av rapporten.

Sara Österman
Prefekt
Husdjurens utfodring och vård, SLU

Uppsala 8 juli 2016

Sammanfattning

Utbyggnaden av vindkraft inom renskötseområdet har ökat markant det senaste decenniet, trots att kunskapen om påverkan av vindkraftsetableringar ännu inte är fullt utredd och dokumenterad. I den här rapporten beskriver vi framförallt hur vindkraftparker i driftsfas påverkar renarna och renskötseln i tre olika områden. I Malå sameby har vi studerat kalvningsområdet kring Storliden och Jokkmokkslidens vindkraftparker. I Vilhelmina Norra sameby har vi studerat vinterbetesområdet kring Stor-Rotlidens vindkraftpark, samt Lögdeålandets betesområde med Gabrielsbergets vindkraftpark som används av Byrkije reinbetesdistrikt från Norge.

För att få en helhetsbild av hur renarna använder sitt betesområde är det viktigt att studera renarnas betes- och förflyttningsmönster långsiktigt och över hela deras betesområde och inte bara inom det lokala området nära parken. Det är också viktigt att ta hänsyn till att renarnas betesutnyttjande skiftar från år till år och mellan olika årstider beroende på väderlek och andra yttre förutsättningar. Vi vill också understryka vikten av att kombinera den traditionella kunskapen från rensköterna med vedertagna vetenskapliga analysmetoder för att besvara de frågor som är viktiga för att kunna bedriva en hållbar renskötsel.

Vi har undersökt renarnas användning av områdena genom att utföra spillningsinventeringar under åren 2009-2015 (endast i Malå sameby), och genom att följa renar utrustade med GPS-halsband under åren 2005-2015. Datat är insamlat före och under byggfas och under driftsfas (för Gabrielsberget finns GPS-data endast för driftsfasen). Vi har analyserat data genom att utveckla statistiska modeller för val av betesområde för varje område där vi har beräknat hur renarna förhåller sig till vindkraftparksområdet före, under och efter byggnation, och på Gabrielsberget när parken varit avstängd under 40 dagar och under drift vid olika renskötselsituationer. Genom intervjuer, möten och samtal, samt information från Gabrielsbergets vindkraftparks kontrollprogram, har vi tagit del av rensköternas erfarenheter av hur renarnas beteende, och därmed även renskötseln, påverkats av vindkraftsutbyggnaden i respektive område.

Våra resultat visar att renarna både på kalvnings- och på vinterbetesområden påverkas negativt av vindkraftsetableringarna (Tabell a). Renarna undviker att beta i områden där de kan se och/eller höra vindkraftsverken och föredrar att vistas i områden där vindkraftsverken är skymda. I kalvningsområdet i Malå ökade användningen av skymda områden med 60 % under driftsfas. I vinterbetesområdet på Gabrielsberget, när renarna utfodrades i parken och kantbevakades intensivt för att stanna i parkområdet under driftsfas, ökade användningen av skymda områden med 13 % jämfört med när de inte var utfodrade och fick ströva mer fritt. Resultaten visar också att renarna minskar sin användning av området nära vindkraftparkerna. I kalvningslandet i Malå minskar renarna sin användning av områden inom 5 km från parkerna med 16-20 %. Vintertid vid Gabrielsbergets vindkraftpark undvek renarna

parken med 3 km. Våra resultat visar även att renarnas betesro minskar inom en radie på 4 km från vindkraftparkerna under kalvningsperioden och tiden därefter i jämförelse med perioden före byggfas.

Exakta avstånd som renarna påverkas beror på förutsättningarna i respektive område, exempelvis hur topografin ser ut eller om området är begränsat av stängsel eller annan infrastruktur. Förändringarna i habitatutnyttjande i våra studieområden blev tydligare när parkerna var centralt belägna i renarnas betesområde, som i kalvningsområdet i Malå eller i vinterbeteslandet på Gabrielsberget, medan det inte var lika tydliga effekter kring Stor-Rotlidens park, som ligger i utkanten av ett huvudbetesområde.

Oftast är snöförhållandena bättre ur betessynpunkt högre upp i terrängen än nere i dalgångarna, på grund av stabilare temperatur, vind som blåser bort snötäcket och mer variation i topografin. Därför kan etablering av vindkraftparker i höglänta områden försämra möjligheten att använda sådana viktiga reservbetesområden under vintrar med i övrigt dåliga snöförhållanden, vilka blir allt vanligare i och med klimatförändringarna. Våra resultat tyder inte direkt på att renarna påverkats negativt under dåliga betesvintrar men fler år av studier behövs för att ytterligare klargöra hur vindkraft påverkar renarna under dessa vintrar.

Våra studier har visat att etablering av vindkraft har konsekvenser för renskötseln under både barmarkssäsongen och under vintern, men effekterna förmodas få störst inverkan inom vinterbetesområdet där det är svårt att hitta alternativa betesområden för renarna. Under sommaren är betestillgången oftast mindre begränsad och renarna kan lättare hitta alternativa områden. En direkt konsekvens av Gabrielsbergets vindkraftpark som är placerad mitt i ett vinterbetesområde har blivit att renarna behöver tillskottsutfodras och bevakas intensivare för att de inte ska gå ut ur området. När den naturliga vandringen mellan olika betesområden störs för att renarna undviker att vistas i ett område kan det leda till att den totala tillgången till naturligt bete minskar och att man permanent måste tillskottsutfodra, alternativt minska antalet renar.

Annan infrastruktur som vägar och kraftledningar påverkar också renarna. Vid Storliden och Jokkmokkliden och vid Stor-Rotliden där data samlats in innan vindkraftparken uppfördes visar våra resultat att renarna undviker de omkringliggande landsvägarna redan innan parkerna etablerades. Vid Stor-Rotliden ökar dock renarna användningen av områden nära vägarna efter att parken är byggd. På Gabrielsberget, där vi endast har data under drifttiden, är renarna närmare vägarna (även stora vägar som E4) när renskötarna minskar på kantbevakningen för att inte hålla renarna nära parken. Detta ökar naturligtvis risken för trafikolyckor och innebär att renskötarna måste bevaka dessa områden intensivare.

Sist i rapporten presenterar vi förslag till åtgärder som kan användas för att underlätta arbetet för renskötseln om det är så att en vindkraftpark redan är byggd. Några exempel på åtgärder som är direkt kopplat till parken är att stänga av vägarna in i vindkraftparken för att förhindra nöjeskörning med skoter och bil under den

tiden renarna vistas i området samt tät dialog mellan vindkraftsbolag och sameby angående vinterväghållningen av vägarna till och inom vindkraftsparken. Andra mer regionala åtgärder för att förbättra förutsättningarna för renskötselarbetet på andra platser för samebyn, kan vara att sätta stängsel längst större vägar och järnvägar (t.ex. E4:an eller stambanan) i kombination med strategiskt utplacerade ekodukter. Detta för att underlätta och återställa möjligheterna till renarnas fria strövning och renskötarnas flytt av renar mellan olika betesområden.

Nyckelord: samisk renskötsel, vindkraft, *Rangifer tarandus tarandus*, GPS-halsband, spillningsinventering, traditionell kunskap

Tabell a. Summering av de viktigaste resultaten från analyserna av spillingsdata och GPS-data som relaterar till driftfaserna av vindkraftutbyggnaderna i respektive studieområde

Studieområde	Säsong	Faser av vindkraftsutbyggnad som studerats	Datansamlingsmetodik	Typ av beteckning som studerats	Effekter av vindkraftsutbyggnad (inom parentes visas rörelsemönster har mätts)	Lokal – Intermediär	Regional
Storliden och Jokkmokksliden - Malå sameby	Barmarksperioden	Före byggfas Byggfas Driftsfas	Spillingsinventering 1 gång/år	Val av betesområde	Mer spillning nära vindkraftparken. Antalet högar ökade med 58 % för varje 100 m närmare parken man kom under driftsfas jämfört med före byggfas (inom 0-2 km från parken)	Mer spillning nära vindkraftparken. Antalet högar minskade med 9 % för varje 100 m närmare parken man kom under driftsfas jämfört med före byggfas (0-15 km)	Mindre spillning nära vindkraftparken. Antalet högar minskade med 9 % för varje 100 m närmare parken man kom under driftsfas jämfört med före byggfas (0-15 km)
	Kalvningsperioden	Före byggfas Byggfas Driftsfas	GPS 2 hr intervall	Val av betesområde	-	-	Under driftsfas föredrog renarna att vistas i områden där parkerna var topografiskt skydda jämfört med perioden före byggfas, användningen av dessa områden ökade med 60 %. (0-20 km)
		Före byggfas Byggfas Driftsfas	GPS 2 hr intervall	Rörelsemönster	-	-	Under driftsfas var renarna rörelsehastighet högre (sämre betesro) inom 4 km från parkerna jämfört med perioden före byggfas. (0-20 km)
Gabrielsberget - Byrkje reinbetesdistrikt	Vinter	Driftsfas – 3 olika situationer: park ej i drift, park i drift då renarna varit utfodrade och inte	GPS 1 gång dygn	Val av betesområde	Under drift när renarna inte var utfodrade undvek renarna vindkraftparken med 3 km. Under drift när renarna var utfodrade föredrog renarna att vistas i områden där parken var topografiskt skydd, ökade med 13 %. (0-10 km)	-	-
Stor-Rotliden - Vilhelmina Norra sameby	Vinter – god betesvinter	Före byggfas Byggfas Driftsfas	GPS 8 hr intervall	Val av betesområde	-	-	Under driftsfas ökade renarna sin användning av områden där vindkraftsverken var topografiskt skydda med 4 % jämfört med före byggfas. (0-25 km)
	Vinter – dålig betesvinter	Före byggfas Byggfas Driftsfas	GPS 8 hr intervall	Val av betesområde	-	-	Under driftsfas minskade sin användning av områden där vindkraftsverken var topografiskt skydda. (0-25 km)

Abstract

Impacts of wind power infrastructure development on semi-domesticated reindeer and reindeer husbandry

A surge in wind power development and associated road and powerline infrastructure is currently taking place worldwide. In Sweden and Fennoscandia, plans of large-scale wind power mill farms counting several hundred windmills and their associated infrastructure of roads and powerlines are being implemented. In this report we describe how wind farms not only during construction, but also during operational phases impact reindeer and reindeer husbandry. Reindeer behaviour in relation to wind farms were studied in three different study areas in Västerbotten County in northern Sweden. In the Malå reindeer herding community the effects of Storliden and Jokkmokkliden wind farms were assessed during the calving and summer grazing period. In Vilhelmina Norra reindeer herding community, use of the winter grazing range around Stor-Rotliden wind farm was studied. Finally, the use of the Lögdeålandets winter grazing range by reindeer from the Byrkijø reindeer herding community from Norway was assessed in relation to the Gabrielbergets wind farm.

Reindeer habitat use was assessed through reindeer fecal pellet-group counts¹ and by the use of GPS-collars. Data were before and during the construction phase and during the operational phase². We estimated reindeer habitat selection by developing resource selection function (RSF) models for each area in relation to the wind farm areas before, during and after construction. In addition, reindeer use was assessed around Gabrielsberget when 1) the wind farm was turned off for 40 days; 2) during operation when the reindeer were supplementary fed, and 3) during operation without supplementary feeding. Finally, the perception, experiences and views of reindeer herders were assessed through qualitative interviews.

Our results showed that the reindeer in both calving and winter grazing areas were negatively affected by the wind farm developments. The reindeer avoided grazing in areas where they could see and/or hear the wind turbines and preferred to use areas where the wind turbines were topographically sheltered. In Malå, the reindeer increased the use by 60% of areas topographically sheltered away from the operating wind farms compared to before construction. In winter at Gabrielsberget wind farm, with no supplementary feeding, reindeer largely avoided a 3 km zone.

¹ Fecal pellet group counts was only performed in Malå reindeer herding district

² For Gabrielsberget GPS-data was collected only during the operational phase due to lack of funding

When the reindeer were fed inside the wind farm and intensively perimeter herded to stay close to the wind farm, the reindeer still increased their use of areas locally where the wind turbines were sheltered by the topography with 13 %, compared to when they were not fed nor intensively herded. In the calving area in Malå, the use decreased with 16-20 % within 5 km from the wind farm. Moreover, the reindeer significantly increased their movement rate by 18 % within 4 km from the wind farm area during operation phase, compared to before the wind farms were developed.

Reindeer actively avoid or reduce use of areas within 3 km from wind power farms both during construction and operational phases. Reindeer are more active or vigilant when close to wind power farms. Finally, reindeer tend to – but at more modest extent – to select more sheltered areas close to windmills if forced through supplementary feeding and herding.

During winter, wind farms situated in upland terrain may reduce the availability and access to reindeer of important higher-altitude winter grazing areas. This may have particular adverse effects and reduce the resilience of reindeer husbandry against extreme weather such as icing by restraining range accessibility. As extreme weather events are expected to be more frequent with climate change, also the ability of reindeer husbandry to adapt becomes reduced with continuing piecemeal infrastructure development.

The results from our projects have shown that wind farm developments have considerable impacts on reindeer and reindeer husbandry both during the calving season and during the winter season. The impacts for reindeer husbandry may be expected to be most severe in the winter grazing areas, where it often is difficult to find alternative grazing areas. A direct effect of a wind farm in the middle of the winter grazing area, such as Gabrielsberget wind farm, may be that the reindeer need to be supplementary fed and intensively herded to keep the reindeer in the area, subsequently increasing the work load on the reindeer herders. It also reduces the ability of herders to mitigate extreme weather by moving reindeer to dwindling alternative grazing sites.

Other infrastructure, such as roads and power lines, also affect the reindeer habitat selection. Prior to wind farm development, reindeer avoided areas in the vicinity of larger (>5 m wide) roads. After the wind farm was developed, the reindeer at Stor-Rotliden stopped avoiding the large roads and instead increased the habitat use closer to the large roads in the only alternative foraging areas. At Gabrielsberget, the reindeer also used areas close to the large roads - including the highway E4 - when the reindeer were freely ranging in order to avoid the wind farm. This obviously increases the risk of traffic accidents and herders are subsequently required to intensify herding.

Mitigation measures for herders and developers in areas where wind farms are already established are presented. Especially, established associated road infrastructure to the windmills should be closed for public use to avoid recreational activities,

whether by ATVs or snowmobiles, or by hunters. Furthermore, a close contact should be maintained between the power company and the reindeer herding community to prevent road or mill maintenance work during sensitive periods for the reindeer. Other more regional measures to facilitate reindeer movement and migration between different grazing ranges may be to establish fences along major roads and railways (eg. E4 or the main railroad through Sweden) combined with strategically placed ecoducts.

Keywords: Sámi reindeer husbandry, wind power, *Rangifer tarandus tarandus*, GPS-collars, pellet-group counts, traditional ecological knowledge

Innehållsförteckning

1	Inledning	13
2	Habitatvariabler	17
2.1	Vegetationstyp och trädhöjd	17
2.2	Vägar och kraftledningar	18
2.3	Topografi	18
2.4	Vindkraftparkerna	19
2.5	Väderdata	20
3	Storliden och Jokkmokksliden i Malå sameby	21
3.1	Bakgrund	21
3.1.1	Beskrivning av betesområdet kring Storliden och Jokkmokksliden	22
3.2	Material och metoder Storliden och Jokkmokksliden	23
3.2.1	Spillningsinventering	23
3.2.2	Analysmetodik av spillningsdata	24
3.2.3	GPS-data Storliden och Jokkmokksliden	25
3.2.4	Analys av GPS-data Storliden och Jokkmokksliden	26
3.3	Resultat Storliden och Jokkmokksliden	28
3.3.1	Resultat från analys av spillningsdata	28
3.3.2	Resultat från analys av GPS-data för Storliden och Jokkmokksliden	31
4	Gabrielsberget i Lögdeålandet	37
4.1	Bakgrund	37
4.1.1	Beskrivning av Lögdeålandets vinterbetesområde	37
4.2	Renskötarnas observationer	39
4.2.1	Byrkije renbetesdistrikts användning av Lögdeå	39
4.2.2	Påverkan på renar och renskötselarbetet kring vindkraftparken	39
4.3	GPS-data	40
4.3.1	Analys av GPS-data Lögdeålandet	40
4.3.2	Resultat från analys av GPS-data för Lögdeålandet	42
5	Stor-Rotliden i Vardofjällsgruppens vinterbetesområde	45
5.1	Bakgrund	45
5.1.1	Vardofjällsgruppens vinterbetesområde längs Lögdeån	45
5.2	Renskötarnas observationer	48
5.2.1	Påverkan på renskötselarbetet kring Stor-Rotliden	48

5.3	GPS-data	48
5.3.1	Analys av GPS-data Stor-Rotliden	48
5.3.2	Resultat från analys av GPS-data för Stor-Rotliden	51
6	Diskussion	56
6.1	Påverkan på renarna	57
6.1.1	Vindkraftparken	57
6.1.2	Vägar och kraftledningar	59
6.1.3	Metodik och jämförelse med andra studier	60
6.1.4	Spillningsinventering	62
6.2	Konsekvenser för renskötseln	63
6.2.1	Merarbete för renskötarna	63
6.2.2	Betesgången påverkas	65
6.2.3	Produktionen kan påverkas	66
7	Slutsatser	67
8	Förslag till åtgärder	69
	Referenslista	71

1 Inledning

Vindkraft är en viktig del av den förnybara och fossilfria energiproduktionen i Sverige. En stor del av vindkraften byggs ut i norra delen av Sverige och hamnar därmed inom renskötselområdet. Förändringstakten för vindkraften i norra Sverige är markant. År 2003 fanns det 48 vindkraftverk i norra Sverige. Sedan dess har ökningen varit mycket kraftig och 11 år senare 2014 fanns det 704 stycken. Ytterligare 1139 verk har beviljats tillstånd att uppföras och 1976 verk handläggs (Vindbrukskollen 2015-12-15). Renskötare från berörda områden har uttryckt stark oro över utvecklingen hittills och säger sig se med skräck på framtiden.

Hittills har två vetenskapliga studier på renar och vindkraft publicerats från en studie i Nordnorge (Colman m.fl. 2013, Colman m.fl. 2012). I Sverige har byggfasen av två vindkraftparker undersökts i kalvningsområden i skogen (Skarin m.fl. 2013, Skarin m.fl. 2015). Det finns få andra studier som specifikt studerat påverkan av vindkraft på renar och renskötelsen, och det saknas grundläggande objektiva kriterier för att utvärdera eventuella effekter och identifiera riskreducerande åtgärder. Sådan kunskap är nödvändig för att förbättra den strategiska planeringen för eventuella utbyggnadsalternativ i ett tidigt skede, samt för att underlätta en bedömning av de faktiska omständigheterna på en saklig grund.

Det finns ett stort antal vetenskapliga studier av effekter på renar av olika typer störningskällor. Forskning de senaste 20–25 åren visar att den viktigaste responsen på kontinuerliga störningar och permanenta ingrepp, som vägar, kraftledningar, bebyggelse, pipelines mm, är att renen minskar användningen av betesområdet nära störningen (eg. Cameron m.fl. 1992, James m.fl. 2000, Dyer m.fl. 2001, Vistnes & Nellemann 2001, Mahoney & Schaefer 2002, Anttonen m.fl. 2011, Boulanger m. fl. 2012, Johnson & Russell 2014). Studierna visar tydliga mönster i att renar undviker infrastruktur och mänsklig aktivitet på relativt stora avstånd, ofta med flera km (Vistnes & Nellemann 2008; Skarin & Åhman 2014). Vistnes och Nellemann (2008) fann också att i undersökningar där man studerat effekten av en störning på renar och caribou inom 2 km från en störningskälla och/eller under en kort tidsperiod hade man inte lyckats visa någon effekt av störningen,

medan man i majoriteten (41 av 49) av de studier där man studerat effekterna på längre avstånd än 2 km och/eller under en längre tidsperiod påvisat negativa effekter utav störningen på renarna (Vistnes & Nellemann 2008). Merparten av de studier som fokuserar på lokala, direkta effekter av störningar visar således på liten och kortvarig påverkan (eg. Flydal m.fl. 2004, Reimers m.fl. 2006, Flydal m.fl. 2009). På den geografiskt och tidsmässigt lilla skalan riskerar man alltså att missa de viktigaste effekterna av en störning, exempelvis hur en barriär i landskapet påverkar renarnas totala användning av betesområdet. Det innebär att det krävs regionala studier över flera månader och år, snarare än lokala och kortvariga studier, för att ta reda på hur renar verkligen reagerar på ingrepp i landskapet.

I anslutning till vindkraftsanläggningar byggs alltid vägar och kraftledningar. Det är viktigt att ta med även effekterna av dessa, men det kan vara svårt att separera deras effekter från vindturbinerna om de ligger i anslutning till varandra i landskapet. Det finns flera studier där man utvärderat påverkan från trafikerade vägar på renars val av betesområde och de har visat att renar oftast undviker vägar med 1 km upp till 10 km (Skarin & Åhman 2014). Det är också känt att renar undviker kraftledningar, men effekterna från kraftledningar är inte alltid lika tydliga som för exempelvis vägar och bebyggelse (Panzacchi m.fl. 2012). De verkar också ha störst inverkan på renarnas habitatval vintertid när de reagerar kraftigare på UV-ljus (Hogg m.fl. 2011, Tyler m.fl. 2014).

Olika faktorerers påverkan på djurs habitatval analyseras ofta via habitatvalsmodeller, med vilka man statistiskt kan beräkna hur stor betydelse ett ingrepp i landskapet har för djuren i relation till andra faktorer som vegetation, topografi och eventuellt redan existerande infrastruktur (eg. Manly m.fl. 2002; Boyce m.fl. 2002, Polfus m.fl. 2011, Boulanger m.fl. 2012). Det kan exempelvis ge svar på om användning av ett område minskar efter en exploatering och om det beror på att de undviker infrastruktur och mänsklig aktivitet eller om det beror på att betesmarken är bättre längre bort.

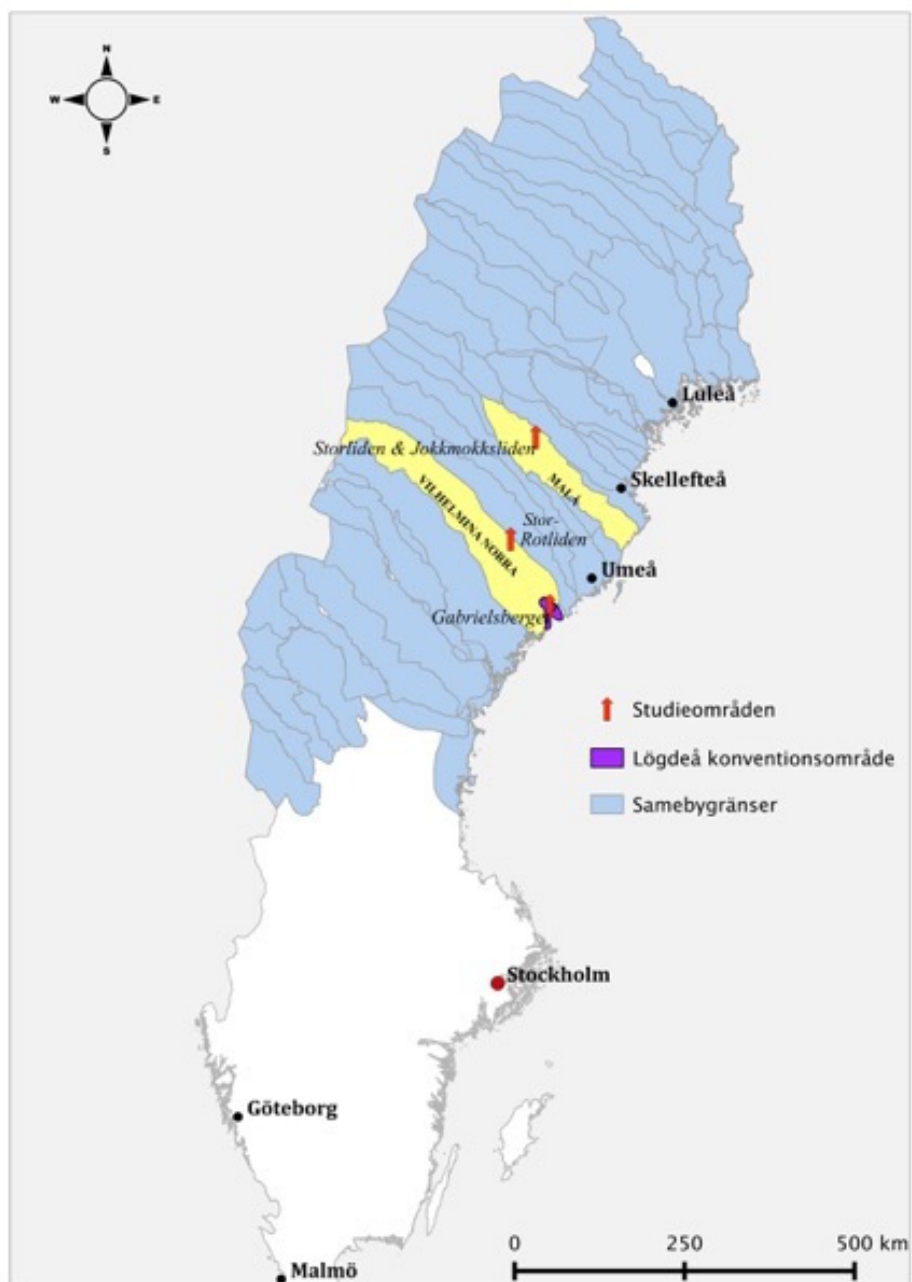
I naturvetenskaplig forskning där man studerar socio-ekologiska system, som renskötseln, har det blivit allt viktigare att tydligt involvera traditionell och lokal kunskap, så kallad co-production of knowledge (Tyler m.fl. 2007, Forbes m.fl. 2009, Sandström 2015). Renskötarnas kunskap om hur betesmarker traditionellt har använts och deras observationer av hur renarna påverkats av exempelvis en vindkraftsutbyggnad är essentiell kunskap att inkludera för att få en fullständig bild av hur renarna påverkas.

I vårt tidigare projekt ”Planeringsverktyg för konsekvensbedömningar vid etablering av storskaliga vindkraftsanläggningar – Effekter på tamren” finansierat av Vindval, studerade vi främst påverkan av vindkraft på renar i skogsområdet, eftersom det är där den största andelen av vindkraftparker byggs ut i Sverige (Skarin m.fl. 2013; Skarin m.fl. 2015). GPS-data och spillningsdata på renar samlades in

före och under byggfas i kalvningsområdet för Malå skogssameby. Resultaten visar bland annat att under byggfasen rör sig renarnas längre sträckor inom en radie på 5 km från vindkraftparkerna än utanför denna radie. Vidare har vi konstaterat att renarnas totala användning av området där parkerna etablerades minskade i jämförelse med tiden före byggfas. Ett viktigt resultat var också att det fanns tydliga effekter av de befintliga större vägarna i området och att infrastrukturen i landskapet påverkade renarnas habitatval redan innan vindkraftsutbyggnaden startade.

Syftet med studien som redovisas i denna rapport var att fortsätta studierna i Malå sameby för att utvärdera om renarnas rörelsemönster och val av betesområde också förändras efter det att vindkraftparker tagits i drift. Vi fortsatte med spillningsinventering och insamling av GPS-data på renarna för att studera påverkan av *Storliden* och *Jokkmokkslidens* vindkraftparker på renarna under kalvningsperioden och fram till kalvmärkningen. Vi utökade även våra analyser till att omfatta två studieområden i vinterbetesområdet i skogsområdet i Vilhelmina Norra sameby. Där har vi påbörjat studier inom ramen för projektet ”Vindkraft i reinbetesland” finansierat av Reindriftsförvaltningens utvecklingsfond i Norge. I Vilhelmina Norra sameby använde vi GPS-data på renarna från före byggfas, under byggfas och under driftfas för att studera påverkan av *Stor-Rotlidens* vindkraftpark. Det andra studieområdet i Vilhelmina Norra sameby var *Gabrielsbergets* vindkraftpark beläget i Lögdeålandet. Där hade vi tillgång till GPS-data på renar efter det att parken var byggd och tagits i drift. Vi har studerat renarnas habitatval under en period när parken ej var i drift under 40 dagar och när den varit i drift. Renarna har dessutom varit tillskottsutfodrade i omgångar i syfte att få dem att stanna kvar i parkområdet. Eftersom projektet har varit begränsat i tid har vi valt att fokusera analyserna av GPS-data på renarnas val av hemområde och val av habitat inom hemområde (Johnson 1980). Genom intervjuer och samtal, samt information från Gabrielsbergets vindkraftparks kontrollprogram (Enetjärn Natur AB), har vi också tagit del av renskötarnas erfarenheter av hur renarnas beteende och därmed renskötselarbetet påverkats av vindkraftsutbyggnaden i respektive område.

Rapporten är uppdelad i flera avsnitt där först vi redovisar bakgrundsinformation i form av geografiska förklarande variabler för alla tre studieområdena (se avsnitt ”Habitatvariabler”). Vi presenterar sedan datainsamling, analysmetodik och resultat för respektive studieområde var för sig. I diskussionen syntetiseras resultaten från de tre studieområdena. Resultaten från de statistiska analyserna av GPS- och spillningsdata diskuteras utifrån vetenskapligt granskade studier och sätts i kontext med den kunskap och information som renskötarna bidragit med om på vilket sätt vindkraftparkerna i respektive område har påverkat renarna och renskötseln.



Figur 1. Karta över renskötselområdet med studieområdena i Malå skogssameby och Vilhelmina Norra sameby. Lögdeålandets konventionsområde inom Vilhelmina Norra sameby används av Byrkije renbetesdistrikt från Norge enligt ett avtal mellan samebyarna. © Lantmäteriet i2014/764

2 Habitatvariabler

Vi analyserade data från spillningsinventering och renar utrustade med GPS genom att relatera tätheten av spillning eller GPS-positioner till flera olika förklarande variabler i så kallade habitatvalsmodeller. I detta avsnitt presenterar vi de variablerna för alla tre studieområden. Data insamlat på renarna presenteras under respektive studie i följande avsnitt. I alla områden prövade vi om vegetationstyp eller förekomst av marklav (endast Gabrielsberget), höjd över havet, sluttningens lutning och/eller kuperingen av landskapet, avstånd till närmaste område vindkraftverk, avstånd till närmaste väg (större väg och skogsbilväg), avstånd till närmaste kraftledning, synlighet respektive icke synlighet av vindkraftsverk eller avstånd till närmaste område där vindkraftsverken är topografiskt skydda park (Tabell 1), vilka kan antas ha betydelse för renarnas val av betesområde (eg. Ihl & Klein 2001; Panzacchi m.fl. 2012; Skarin m.fl. 2008; Skarin m.fl. 2015). Nedan följer en beskrivning av de olika variablerna.

Innan man anpassar en modell måste de ingående variablerna testas för kolinearitet (samvariation eller korrelation). Om man använder variabler som samvarierar i hög grad blir resultaten från modellen missvisande genom att visa på för hög signifikans, därför måste man välja ut de variabler som inte samvarierar i för hög grad. Vi testade hur de olika variablerna samvarierade inom respektive studieområde genom att beräkna ”variation inflation factor” (VIF) för respektive område, där vi använde tröskelvärdet < 3.0 för att ta bort en variabel (Zuur m.fl. 2009). All bearbetning och analys av data har skett i QuantumGIS 2.4-2.8 (www.qgis.org) och i R (<http://cran.r-project.org/>). Bakgrundsdata kommer från Omvärldsfaktorsdatabasen i RenGIS (Sandström 2015) och Lantmäteriet (www.lantmateriet.se).

2.1 Vegetationstyp och trädhöjd

Vi använde svensk marktäckedata (SMD; www.lantmateriet.se) med en upplösning på 25 m, som vi räknade om till 50 m för Malå studieområde, medan vi behöll den ursprungliga upplösningen för Gabrielsberget och Stor-Rotliden. För att

minska antalet klasser att hantera grupperades SMD till mellan 7 och 5 klasser (sjöar och vattendrag är inte inkluderade) beroende på område (Tabell 1). SLU Skogsdata (<http://skogskarta.slu.se/>) innehåller uppskattningar för skogliga variabler med en upplösning på 25 m. Eftersom skogens struktur kan ha betydelse för bl.a. framkomlighet och sikt av t.ex. vindkraftparkerna har vi inkluderat information om trädhöjd. Uppgifter om aktuella hyggen i Malås studieområde hämtades från Skogsstyrelsens sammanställning av ”Faktiskt avverkat” fram t o m 2013, det har generellt varit få och relativt små avverkningar i området under studieperioden. För Stor-Rotliden har vi pga. begränsad tid för analyser utgått från SMD för att klassa vegetationstyperna. För Gabrielsbergets vindkraftpark belägen inom Vilhelmina Norra sameby som är ett vinterbetesområde har också lavförekomsten i området skattas med hjälp av en ny modell som är framtagen i samarbete med projektet "Nationell miljöövervakning och utvärdering av ekosystemtjänster i fjäll och skog" (finansierat av Naturvårdsverket; se beskrivning av metodik: <http://www.slu.se/nils-ess>). Lavförekomst har endast använts som en variabel för Gabrielsberget på grund av att det inte fanns tid för att ta fram ett GIS-skikt för fler områden.

2.2 Vägar och kraftledning

Vägarna delades in i två klasser (större vägar och skogsbilvägar) efter storlek och aktivitet på vägen. Till större vägar har vi räknat in alla allmänna vägar och de vägarna med en vägbredd > 5 m och i vissa fall även bättre bilvägar < 5 m om de anses frekventerade varje dag. Vägar < 5 m av typen skogsbilvägar har vi skilt ut från allmänna vägar och analyserat separat. Vi tagit fram variabler för dessa två vägklasser samt för befintliga kraftledningar genom att beräkna avståndet till de två vägklasserna och till kraftledningarna i respektive område. För Lögdealandet – Gabrielsberget har vi dessutom skiljt ut E4:an från övriga vägar.

2.3 Topografi

För analyserna av Stor-Rotliden och Garbielsberget använde vi oss av den nya svenska höjdmodellen med en upplösning på 2 m i horisontalled och ± 0.05 m i höjddled baserat på lancerscanning (www.lantmateriet.se) omräknad till till 25 m upplösning. För Malå använde vi oss av den svenska höjdmodellen med en upplösning på 50 m och ± 2 m i höjddled. Utifrån höjdmodellerna beräknade vi slutningens lutning och sluttningsriktning indelat i fyra klasser enligt kompassens kardinalriktningar, samt terrängens kupering eller brutenhet (enligt (Sappington m.fl. 2007)).

Tabell 1. *Habitatvariabler som inkluderades i analyserna av spillnings- och GPS-data från respektive studieområde*

Habitatvariabler	Malå Sameby	Lögdeålandet – Gabrielsberget	Vardofjällsgruppen Stor-Rotliden
<i>Vegetationstyper (%)</i>			
Barrskog med lavmark	34 (all barrskog)	31	13
Barrskog utan lavmark	-	24	38
Löv- och blandskog	4	9	3
Kalhygge	12	16	19
Ungskog	20	13	13
Myrar	28	7	13
Annan mark	2	0	1
Skattad förekomst av lav ³	-	0-50 (4)	-
<i>Kontinuerliga variabler spännvidd (median)</i>			
Avstånd till större vägar > 5m ⁴	0 – 4323 (960) m	0 – 4806 (1098) m	0 – 9937 (2032) m
Avstånd till E4:an	-	90 – 16475 (5641) m	
Avstånd till Skogsbilvägar < 5 m	0 – 2347 (427) m	-	-
Avstånd till Kraftledning	0 – 12 748 (2413) m	0 – 6042 (1482) m	0 – 27 461 (8357) m
Avstånd till vindkraftverk	0 – 19 985 (7332) m	0 – 9515 (2519) m	0 – 24 613 (9176) m
Avstånd till områden där vindkraftverk topografiskt skymda	0 – 1727 (113) m	0 – 2590 (112) m	0 – 2156 (25) m
Höjd över havet	246 – 529 (342) m	3-238 (147) m	261 – 563 (332) m
Slutningens lutning	0 – 33,9 (1,28) °	0 – 26 (3,2) °	0,01 – 43 (3,5) °
Terrängens brutenhet index	0 – 0,034 (0,00019)	0,00001 – 0,035 (0,002)	0 – 0,14 (0,002)
<i>Ny infrastruktur i området</i>			
Längd nya kraftledn till parken	8,5 km	4,5 km	3,2 km
Längd nya vägar i parken	22 km	19 km	25 km
Antal vindkraftsturbiner	10+8	40	40
Storlek på studieområdet	870 km ²	193 km ²	1050 km ²

2.4 Vindkraftparkerna

För att kunna avgöra om vindkraftverken har haft någon inverkan på renarnas val av betesområde har vi skapat en avståndsvariabel där avståndet till närmaste vind-

³ Metodik för att skatta förekomst av lav har tagits fram av NILS- ESS projektet (Naturvårdsverket) se beskrivning av metodik: <http://www.slu.se/nils-ess>.

⁴ För Lögdeålandet är alla vägar > 5 m utom E4:an inkluderade.

kraftverk till varje punkt i landskapet beräknats för respektive studieområde. Här behandlar vi varje vindkraftverk som en enhet, dvs. varje GPS-position relateras till avståndet för det vindkraftverk som ligger närmast respektive position. Ett alternativ till detta kan vara att mäta avståndet från respektive position till centrum på parken, men om man mäter från centrum av parken får avståndsvariabeln olika betydelse beroende på parkens form och storlek, vilket vi vill undvika här.

Utifrån höjdmodellen har vi också utfört en siktanalys i QGIS (<http://hub.qgis.org/projects/viewshed/wiki>) för att avgöra vilka områden vindkraftparkerna är synliga eller skymda av topografin för renarna. Genom att använda den digitala höjdmodellen, positionerna för vindturbinerna och deras höjd över marken (inkl. rotorbladen), samt hur högt över marken renarna har huvudet (110 cm) har vi för respektive område räknat ut var i landskapet renarna borde kunna se minst en vindturbin i vindkraftparken. Höjden över marken för rotorbladen var 150 m för Malå-studien, 140 m på Gabrielsberget och 149 m för Stor-Rotliden. Resultatet har vi delat in i kategorier utifrån synlighet eller icke synlighet, och öppna områden (träd < 1 m) där renarna ser minst ett vindkraftsverk utifrån områden med skog (träd > 1 m) där man ser minst ett vindkraftsverk, samt områden där man inte alls ser något vindkraftsverk. Vi har också skapat en avståndsvariabel genom att räkna ut avståndet till närmaste område där man inte kan se något vindkraftsverk (oavsett om det är öppet eller skogbeklädd mark).

2.5 Väderdata

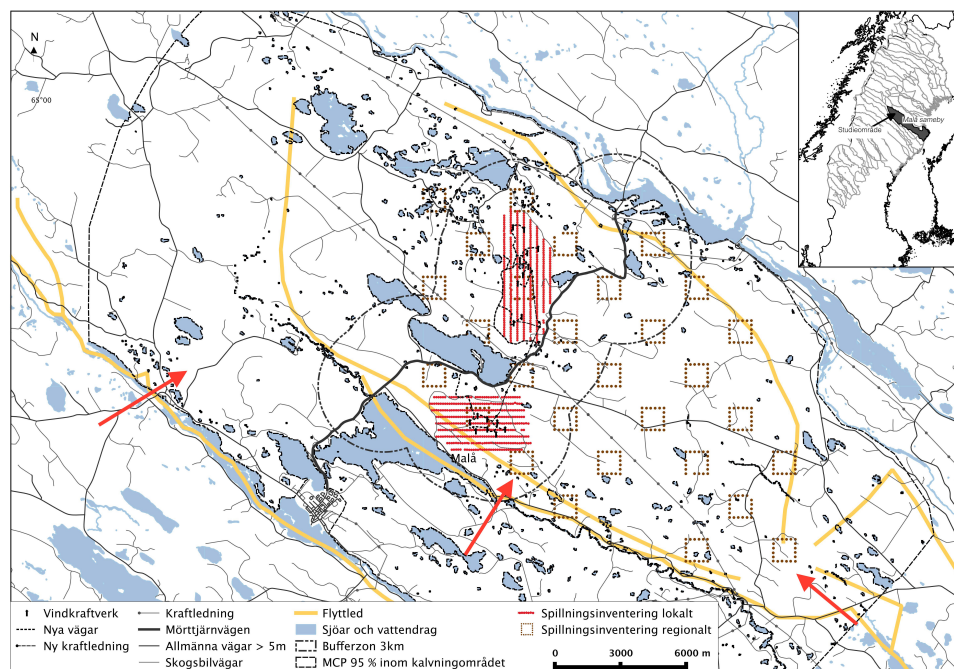
I studien för Gabrielsbergets vindkraftpark har vi räknat ut vinkeln mellan där renen står och hur vinden blåser genom vindkraftparkens centrum, för att undersöka om rådande vindriktning påverkar renarnas rörelser förhållande till vindkraftparken. Medelvindriktningen per dygn räknades ut med R-paketet CircStats (Lund and Agostinelli, 2012) utifrån vindriktningen varje timme som erhöles från SMHIs (www.smhi.se) väderstation Järnäsklubb (63°26'43.21"N 19°40'27.55"E) belägen 20 km sydväst från Gabrielsberget.

3 Storliden och Jokkmokksliden i Malå sameby

3.1 Bakgrund

Studien av vindkraftparkerna i Malå sameby har pågått sedan 2009 och beskrivs också i Skarin m.fl. (2013; 2015). Malå sameby är en skogssameby som har sitt bete i skogsområdet både under barmarks- och vinterbetessäsongen. Samebyns året-runt-land ligger ovanför Lappmarksgränsen. Studieområdet i Malå sträcker sig upp till 25 km från Storlidens (8 verk) och Jokkmokkslidens (10 verk) vindkraftparker det är beläget norr om Malå tätort och är 870 km². Studieområdet är inom samebyns sommarbetesområde och framförallt inom deras försommar- och kalvningsland (Fig. 2). Analyserna från Malå bygger på spillningsinventeringsdata och data från renar försedda med GPS-halsband.

Vindkraftparkernas byggfas pågick från maj 2010 till november 2011 och togs i full drift december 2011. En ny kraftledning till Jokkmokksliden färdigställdes under augusti-september 2010 och kraftledning till Storliden under juli-september 2011, ställverk för anslutning till befintlig kraftledning färdigställdes från maj-oktober 2011. Inom vindkraftparkerna har man byggt 22 km väg för att kunna installera och underhålla verken. Det har också byggts 8,5 km kraftledningar.



Figur 2. Studieområdet i Malå samebys kalvnings- och sommarbetesområde med vindkraftparkerna Storliden och Jokkmokksliden norr om Malå tätort, samt med spillningsinventeringspunkterna markerade. Totalt inventerades mellan 1148 och 1314 provtytor varje år under perioden 2009-2015. De röda punkterna markerar de lokala inventeringspunkterna över respektive berg och de bruna punkterna markerar de regionala inventeringspunkterna. Varje år släpptes renarna ut i västra, sydöstra och södra delen av området, se de röda pilarna. © Lantmäteriet i2014/764

3.1.1 Beskrivning av betesområdet kring Storliden och Jokkmokksliden

Området kring Storliden och Jokkmokksliden kännetecknas av kuperad skogsteräng varvat med sjöar, myrar och skogar. Området är sedan tidigare präglad av skogsbruk och av gruv- och täktverksamhet. Allmänna vägar (> 5m) separerar studieområdet i huvudsak tre sektioner. Östra och västra delen separeras av den allmänna vägen med flera mindre byar norrut mot Mörttjärn. Det östra området delas sedan i en nordlig och en sydlig del av vägen mellan Östra Lainejaure och Grundträsk, samt en 40 kV kraftledning som sträcker sig i öst-västlig riktning genom hela studieområdet. De relativt branta bergssidorna på framförallt Jokkmokksliden och de mindre berg som ligger öster om Jokkmokksliden och sjöarna i området, gör att de naturliga passagerna för renarna förbi de båda bergen blir som smala korridorer i terrängen.

Under hela studieperioden har renskötseln bedrivits enligt samma strategi. Renarna flyttas upp genom att renskötarna driver renarna ”till fots” med skoter från vinterbetesområdet under slutet av april och början av maj månad. Under varje år så har samma antal renar släppts i kalvningsområdet någon gång mellan den 1 maj och 12 maj. (Fig. 2). Innan renarna släppts har de blivit utfodrade någon eller

några dagar. Samebyn uppskattar att ungefär 1200 renar använt studieområdet respektive år (se även Skarin m.fl. 2013). År 2015 skedde vårflytten med lastbil från vinterbetesområdet till Grundträsk (östra delen av studieområdet) eftersom renarna var i dålig kondition efter en svår betesvinter. Från Grundträsk delades sedan renarna in i fyra grupper. En grupp (600 st) strövade fritt från Grundträsk, en grupp utfodrades söder om Storliden (600 st). Dessa två grupper släpptes alltså in i studieområdet. En grupp (1200 st) flyttades till Adak (väster om Jokkmokksliden) för att utfodras och sedan släppas och en grupp (600 st) utfodrades och släpptes vid Holmfors (väster om Jokkmokksliden). Av dessa två grupper hade renarna som släpptes vid Adak möjlighet att vandra österut mot vindkraftparkerna. Renarna har under alla år strövat fritt i området utan påverkan av renskötarna annat än under kalvmärkningen som sker i slutet av juni och början av juli (pers. komm. Jan Rannerud, Malå sameby). De vandrar in i området runt vindkraftparkerna från både östra och västra sidan. Renarna använder främst området öster om bergen under kalvningstiden och efter kalvningen söker sig en del av renarna upp på Storliden för att sedan fortsätta västerut i samebyns betesområde (pers. komm. Jan Rannerud). Jokkmokksliden höll tidigare en kalvmärkningshage vilken man tvingats flytta västerut nedanför berget som en följd utav vindkraftsetableringen. Under sensommaren börjar renarna röra sig österut igen och vandrar förbi Storliden och Jokkmokksliden på väg mot vintersbetesområdet. Under hösten använder renarna södra sidan av Storliden. Renarna skiljs sedan ibland annat i Racktjärn (i sydöstra hörnet av studieområdet) innan de flyttar vidare ner till vinterbeteslandet.

3.2 Material och metoder Storliden och Jokkmokksliden

3.2.1 Spillningsinventering

Spillningsinventeringen gjordes genom systematisk provyteinventering (Skarin & Hörnell-Willebrand 2011; Skarin m.fl. 2013). Studieområdet för spillningsinventeringen på 300 km² inventerades på att både lokal och regional nivå, på lokal nivå med förtätade provytor över bergen där vindkraftparkerna har byggts och på regional nivå med glesare provytor över ett större område som täcker in båda vindkraftparkerna och området runt omkring med ett avstånd på 10-15 km (Fig. 2). Totalt har mellan 1148 till 1314 provytor inventerats, märkts upp och rensats på spillning en gång om året mellan den 23 maj och 8 juni samtliga år mellan 2009 och 2015 (Tabell 2). De ytor där inte pinnen hittades märktes upp igen och rensades för att sedan kunna inventeras året därpå. Genom att vi rensat bort spillningen efter varje inventering har vi ett mått på renens habitat användning för varje år, med undantag för första årets inventering då spillningen kan representera flera år beroende på hur lång tid spillningen ligger kvar i terrängen (Skarin 2008). Ef-

tersom renarna endast är i området under barmarkssäsongen representerar spillningen framförallt renens habitat användning under barmarkssäsongen året innan inventeringen gjordes, medan en mindre del av spillningen kommer från samma år som inventeringen gjordes eftersom renarna släpptes efter vårflytten i början av maj månad (Tabell 3). För de år vi har GPS-data överlappade inventeringen med renens användning samma år med 30 dagar 2009, 18 dagar 2010, 13 dagar 2011 och 25 dagar 2015. Inventeringen som gjordes 2009 representerar således renens användning av området under 1 månad 2009 och sedan användningen under 2008 och bakåt, och inventeringen 2010 representerar renens användning av området under 18 dagar 2010 och resterande del av år 2009 osv. Byggfasen startade på allvar den 10 maj 2010 med nybrytning av vägar på Jokkmokksliden, det gör att inventeringen från 2010 innehåller 18 dagars användning under byggfas eftersom inventeringen startade 28 maj 2010. Likaså innehåller inventeringsåret 2012 ett par veckor med driftsfas och representerar inte uteslutande data från byggfas. Det är dock endast en liten del av spillningen därför hänvisar vi fortsättningsvis till att inventeringen representerar användningen året innan inventeringen gjordes eftersom majoriteten av spillningen var från det året. Data från första årets inventering (2009) inkluderas inte vidare i analysen av spillningsdata eftersom ytorna inte var rensade och spillningen kan ligga kvar i torra vegetationstyper i flera år och försvinna fortare i fuktiga vegetationstyper redan efter ett år (Skarin 2008).

Tabell 2. Datum för spillningsinventering i Malå sameby, vilken period av renarnas användning av området respektive inventering representerar, samt faser för byggnation och drift av Jokkmokkslidens och Storlidens vindkraftparker

Datum för inventering	Representerar tidsperioden	Faser i vindkraftutbyggnad
1 – 9/6 2009	År 2008 och bakåt i tiden beroende på spillningens nedbrytningshastighet samt maj månad 2009	Före
28/5 – 1/6 2010	10/6 2009 – 27/5 2010	Före
23/5 – 26/5 2011	27/5 2010 – 22/5 2011	Byggfas
28/5 – 1/6 2012	27/5 2011 – 27/5 2012	Byggfas
27/5 – 2/6 2013	2/6 2012 – 26/5 2013	Driftsfas
2/6 – 8/6 2014	3/6 2013 – 1/6 2014	Driftsfas
25/5 – 29/5 2015	9/6 2014 – 24/5 2015	Driftsfas

3.2.2 Analysmetodik av spillningsdata

För att analysera den rumsliga fördelningen av spillning har vi relaterat antal spillningshögar i respektive provyta till olika habitatvariabler. I över 90% av våra inventeringsytorna var antalet spillningshögar noll, vilket är normalt när man räknar djurs förekomst på det här sättet (Zuur m.fl. 2009). För att kunna hantera ett stort

antal nollor i ett material rekommenderas ofta Hurdle-modeller eller zero-inflated poissonmodeller (Zuur m.fl. 2009). Vi har därför anpassat antal spillningshögar per provyta till en Hurdle-modell (cf. Alam m.fl. 2014). En Hurdle-modell består av två delar där den ena delen skattar andelen nollor i data i relation till om det finns någon observation (binär modell), och i den andra delen skattas de observationer som inte är noll i relation till varandra ("truncated poisson"). Dessa två delar av modellen kan tolkas separat.

Variabler i modellen var avstånd till vindkraftparken (i 100 m), avstånd till mindre vägar (< 5 m), vegetationstyp (kalhygge, ungskog, barrskog eller myr), tidsperiod (före byggfas, byggfas, driftsfas) samt interaktion mellan avstånd till vindkraftparkerna och tidsperiod. Alla avståndsvariabler transformerades med kvadratroten eftersom vi då inte riskerar att observationer långt bort från exempelvis vindkraftparkerna får en oproportionerligt stor betydelse i skattningen av modellen. Vi kan anta att renarnas uppfattning av någonting långt bort har mindre betydelse för deras val av område och det skulle kunna leda till en överskattning av avståndets betydelse om inte variabeln transformerades. Dessa variabler valdes ut som de bäst förklarande variablerna av flera möjliga, där vi valde bort höjd över havet, avstånd till stora vägar, sluttningens lutning (i grader), avstånd till kraftledningar eftersom de inte var signifikanta. Vi anpassade en modell för varje område (Storliden, Jokkmokksliden och hela regionen) och sedan en modell där alla data användes i en och samma modell. För att uppskatta hur väl de anpassade modellerna beskriver förändringen av antalet spillningshögar i relation till de olika omvärldsfaktorerna i respektive område gjordes en power-analys (e.g. Zar 1999). Den visar om det finns tillräckligt med data för att kunna dra slutsatser utifrån de resultat som modellen visar. Om power är högre än 0.5 finns det tillräckligt med data för att kunna dra slutsatser utifrån resultaten.

3.2.3 GPS-data Storliden och Jokkmokksliden

I den första fasen av projektet (2009-2012) använde vi data från GPS-halsband som Malå sameby själva hade utrustat renarna med. Analyser och resultat från GPS-data för åren 2008 till 2011 finns publicerade i Skarin m.fl. (2013) samt Skarin m.fl. (2015). För perioden 2012-2014 bar inga renar GPS-halsband men under hösten 2014 förseddes återigen 40 renar i Malå sameby med nya GPS-halsband, 12 av dessa GPS-försedda renar vistades i området kring vindkraftparken under kalvningsperioden 2015 (Tabell 3). Vi kan därför jämföra renarnas användning av studieområdet under kalvningsperioden och försommaren 2015 med de data som samlades in under samma tidsperiod för åren 2008 till 2011 enligt samma analysmetodik som i Skarin m.fl. (2015). GPS-halsbanden positionerade renarna varannan timme under hela studieperioden. Vi har bara använt GPS-data från vajor (honrenar) och exkluderat data från GPS-halsband från sarvar (hanrenar). Vajorna

representerar den största delen av hjorden (80 %) och visar bäst var huvuddelen av hjorden vistas.

Tabell 3. GPS-data från renarna i Malå sameby som vi använt i habitatvalsanalysen

År	Datum	Antal renar med GPS-halsband inom 2 km	Antal positioner (2 km)	Antal renar med GPS-halsband inom 6 km	Antal positioner (6 km)	Vindkraft
2008	12/5-18/6	14	6008	15	6371	Före
2009	2/5-19/6	6	3323	11	6545	Före
2010	10/5-24/6	13	6981	14	7417	Byggsfas
2011	10/5-22/6	3	1465	5	2456	Byggsfas
2015	1/5-25/6	10	6482	12	7663	Driftsfas

3.2.4 Analys av GPS-data Storliden och Jokkmokksliden

Rörelsehastighet

Renarnas effektivitet i habitatanvändning studerades genom att mäta deras rörelsehastighet. Låg rörelsehastighet indikerar effektivare habitatanvändning och bättre betesro jämfört med när djuren har hög rörelsehastighet. Vi beräknade renarnas rörelsehastighet baserat på avståndet mellan två GPS-positioner per tidsenhet (m/2h). Vi jämförde hur renarnas rörelsehastighet skilde sig under driftsfas med tiden före och under byggsfas inom 1, 2, 3, 4, 5 och 6 km radie från vindkraftparkerna med t-test (Skarin m.fl. 2015, Sawyer m.fl. 2013). För denna analys använde vi data från alla renar som varit inom 6 km från vindkraftparkerna. Vi har använt alla positioner inom hela området innanför respektive zon när vi räknat ut medelvärdet för rörelsehastigheten. Vi jämförde också rörelsehastigheten i området nära parkerna med rörelsehastigheten utanför 5 km radien men inom studieområdet (se gränsen för MCP 95 % i Fig. 2) under samma tidsperioder. Vi har inte inkluderat GPS-renar som varit längre bort än 6 km från vindkraftparkerna.

Habitatanvändning

Renarnas *habitatanvändning* mättes genom att beräkna renarnas hemområden (användningsutbredning), hädanefter kallad UD efter engelskans ”utilization distribution” (Van Winkle 1975). Metoden innefattar en täthetsfunktion av sannolikheten att djuret använder det givna området under den givna tidsperioden. Vi har beräknat renarnas UD med Brownian Bridges Movement Models (BBMM; (Horne m.fl. 2007). Denna metod tar hänsyn till hur positionerna hör samman både i tid och rum. Modellen knyter ihop positioner som ligger nära varandra i tid. BBMM är speciellt bra för att identifiera förflyttningar och migrationskorridorer (Sawyer

m.fl. 2009). För varje period och för varje ren beräknades en BBMM-UD med hjälp av `kernelbb()` funktionen i R. Hög användning inom hemområdet definieras som de övre 25 % av kvartilen av UD och benämns uppehållsområden ("stop-over areas"). För att utvärdera nivån av användningen av området runt parkerna jämförde vi ytan av uppehållsområdena inom 1, 2, 3, 4, 5 och 6 km bufferzonerna från vindkraftsparken före och under byggfas med driftsfasen i tvärsidigt t-test.

Habitatval

Betydelsen av olika habitat och områden för renarna mättes genom att beräkna deras *habitatval*. Detta värderades genom att statistiskt beräkna effekterna eller inverkan av olika habitatvariabler på renarnas val av inom ett tillgängligt område i en logistisk regression, en så kallad habitatvalsmodell (Manly m.fl. 2002). Vi definierade det tillgängliga området som det område som täcktes in av 95 % av alla GPS-punkter – *minimum convex polygon* (MCP). Detta representerar renarnas val av område inom hela studieområdet ("second-order selection" (Johnson 1980)). I modellen jämfördes habitatvariablerna (Tabell 1) för renarnas GPS-positioner med habitatvariablerna för lika många slumpvis utvalda positioner inom MCP-området. Med hjälp av Akaike-värdet (AIC) valde vi ut de variabler som gav den bäst förklarande modellen (lägst AIC-värde).

För att utvärdera hur väl modellen beskriver relationen mellan GPS-data och habitatvariablerna gjorde vi en k-faldig korsvalidering (*k-fold cross validation*) (Boyce m.fl. 2002). Då väljer man ut en del av data (GPS-positionerna) som man testar modellen på och räknar ut korrelationen (Spearman rank) mellan observerade positioner (verkliga och slumpmässigt utkastade tillsammans) och predikterade positioner för renarna. Vi gjorde en fem-faldig korsvalidering, där data delas in i fem lika stora delar. Fyra femtedelar används för att beräkna modellen och därefter predikteras värden utifrån modellen, dvs. var renarna bedöms vistas utifrån modellen. Den sista femtedelen används sedan för att testa mot de predikterade värdena i en Spearman rank korrelation. Detta resulterade i fem korrelationer (en för varje femtedel) där en korrelation nära 1 innebär att modellen gör en bättre prediktion av väl hur de observerade positionerna är fördelade i området än ett värde nära 0.

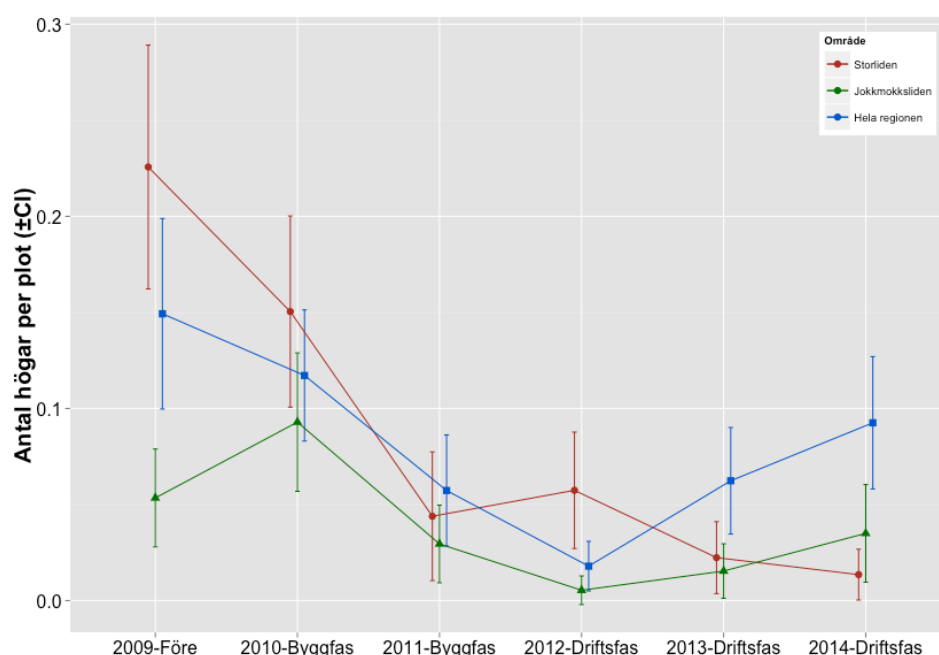
För Malå-området är det också relevant att skatta hur renarna väljer betesområde inom de hemområden vi skattat med BBMM-metodiken sk "third-order selection" som finns beskrivet av Johnson (1980). Då kan man bättre förstå hur användningen av stop-over områden relaterar till all annan pågående markanvändning i området. Det är gjort för perioden före byggfas och under byggfas (se vidare Skarin m.fl. 2015), men pga. tidsbrist är endast beräkning för "second-order selection" för driftsfas med i denna rapport. Det blir också mer relevant att analysera

alla skalnivåer för både kalvningstiden och över hela barmarkssäsongen när vi har samlat in fler år med GPS-data från detta område.

3.3 Resultat Storliden och Jokkmokksliden

3.3.1 Resultat från analys av spillningsdata

På Storliden minskade antalet högar med 57 % från före byggfas (2009) till byggfas (2010-2011) och med ytterligare 30 % under driftsfas (2012-2014) (Fig. 3). På Jokkmokksliden ökande antalet högar med 15 % mellan tiden före byggfas och byggfas



Figur 3. Medelantalhögar (± 95 % konfidensintervall) per provyta inom respektive område och år vid spillningsinventering kring Storliden och Jokkmokkslidens vindkraftparker och över hela betesområdet, i en del av kalvnings- och sommarbetesområdet i Malå sameby.

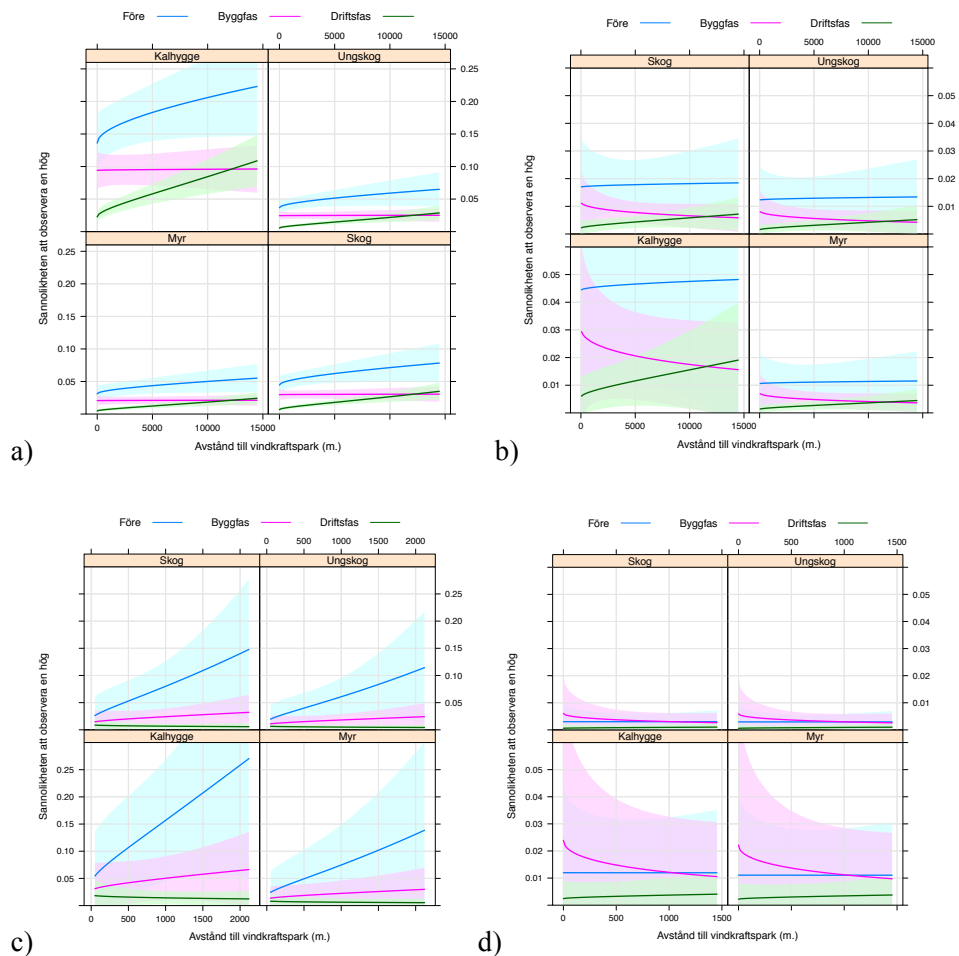
för att sedan minska med 6 % mellan byggfas och driftsfas. I hela regionen minskade spillningen med 41 % från före byggfas till under byggfas och med ytterligare 20 % under driftsfasen. Under 2014 var det dock mer spillning än under 2012 i hela regionen.

Tabell 4. Log-odds ratio (standardfelet) utifrån skattning av antal spillningshögar i Hurdlemodellerna från inventeringar kring Jokkmokksliden, Storliden och i hela regionen samt för alla observationerna gemensamt, kombinerad, i Malå sameby

Parameter i logit modellen	Jokkmokksliden SE	Storliden SE	Region SE	Kombinerad (alla) SE
Intercept	-4.49 * (1.39)	-4.03 * (0.97)	-3.908* (0.68)	-3.44* (0.20)
Sqrt (Avst vindkraftverk/100m)	<0.01 (0.43)	0.48 (0.27)	0.01 (0.07)	0.05* (0.02)
Före byggfas		0.00 (-)	0.00 (-)	0.00 (-)
Byggfas	0.70 (0.51)	-0.39 (0.47)	-0.38 (0.34)	-0.42* (0.14)
Driftsfas	-1.62* (0.61)	-0.72 (0.53)	-2.08 * (0.36)	-1.9* (0.16)
Sqrt (Avst skogsbilväg)	-	-	-0.03 (0.02)	-
Kalhygge	0.08 (1.08)	0.83 (0.62)	1.47* (0.47)	1.59* (0.16)
Skog	-1.306 (0.77)	0.07 (0.55)	0.48 (0.31)	0.38* (0.13)
Ungskog	-1.33 (0.75)	-0.22 (0.54)	0.15 (0.37)	0.18 (0.13)
Myr	0 (-)	0 (-)	0.00 (-)	0.00 (-)
Sqrt (Avst vindkraftverk/100)*Byggfas	-0.22 (0.21)	-0.27 (0.16)	-0.06 (0.05)	-0.05 (0.03)
Sqrt (Avst vindkraftverk/100)*Driftsfas	0.14 (0.21)	-0.58* (0.19)	0.09 (0.05)	0.09* (0.03)
Spridningsmått på medelmodellen	0.17	0.33	0.29	0.34
τ_1	5.55	2.75	5.65	1.86
ρ_1	0.08	0.08	0.21	0.05
Antal observationer	2190	1922	2950	7062

* Signifikant på 5% signifikantnivå

I beräkningen av ”truncated”- positiondelen av Hurdle-modellen var ingen av variablerna signifikanta för något av områdena, varför vi inte gick vidare med att tolka dessa resultat. Den binära modellen för respektive område visade däremot att det var en signifikant minskning av spillning från tiden innan vindkraftparken byggdes och tiden under driftsfas. Modellen där alla data kombinerades och modellen för hela regionen och visade också att det var fler spillningshögar längre bort från vindkraftparken både före byggfas och under driftsfas, den skillnaden var dock större under driftsfas. Mer specifikt kan det beskrivas som att för varje 100 m som avståndet till parken ökade så ökade också sannolikheten för att hitta spillning med 5 % (alla data) och 1 % (regiondata) mellan före och under byggfas, den ökningen var dock inte signifikant (Tabell 4, Fig. 4). Mellan tiden före byggfas och driftsfas ökade sannolikheten att hitta spillning med 9 % för varje 100 m som vi förflyttade oss bort från vindkraftparkerna för hela regionen och för alla data.



Figur 4. Predikterad förekomst av rena utifrån marginaleffekterna för den bäst anpassade habitatvalsmodellen för förekomst av spillning inom vegetationstyperna myr, ungskog, kalhygge och skog för a) alla inventeringspunkter tillsammans, b) hela regionen, c) Storliden och d) Jokkmokksliden. Det predikterade maxvärdet är 1 och minimivärdet är 0 och ett predikterat värde högre än 0,5 tolkas som att renarna föredrar området och ett värde under 0,5 tolkas som att renarna undviker området. Här plottas spillningshögars förekomst inom respektive vegetationstyp i relation till Avstånd till vindkraftparkerna (m) i Malå sameby för barmarksperioden före byggfas (2009), byggfas (2010-2011) och driftsfas (2012-2014) av vindkraftparkerna Storliden och Jokkmokksliden. Den ljusare skuggningen visar konfidensintervallet för 95%.

På den lokala skalan på Storliden visade modellen att sannolikheten ökade att hitta spillning närmare vindkraftparken under driftsfasen, trots att den totala mängden högar hade minskat i området. Sannolikheten att hitta spillning i en provyta ökade med 58 % för varje 100 meter vi närmade oss vindkraftparken under driftsfas.

Under byggfasen var det en icke signifikant ökning av antalet spillningar ju närmare parken man kom i jämförelse med tiden före byggfasen. Denna ökning

fann vi i modellerna för hela regionen, för alla data och för den lokala inventeringen på Storliden.

På den lokala skalan visade modellen från Storliden att renarna använde kalhyggen i större utsträckning än andra vegetationstyper. På Jokkmokksliden fanns det inget signifikant samband mellan avstånd till parken och antalet spillningshögar. På Jokkmokksliden var det också mer spillning på kalhyggen jämfört med i barrskogen och i ungsbogen. Detta visar att kalhyggen var en viktig vegetationstyp för renarna under barmarksperioden.

Resultaten från power-analysen visade (förutom för Jokkmokksliden) att vi hade tillräckligt med data för att beräkna interaktionseffekten mellan avstånd till vindkraftverken och byggfas och driftsfas. För Jokkmokksliden var interaktionseffekterna ej signifikanta, och vår simulering visade att power var lägre än 0.5, vilket betyder att vi inte kan dra några slutsatser utifrån de data som enbart är insamlade på Jokkmokksliden.

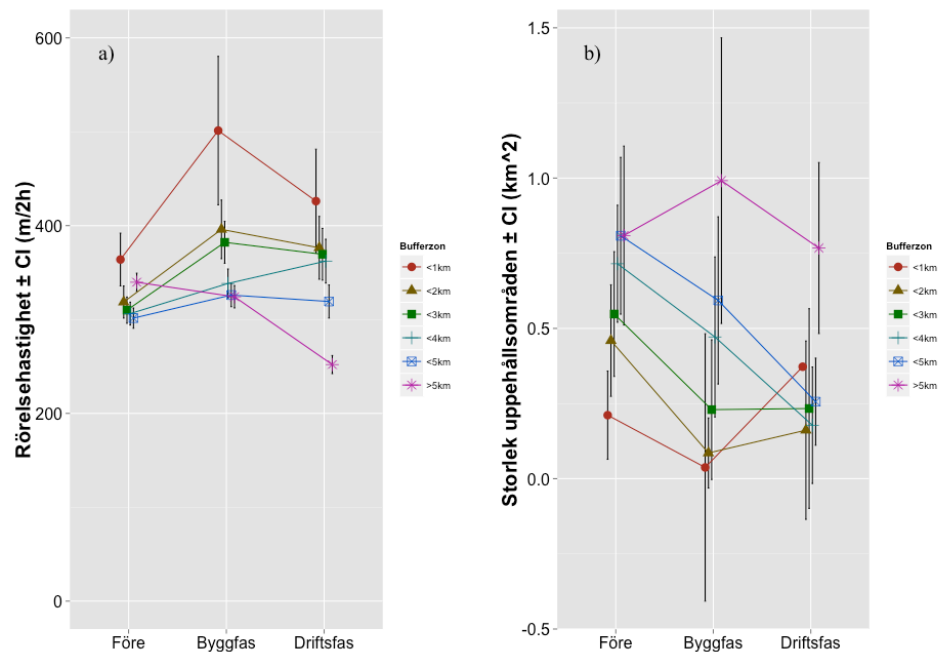
3.3.2 Resultat från analys av GPS-data för Storliden och Jokkmokksliden

Rörelsehastighet

Från kalvningsperioden och fram till kalvmärkningen var renarnas rörelsehastighet signifikant högre inom 4 km från vindkraftparkerna under driftsfasen jämfört med perioden innan vindkraftparkerna uppfördes. Medelrörelsehastigheten inom området 4 km från vindkraftparkernas ytterkant var 362 ± 12 m/2h (\pm SE) under driftsfas jämfört med tiden före byggfasen då den var 306 ± 6 m/2h ($t=4.17$ $P < 0,001$) (Fig. 5 a). Inom området närmare parkerna var skillnaden i rörelsehastigheten ännu större (1 km från parken var 426 ± 28 m/2h under driftsfas jämfört med 364 ± 12 m/2h före byggfas, $t = 1,97$, $P = 0,0495$). Inom 5 km från parken var skillnaden i rörelsehastighet mellan de två perioderna inte längre signifikant (319 ± 9 m/2h under driftsfas mot 301 ± 6 m/2h före byggfas, $t = 1.68$, $P = 0,093$).

Renarnas rörelsehastighet i området längre bort än 5 km från parkerna var lägre under driftsfasen jämfört med perioden innan parken byggdes (252 ± 5 m/2h under driftsfas mot 340 ± 5 m/2h före byggfas, $t = -12.6$, $P < 0,001$). Renarnas rörelsehastighet ändrades inte signifikant inom de olika buffertzoner under driftsfas jämfört med byggfas. Enligt denna analys var alltså renarna likvärdigt påverkade under bygg och driftsfas. I området längre bort än 5 km från vindkraftparkerna var däremot hastigheten högre under byggfas än under driftsfas (325 ± 6 m/2h jämfört med 252 ± 5 m/2h, $t = -9.2$, $P < 0,001$), inom hela studieområdet var det också en generellt högre hastighet hos renarna under byggfasen jämfört med driftsfasen.

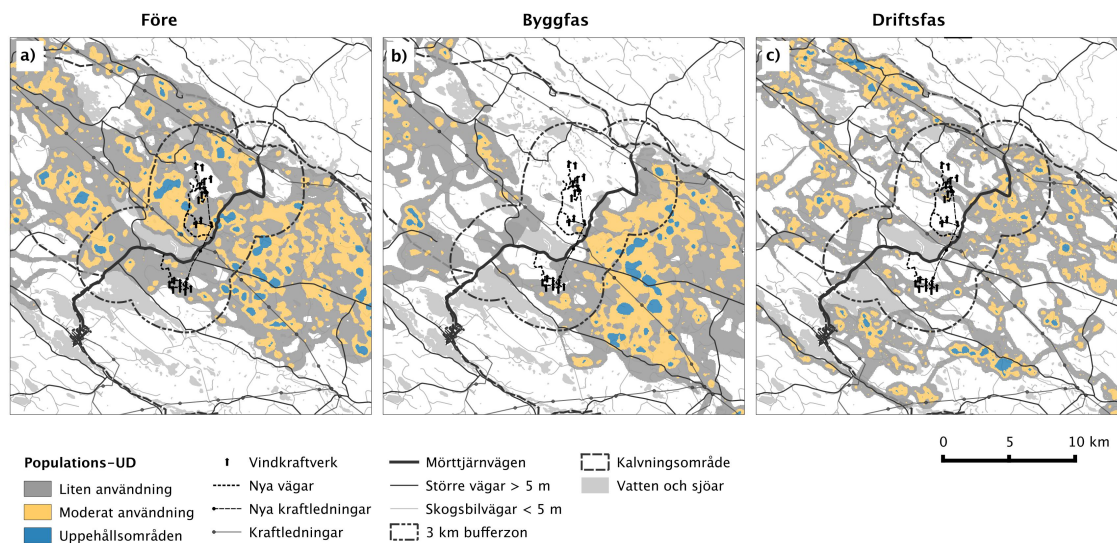
Dessa resultat ger en tydlig indikation på att renarna hade sämre betesro (högre aktivitet) inom 4 respektive 5 km från vindkraftparkerna under driftsfas och byggfas och att betesron minskade ytterligare när renarna vistades närmare parken.



Figur 5 a) Renarnas rörelsehastighet (m/2h) (\pm 95% konfidensintervall) i Malå inom bufferzonerna 1, 2, 3, 4, 5 km från vindkraftparkerna Storliden och Jokkmokksliden, inklusive den del av Mörtjärnvägen som ligger mellan parkerna, samt rörelsehastigheten längre bort än 5 km från parkerna. b) Storlek på uppehållsområden (UD > 75% inom BBMM; \pm 95% konfidensintervall), inom bufferzonerna 1, 2, 3, 4, 5 km från vindkraftparkerna Storliden och Jokkmokksliden, inklusive den del av Mörtjärnvägen som ligger mellan parkerna, samt rörelsehastigheten längre bort än 5 km från parkerna. Observera att det bara finns en observation inom 1 km från parken under driftsfas, samt att konfidensintervallet ibland visar på ett värde under 0 vilket inte är möjligt i verkligheten.

Habitatanvändning

Storleken på de GPS-försedda renarnas sammanlagda uppehållsområden (den övre 25 % kvartilen av UD uträknat med BBMM) inom 3 och 5 km av parken minskade under driftsfas i jämförelse med perioden innan parken uppfördes [inom 3 km: från $0,54 \pm 0,097 \text{ km}^2$ till $0,23 \pm 0,12 \text{ km}^2$, $t = 2,038$, $P=0,069$ och inom 5 km: från $0,81 \pm 0,12 \text{ km}^2$ till $0,59 \pm 0,13 \text{ km}^2$, $t = 3,950$, $P < 0,001$ (Fig. 5 b och 6a)]. Det indikerade att användningen av området inom 3 km och 5 km från parkerna minskade med 57 % (ej signifikant) respektive 27 % (signifikant) under driftsfas. Emellertid var användningen längre bort än 5 km från parken densamma som innan byggsfas ($0,81 \pm 0,14 \text{ km}^2$, respektive $0,77 \pm 0,13 \text{ km}^2$, $t = 0,217$, $P=0,830$). Det visade att det var kring vindkraftparkerna som det skedde en förändring i renarnas habitatanvändning. Tidigare analyser har också visat att användningen av området inom 3 km minskade med 58 % och inom 5 km med 26 % (ej signifikant) under byggsfas jämfört med före byggsfas (Fig. 5b; Skarin m.fl. 2015).



Figur 6 a) Kartor över BBMM i Malå för kalvnings och försommarperioden a) före byggfas (2008-2009), b) under byggfas (2010-2011) och c) under driftsfas (2015) av vindkraftparkerna Storliden och Jokkmokksliden © Lantmäteriet i2014/764.

Habitatval

I valet av ingående variabler i habitatvalsmodellen för GPS-data från Malå visade VIF (se sid 14) på låg samvariation mellan de olika habitatvariablerna (Tabell 1) för Malå studieområde. Den bäst anpassade habitatvalsmodellen för renarnas val av betesområde i Malå innehöll därför vegetationstyp, sluttningens lutning, kvadratroten av avstånd till allmänna vägar (> 5m), avstånd till kraftledningar, logaritmen av avstånd till vatten och avstånd till områden där verken är topografiskt skymda samt kvadratroten av avstånd till närmaste vindkraftverk i interaktion med period (före byggfas, byggfas, driftsfas). Avståndsvariablerna transformerades med kvadratroten eller logaritmen beroende på vilken transformering som gav den bästa anpassningen av modellen, dvs. lägst AIC-värde.

Resultaten från habitatvalsmodellen visade att renarna föredrog att vistas i området nära vindkraftparkerna innan de byggdes, men att användningen av de områden där vindkraftparkerna uppfördes minskade under både under byggfas och under driftsfas (Tabell 5). För att illustrera hur stor denna minskning är har vi använt habitatvalsmodellen för att prediktera användningen av området på olika avstånd från parken. När man gör en prediktion för en variabel låter man alla andra variabler i modellen vara konstanta och får då fram margineffekten för den variabel som tillåts variera. Detta ger oss den effekt den enskilda variabeln har på variationen i renarnas användning av området. Margineffekten för variabeln avstånd till närmaste vindkraftverk visade att renarnas användning av området 1 km från

parken minskade med 20 % och med 16 % för området 5 km från parkområdet i jämförelse med hur renarnas använde samma område innan parkerna uppfördes. För att illustrera hela skalan från noll meter till maximalt uppmätt avstånd från parken har vi beräknat marginaleffekten för alla avstånd inom respektive period (Fig. 7).

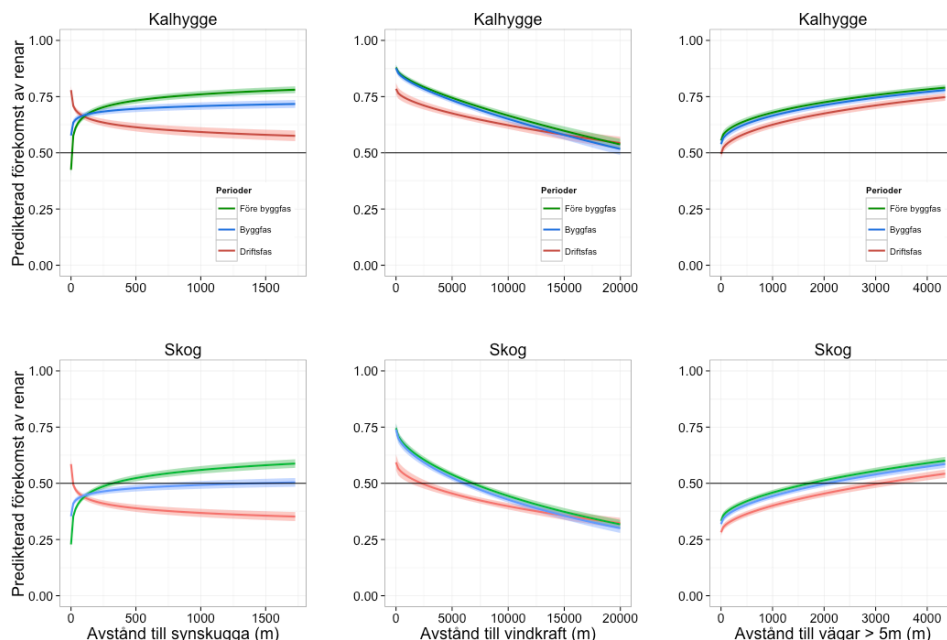
Tabell 5. Skattade regressionskoefficienter för habitatvalsmodell utifrån GPS-data från renar i Malå samebys kalvningsområde före byggfas, under byggfas och under driftsfas av Storlidens och Jokkmokkslidens vindkraftparker. Här är perioden före byggfas satt som referensperiod

Habitatvariabel	Regressionskoefficienter	SE	Pr(> z) ^a
(Intercept)	0.209	0.072	0.004
<i>Vegetationstyp</i>			
Öppen mark	1.605	0.079	0.000
Kalhyggen	0.914	0.030	0.000
Ungskog	-0.027	0.029	0.347
Myrar	0.099	0.027	0.000
<i>Period</i>			
Byggfas	0.648	0.124	0.000
Driftsfas	1.105	0.126	0.000
<i>Kontinuerliga variabler</i>			
Log (Avstånd till skymda omr +1)	0.211	0.011	0.000
Sqrt (Avstånd till vindkraftparkerna)	-0.013	0.001	0.000
Sqrt (Avstånd till väg > 5 m)	0.017	0.001	0.000
Sqrt (Avstånd till kraftledning+1)	-0.008	0.001	0.000
Log (Avstånd till vatten+1)	0.054	0.007	0.000
Sluttningens lutning (grader)	-0.107	0.006	0.000
<i>Interaktionsvariabler</i>			
Log (Avstånd till skymda omr +1): Byggfas	-0.128	0.015	0.000
Log (Avstånd till skymda omr +1): Driftsfas	-0.339	0.015	0.000
Byggfas: Sqrt (Avstånd till vindkraft)	-0.0003	0.001	0.721
Driftsfas: Sqrt (Avstånd till vindkraft)	0.005	0.001	0.000

^a P=0,000 samma som P<0,001

Våra resultat visade också en tydlig marginaleffekt av variabeln avstånd till närmaste område där vindkraftverken var topografiskt skymda. Innan parkerna uppfördes föredrog renarna områden där vindkraftsverken senare blev synliga. Men när vindkraftverken tagits i drift föredrog renarna att vistas nära eller i de områden där vindkraftsverken var skymda av topografin. Marginaleffekten av denna variabel visade att användningen av områden 0-50 meter (0 m = i skymda områden) från områden där vindkraftverken var topografiskt skymda ökade med 60 % under

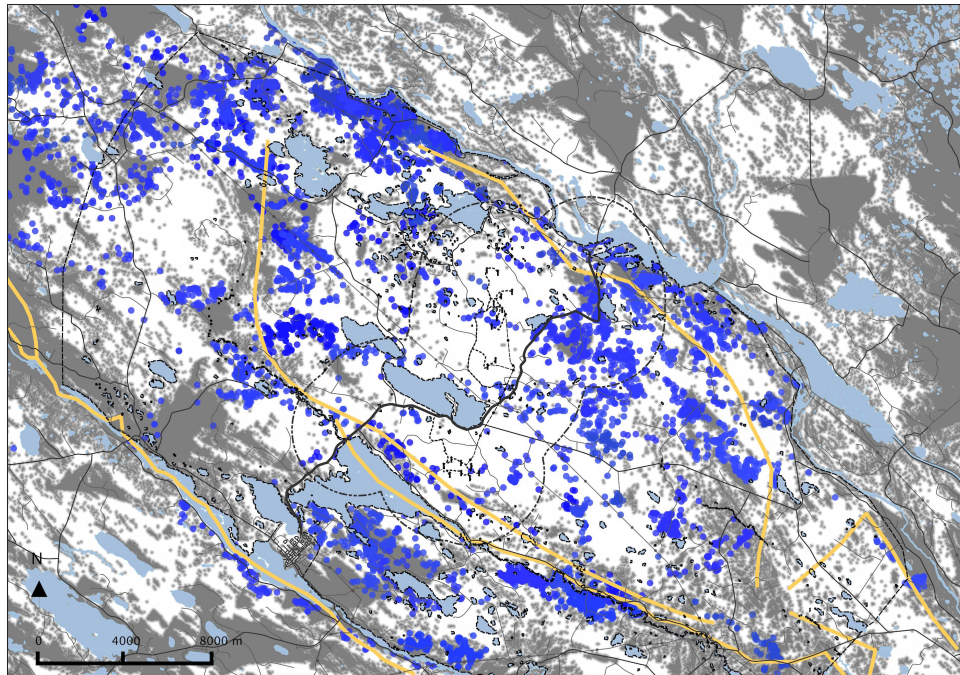
driftsfas i jämförelse med tiden före byggfas (Fig. 7). En visuell inspektion av GPS-data visade också att detta områdesval verkade bestå längre bort än 5 km från vindkraftparkerna (Fig. 8).



Figur 7. Predikterad förekomst av renar utifrån marginaleffekterna för den bäst anpassade habitatvalsmodellen inom vegetationstyperna kalhygge och skog i Malå sameby under kalvnings- och försommarperioden före byggfas (2008-2009, grön linje), byggfas (2010-2011, blå linje) och driftsfas (2015, röd linje) av vindkraftparkerna Storliden och Jokkmokksliden. Det predikterade maxvärdet är 1 och minimivärdet är 0 och ett predikterat värde högre än 0,5 tolkas som att renarna föredrar området och ett värde under 0,5 tolkas som att renarna undviker området. Här illustreras renarnas förekomst i skog och på kalhyggen i relation till avstånd till synskugga (m) – områden där vindkraftsverken är topografiskt skymda, avstånd till vindkraftparkerna (m) och avstånd till de större vägarna (>5 m). Den ljusare skuggningen visar 95 % konfidensintervall.

Habitatvalsmodellen visade också att renarna föredrog att vistas i områden nära kraftledningar och på kalhyggen medan de undvek att vistas i ungskog och vuxen skog under hela studieperioden. Resultaten visade således att renarna använde kalhyggen mer än skog, vilket var samma resultat som analysen av spillningsdata visade. Renarna undvek också de större vägarna (> 5m) med upp till 1-2 km under hela studieperioden beroende på vilken vegetationstyp de vistades i.

Medelvärde för de fem olika valideringarna för den bäst anpassade modellen för renarnas habitatval i Malå var $r_s = 0,97$ (0,963 - 0,988), $P < 0,0001$. Detta visar att modellen har en hög förklaringsgrad och beskriver eller predikterar väl hur de observerade positionerna fördelar sig i landskapet.



Figur 8. Karta över Malå samebys kalvningsområde med GPS-positioner i blått från olika 12 vajor för kalvningsperioden 2015, tillsammans med områden där vindkraftverken är topografiskt skydda i grått. I gult syns samebyns markerade flyttleder. © Lantmäteriet i2014/764

4 Gabrielsberget i Lögdeålandet

4.1 Bakgrund

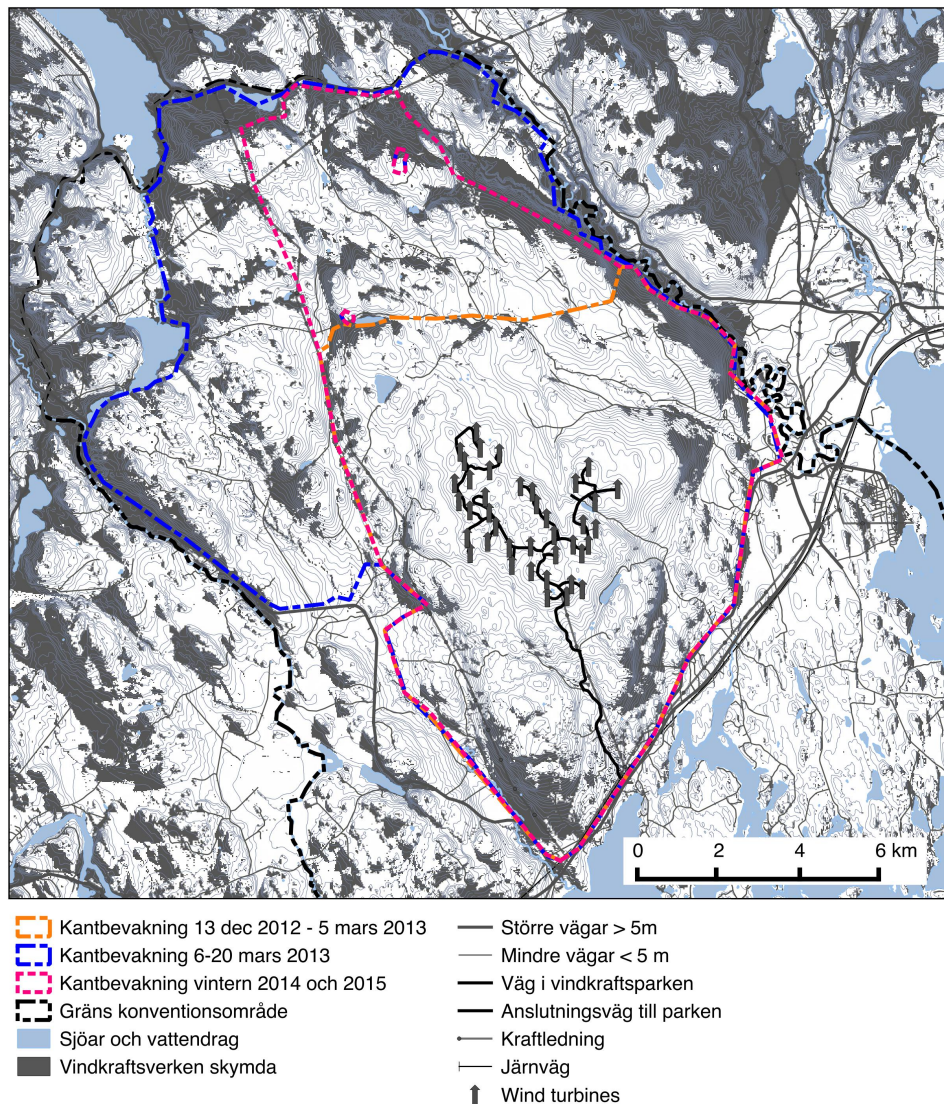
Gabrielsberget utgörs av ett unikt kustnära, men också lågfjällsliknande område vilket till stor del består av lågproduktiv tallskog. De höglänta delarna var innan utbyggnaden till stor del ett obrutet, kustnära skogslandskap. De hällrika markerna innehåller rikligt med marklav och har använts som vinterbetesmarker för renar under lång tid. Det höglänta området med dess varierande och vindexponerade topografi erbjuder goda förutsättningar till renbete även under vintrar med annars ogynnsamma snöförhållanden. Vidare så har topografin och den begränsade jordmånen gjort att den största delen av området ej berörts av skogsbruk utan bibehållit en gles naturskogskaraktär. Området ingår i Vilhelmina Norra samebys marker men har använts av Byrkije reinbetesdistrikt under de senaste 25 åren och vissa år av Vapsten sameby (pers komm. Per-Anders Ågren). Från 1987 fram till 2006 som en del av ett avtal i den Svensk-Norska reinbeteskonventionen och efter att detta avtal upphört genom ett muntligt avtal mellan samebyn och reinbetesdistriktet.

Under sommaren 2009 påbörjade Svevind AB byggnation av Gabrielsbergets vindkraftsanläggning med 40 vindkraftverk. Vintern 2010 togs de första 20 vindkraftsverken i drift och sommaren 2012 var alla 40 vindkraftsverk i drift. Idag pågår samråd om två utökningar av vindkraftsparken med ytterligare ca 23 vindkraftverk. Under hela bygg- och driftsfasen av vindkraftsparken så har området använts vintertid av Byrkije reinbetesdistrikt.

4.1.1 Beskrivning av Lögdeålandets vinterbetesområde

Lögdeålandet är 503 km², varav 232 km² (46 %) inte anses kunna utnyttjas dels på grund av fritidsbebyggelse och dels på grund av den barriär som skapats av E4 och Bothniabanan (Fig. 9). Området norr om E4 är 285 km² stort, varav 17 km² består av bebyggd mark, vägar, odlingsmark, och sjöar vilket lämnar 268 km² lämplig som renbetesmark. Under de tre år vi har följt renskötseln i området har Byrkije

mestadels haft renarna inom ett 102 – 193 km² stort område för att kunna utnyttja det bästa betet i området (Fig. 9). De har under perioder bland annat kantbevakat renarna runt Gabrielsberget för att se till att renarna stannar kvar uppe på berget där det bästa lavbetet finns. Lögdeålandet är begränsat i sitt ytterområde och renarna har ingen möjlighet att välja betesområden längre bort om de blir störda av vindkraftsparken. Det innebär att denna studie om vindkraftsparkens påverkan på renarna och renskötseln till stor del sker inom det område som renar i andra studier ansetts undvika. Studien kan därför mer liknas vid en lokal studie (Vistnes & Nellemann 2008).



Figur 9. Studieområde för Lögdeålandet och Gabrielsbergets vindkraftpark som används vintertid av Byrkije reinbetesdistrikt från Norge. © Lantmäteriet i2014/764

Gabrielsbergets 40 vindkraftverk med 19 km nybyggda vägar i parken och 5 km anslutningsväg upp till parken och 4,5 km kraftledning har tagit ytterligare 11 km² markyta i anspråk. Majoriteten av de nyanlagda vägarna och samtliga 40 vindkraftverk har byggts på fast mark och därmed till stor del tagit marklavsareal i anspråk.

4.2 Renskötarnas observationer

4.2.1 Byrkije renbetesdistrikts användning av Lögdeå

Följande beskrivning av Byrkijes användning av Lögdeålandet är till stor del baserad på information från vindkraftsanläggningens kontrollprogram (Energimyndigheten 2014) uppfört av Enetjärn Natur AB. Kontrollprogrammet påbörjades 2008 och innefattar alltså vintern 2009 innan byggfasen inleddes, byggfasen under vintern 2010 och 2011 och bygg och driftsfas vintern 2012 och driftsfasen under vintrarna 2013-2015. I januari 2012 var 25 av 40 vindkraftverk i drift, resterande del av parken fortsatte att byggas från och med mars 2012. Den intervjubaserade information som sammanställts inom kontrollprogrammet utfördes med renskötare både från Byrkije och Vilhelmina Norra där samtliga personer har lång och specifik renskötselserfarenhet från det berörda området från tiden före vindkraftparken uppfördes, under byggnationen och under drifttiden.

Området har använts av mellan 850 och 1500 renar under olika långa tidsperioder under de olika vinterbetesåren. Snöförhållandena har varierat från dåliga under vintern 2012 till mycket goda under vintrarna 2010, 2011, 2013, 2014 och 2015. Man har ansett sig tvungna att stödutfodra alla vintrar sedan 2011 alltså även under vintrar med mycket goda betesförhållanden.

4.2.2 Påverkan på renar och renskötselarbetet kring vindkraftparken

Renskötarna har identifierat ett antal tydliga indikatorer på hur renskötseln i området påverkats av byggnation och drift av vindkraftparken.

1. Renarna rör sig betydligt mer än sedan tiden innan byggnation och drift av vindkraftparken. Detta har inneburit:
 - a. Mer skoterkörning för renskötarna
 - b. Mer bilkörning för renskötarna
 - c. Längre arbetsdagar för renskötarna
 - d. Fler renskötare krävs för att utföra det dagliga arbetet
2. Renarna flyttar sig inte som förväntat från tidigare år.
3. Renarna använder de låglänta delarna norr om parken mer än förväntat även när snöförhållanden är bättre upp på Gabrielsberget.

4. Renarna passerar ibland vindkraftparken, men stannar inte upp för att gräva trots att markerna har rikligt med tillgänglig marklav.
5. Renarna väljer betesmarker utom syn och hörhåll från vindkraftparken.
6. Man har varit tvungen att stödutfodra samtliga vintrar sedan vindkraftparken togs i full drift vintern 2013, trots goda betesförhållanden, tidigare har man endast behövt utfodra under dåliga betesvintrar.
7. Renarna har passerat kantbevakningslinjen betydligt oftare efter att parken byggts och tagits i drift jämfört med innan parkerna byggdes. Detta har inneburit att renskötarna fått merarbete med att hämta in renarna till betesområdet.
8. Betydligt fler renar blir kvar på vinterbetslandet efter samling och flytt till sommarlanden – 36 st. 2012, 50 st. 2013 och 38 st. 2014 – jämfört med 0-5 st. innan vindkraftparken byggdes.
9. Nöjesskoteråkningen har ökad avsevärt i området under snörika vintrar vilket också bidragit till att renarna rört sig mer.
10. Vissa vintrar har renskötarna uttryck oro för iskastning.
11. Renarna har spenderat betydligt mer tid i området söder om parken nära E4 och Botniabanan än tiden innan vindkraftparken uppfördes.

4.3 GPS-data

4.3.1 Analys av GPS-data Lögdeålandet

Byrkije renbetesdistrikt har under vintersäsongerna 2013 (vintersäsongernas år anges efter året efter nyår dvs. vintern 2012/2013 benämns vintern 2013), 2014 och 2015 utrustat renarna med GPS-mottagare (Telespor AS, Tromsø) som samlat in positionsdata för renarna. Forskningsprojektet har fått ta del av dessa data från Byrkije reinbetesdistrikt för att analysera renarnas habitatval i området och hur de har använt området i relation till vindkraftparken. Datainsamlingen startade varje år när renarna släpptes i området efter flytt dit med lastbil och avslutades när de samlades in för utfodring och vidare transport tillbaka till Norge. I våra analyser använde data från GPS-halsband som hade registrerat minst en position per dygn. Vissa mottagare var programmerade att samla in positioner mer frekvent (från var 10:e min och mer sällan). Totalt samlades det in data från 61 olika renar utrustade med GPS-mottagare under åren 2013-2015 där minst en position per dygn var registrerade. Vi har inte inkluderat positioner som registrerades när renarna var insamlade och utfodrade i hage i våra analyser. För att möjliggöra korrekt statistisk analys från så många renar som möjligt har vi använt en position per dygn och individ och endast inkluderat individer med mer än 20 positioner per år (Aebischer

m.fl. 1993). Utifrån dessa urvalskriterier har vi analyserat data från 41 renar (Tabell 6).

Tabell 6. Positioner från GPS-halsband samlades in minst en gång om dagen för de renar som var märkta med GPS-halsband, positionerna delades in i perioder när vindkraftparken var i drift och inte i drift samt perioder när renarna utfodrades i parken och inte utfodrades

Vinter	Perioder för insamling av GPS-data	Antal individer	Totalt antal positioner insamlade (medelvärde per individ \pm SD)	Antal dagar	Period
2012/2013	13/12 2012 – 22/3 2013	16	774 (48 \pm 20)	99	
	13/12 – 21/1	9	263 (29 \pm 7)	40	Avstängd
	22/1 – 14/2	16	247 (15 \pm 7)	24	Drift ej utfodring
	15/2 – 13/3	15	240 (16 \pm 5)	26	Drift utfodring
	14/3 – 22/3	3	24 (8 \pm 6)	9	Drift ej utfodring
2013/2014	18/12 2013 - 20/3 2014	16	1007 (62 \pm 21)	92	
	18/12 – 19/1		303 (22 \pm 13)	59	Drift ej utfodring
	20/1 – 20/3	16	704 (44 \pm 10)	33	Drift utfodring
2014/2015	12/1 – 20/3 2015	9	361 (40 \pm 17)	67	
	12/1 – 28/2	9	277 (31 \pm 15)	48	Drift ej utfodring
	1/3 – 20/3	8	84 (11 \pm 6)	19	Drift utfodring

Habitatval

För att värdera vilka faktorer som har betydelse för renens habitatval i området, använde vi logistisk regression där vi jämförde positionerna från renarna utrustade med GPS-halsband med slumpmässigt utvalda positioner inom samma område som renarna använt under respektive period, (se kantbevakningslinjerna Fig. 9). Eftersom renskötarna oftast styr renarna in i området var analysen en kombination av renarnas val av område och renskötarnas val av område för renarna. Baserat på det beräknade AIC-värdet valde vi ut de habitatvariabler som gav den bäst förklarande modellen. Dessa habitatvariabler var (Tabell 1): avstånd till närmaste vindkraftsverk, avstånd till närmaste område där vindkraftverken var topografiskt skydda, renens vinkel till vindriktningen i relation till parken, höjden över havet, förekomst av lav⁵ i interaktion med de olika tidsperioderna samt avstånd till närmaste väg (>5 m) förutom E4:an, och avstånd till E4:an. Vi transformerade alla avståndsvariabler med kvadratroten eller genom att ta logaritmen av värdet. Kvadratroten gav ett lägre AIC-värde som transformering för alla avståndsvariabler i vår slutliga modell. Initialt hade vi även inkluderat variabeln avstånd till alla kraftledningar i området i vår slutliga modell, men den visade på att renarna undvek kraft-

⁵ Metodik för att skatta förekomst av lav har tagits fram av NILS- ESS projektet (Naturvårdsverket) se beskrivning av metodik: <http://www.slu.se/nils-ess>

ledningarna med 5 km när parken var avstängd och att de föredrog att vistas nära kraftledningarna när parken var i drift. Dessa resultat verkar orimliga eftersom det kan hållas för osannolikt att renarna undviker kraftledningarna med 5 km och sedan föredrar desamma. Det är troligt att detta resultat hänger samman med hur kraftledningarna ligger i landskapet i förhållande till vindkraftparken även om det inte var någon hög korrelation mellan dessa två avståndsvariabler ($r=-0,13$).

Vi analyserade om det var någon skillnad i renarnas habitatval under tre olika förhållanden: när vindkraftparken var avstängd under 40 dagar vintern 2013, när vindkraftparken var i drift (hela den resterande delen av studietiden) och renarna var utfodrade på bete och renarna inte var utfodrade på bete. Informationen för när renarna var eller inte var utfodrade kommer från rapporten för Gabrielsbergets kontrollprogram. I kontrollprogrammet framgår ibland inte datumen tydligt utan det står exempelvis att fodringen började ”i mitten av februari” då har vi antagit att utfodringen började den 15 februari. Kantbevakningslinjerna (Fig. 9) är digitaliserade efter de linjer som beskrivs i kontrollprogrammet för Gabrielsberget. För vintern 2013 har vi inte tagit hänsyn till den inre kantbevakning som skedde mellan Jansmark och Aspeå under början av vintern eftersom renarna ofta beskrivs befinna sig norr om denna linje. I de fall någon enstaka position inte hamnat inom de generaliserade kantbevakningslinjerna har vi tagit bort den positionen. Med denna urvalsmetod har vi alltså tagit bort positioner längre bort från vindkraftparken ur vår analys.

För att utvärdera hur väl modellerna beskriver relationen mellan data och habitatvariablerna gjorde vi även här en k-faldig korsvalidering (se sid 24 under avsnittet ”Analys GPS-data Storliden och Jokkmokksliden”).

4.3.2 Resultat från analys av GPS-data för Lögdeålandet

Habitatval

Resultaten från den bäst anpassade habitatvalsmodellen visade att under perioden när vindkraftparken ej var i drift under 40 dagar mellan december 2012 och januari 2013 samt under de perioder när parken var i drift och renarna var utfodrade, vistades renarna mer i parkens närområde, och när de var utfodrade vistades de också signifikant mer i eller nära områden där vindkraftsverken var topografiskt skymda (Tabell 7). För att illustrera hur stor denna ökning var har vi predikerat marginaleffekten (se utförligare beskrivning sid 30) av denna variabel för de olika perioderna. Den visade att när renarna var utfodrade ökade sin användning av områden 0-50 m (0 m = i skymda områden) från topografiskt skymda områden med 13 % jämfört med när de inte var utfodrade (Fig. 10).

Under de perioder när parken var i drift och renarna inte var utfodrade undvek de parken med 3 km. Marginaleffekten visade exempelvis att renarnas användning

av området inom 200 m från närmaste vindkraftverk minskade med 70 % och att användningen 1 km från närmaste vindkraftverk minskade med 30 % under de perioder när parken var i drift och renarna inte var utfodrade i jämförelse med de andra perioderna (Fig. 10). Längre bort än 3 km från parken ökade renarna sin användning av området med 30 % i samma jämförelse. Under de perioder de inte var utfodrade och parken var i drift period vistades de inte i eller nära områden där vindkraftverken var topografiskt skymda. De vistades också i högre belägna områden när vindkraftparken var avstängd och när de var utfodrade än när de inte var utfodrade. Eftersom parken ligger högt upp i terrängen hänger detta samman med att de vistades närmare parken respektive långt bort från parken under samma perioder.

Tabell 7. Regressionskoefficienter från den bäst anpassade habitatvalsmodellen för renarna inom Lögdeålandet och Gabrielsbergets vindkraftpark. Här är perioden "Utfodring – vindkraft i drift" satt som referensperiod

	Regressions- koefficient	SE	Pr(> z) ^a
Intercept	3.403	0.388	0.000
Ej utfodring - vindkraft i drift	-5.099	0.531	0.000
Vindkraft ej i drift	-2.127	1.035	0.040
sqrt(Avst till skymda omr, m)	-0.056	0.008	0.000
sqrt(Avst till vindkraftverk, m)	-0.026	0.005	0.000
rad (Vinkel ren vindrikt, °)	-0.449	0.059	0.000
Lavförekomst	0.031	0.005	0.000
Höjd över havet (m)	0.015	0.002	0.000
sqrt(Avst till E4, m)	-0.063	0.003	0.000
sqrt(Avst till vägar > 5 m (ej E4), m)	0.030	0.004	0.000
Ej utfodring: sqrt(Avst till skymda omr, m)	0.050	0.011	0.000
Ej utfodring: sqrt(Avst till vindkraftverk, m)	0.056	0.007	0.000
Ej utfodring: sqrt(Vinkel ren vindrikt, °)	0.468	0.083	0.000
Ej utfodring: lavförekomst	0.001	0.007	0.831
Ej utfodring: Höjd över havet (m)	0.009	0.002	0.000
Vindkraft ej i drift: sqrt(Avst till skymda omr, m)	0.022	0.016	0.160
Vindkraft ej i drift: sqrt(Avst till vindkraftverk, m)	0.005	0.013	0.693
Vindkraft ej i drift: sqrt(Vinkel ren vindrikt, °)	0.281	0.130	0.031
Vindkraft ej i drift: Höjd över havet (m)	0.006	0.003	0.066
Vindkraft ej i drift: lavförekomst	0.027	0.010	0.006

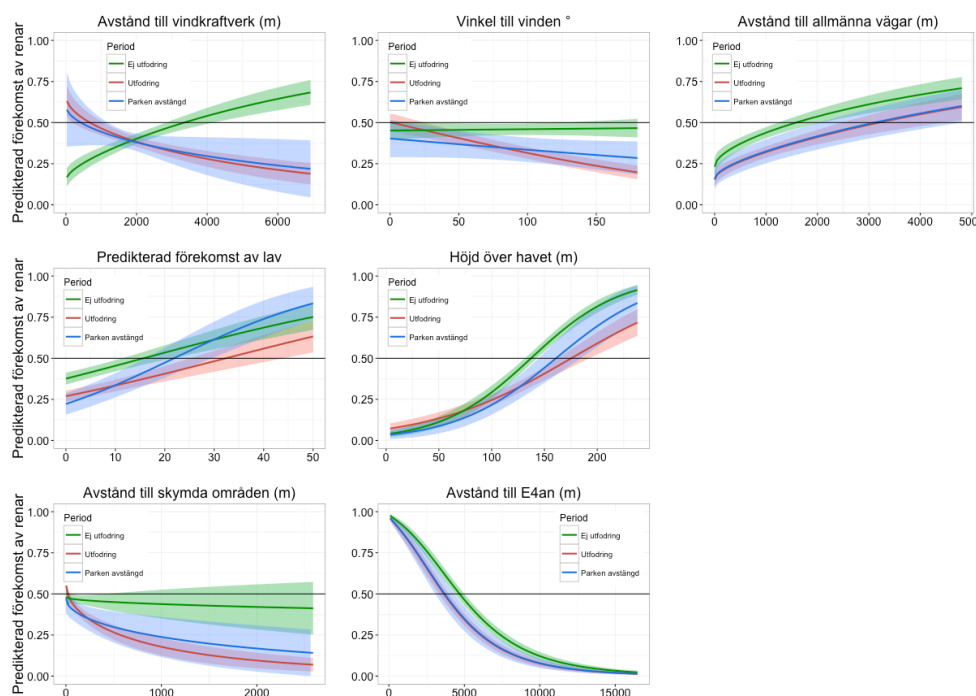
^a P=0,000 samma som P<0,001

Renarna föredrog områden där det var mer lav under hela studieperioden men de hade en signifikant högre preferens för lavrika områden när parken var avstängd

jämfört med när parken var i drift. Det var ingen signifikant skillnad i val av lavrika områden när de var utfodrade och när de inte var utfodrade.

Renarnas områdesval varierade också i relation till vindriktning. Under de perioder när parken var drift och renarna var utfodrade och det blåste föredrog renarna områden som låg på vindsidan av parken. När parken inte var i drift eller när parken var i drift och renarna inte var utfodrade (när de strövade fritt) hade de ingen preferens för varken läsida eller vindsida av parken. Under hela studieperioden föredrog renarna området nära E4:an mer än området längre bort från E4:an medan de undvek att vistas nära de andra allmänna vägarna utanför vindkraftparken.

Medelvärde för de fem olika valideringarna för den bäst anpassade modellen för renarnas habitatval i Lögdelandet var $r_s = 0,963$, $P < 0.0001$. Detta visar att modellen har en hög förklaringsgrad och beskriver eller predikterar väl hur de observerade positionerna fördelar sig i landskapet.



Figur 10. Predikterad förekomst av renar utifrån marginaleffekterna för den bäst anpassade habitatvalsmodellen för förekomst av renar i Lögdeålandet vid Gabrielsberget. Det predikterade maxvärdet för förekomst av renar är 1 och minimivärdet är 0. Ett predikterat värde högre än 0,5 tolkas som att renarna föredrar området och ett värde under 0,5 tolkas som att renarna undviker området, dvs. över respektive under den svarta linjen i grafen. Här plottas renarnas förekomst i relation till avstånd till vindkraftparkerna (m), renens placering i förhållande till vindriktningen och parken ($^{\circ}$), avstånd till allmänna vägar (ej E4:an, m), predikterad lavförekomst, höjd över havet (m) avstånd till skymda områden (m) – där vindkraftsverkerna är topografiskt skymda och avstånd till E4:an (m) under perioderna när vindkraftparken är på och renarna inte är utfodrade (grön linje), vindkraftparken är på och renarna är utfodrade (röd linje) samt när vindkraftparken är avstängd (blå linje). Den ljusare skuggningen visar 95 % konfidensintervall.

5 Stor-Rotliden i Vardofjällsgruppens vinterbetesområde

5.1 Bakgrund

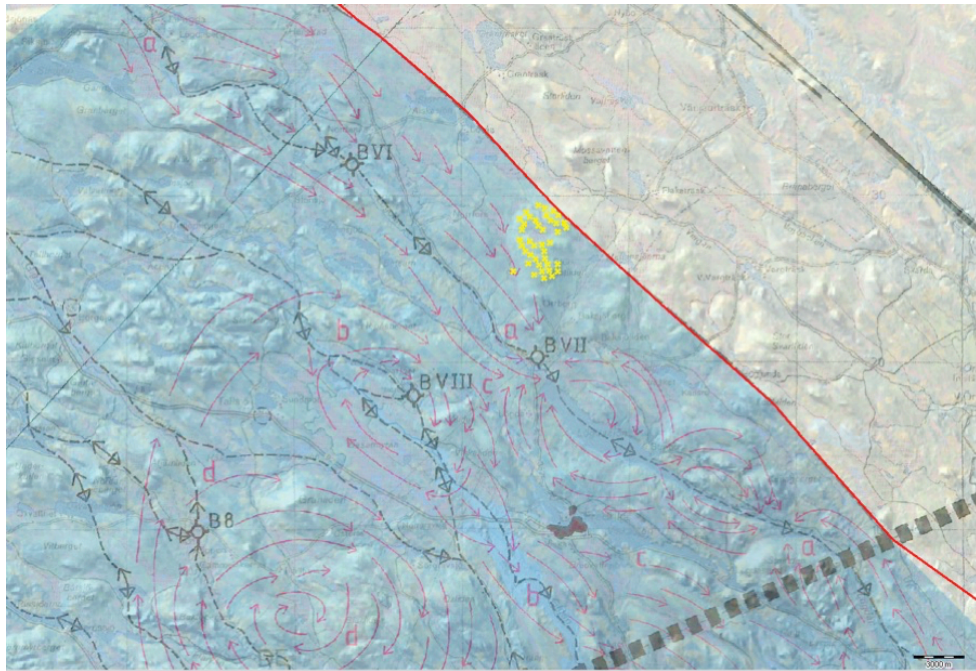
Berget Stor-Rotliden ligger inom Vilhelmina Norra samebys vinterbetesområde och används av Vardofjällsgruppen. Stor-Rotliden ligger nära gränsen till Vaps-tens sameby och omges av Lögdeåns dalgång i söder och Vargåns dalgång i norr. Vilhelmina Norra sameby har ett högsta renantal på 11 000, vilket är det högsta tillåtna renantal samebyn får ha i vinterhjorden (efter slakt och före kalvning). Vardofjällsgruppen hade ungefär 3000 renar fram till 2007 då antalet i gruppen minskades (Tabell 8).

Stor-Rotlidens vindkraftpark består idag av 40 vindkraftverk vilka började byggas av Vattenfall AB våren 2009 och togs i drift i januari 2010. Inom anläggningen har totalt 25 km väg anlagts och 3,2 km ny kraftledning som ansluter till stamledningen strax söder om parken har anlagts.

5.1.1 Vardofjällsgruppens vinterbetesområde längs Lögdeån

Vinterbetesområdet längs med Lögdeån är ett huvudbetesområde för Vardofjällsgruppen under vintern. Fram till 1980-talet användes området under hela vintern fram till vårflytten tillbaka till året-runt-markerna. Enligt renskötarna kunde renarna beta fritt genom området och de kom inte fram till Baksjölidén (direkt sydost om Stor-Rotliden) förrän i januari. Under mars hade man ofta skiljning i området. Allteftersom skogsbruket påverkan på betesmarkerna i form av kalavverkning, gödning och förtätning av skogarna ökade, fragmenterades och försämrades lavbetet (Sandström m.fl. 2016). Det har lett till att det inte längre är möjligt att stanna hela vintern inom detta område. Tidigare användes områdena längre bort sydväst om Stor-Rotliden kring Övre och Nedre Nyland som reservbetesområde under dåliga betesvintrar men numera används det årligen. I markanvändningskartorna från 1983 illustreras att renarna strövar fritt och betar sig genom Lögdeå-

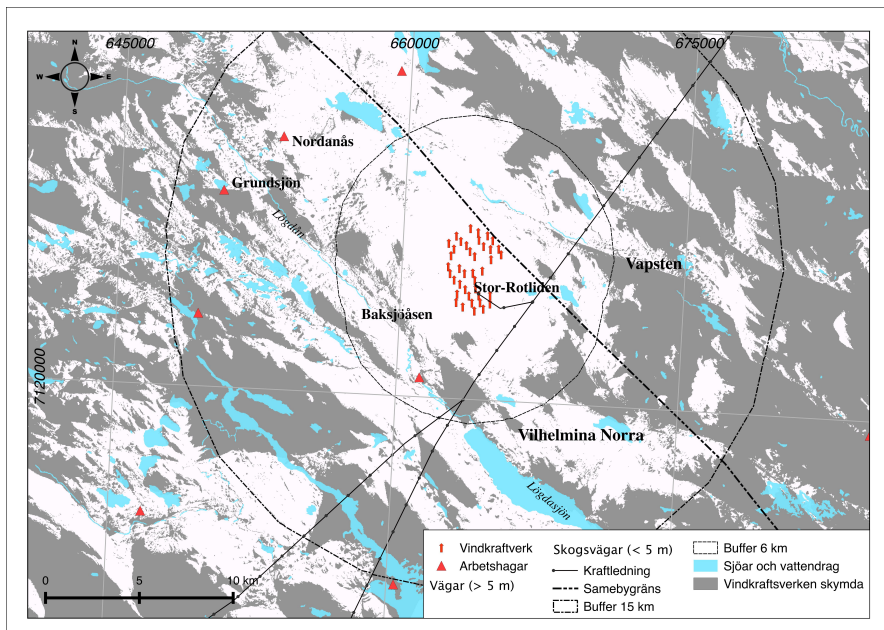
området ner mot Käringberget för att sedan nå Övre Nyland i slutet av vintern (Fig. 11).



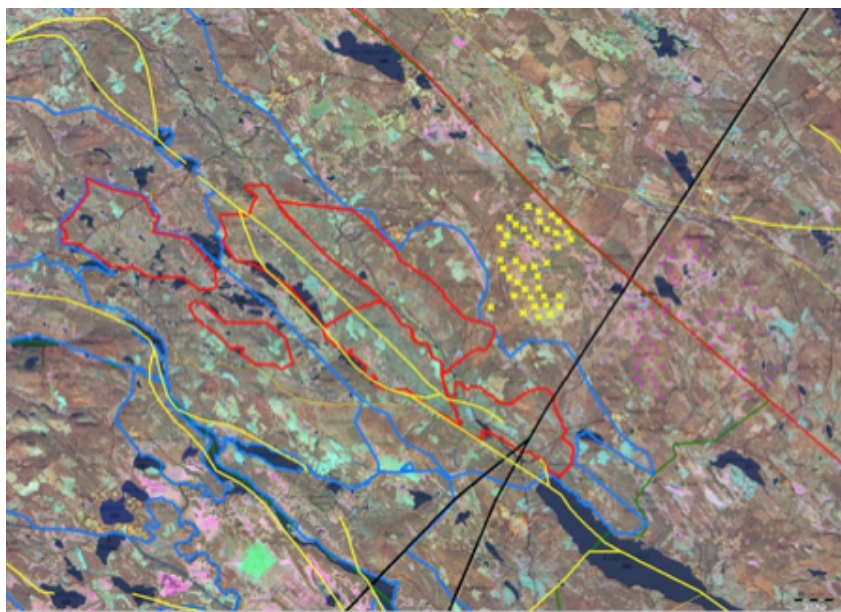
Figur 11. Vilhelmina Norra samebys "Renbruksplan" från 1983 där röda pilar illustrerar renarnas betesgång. I gult syns Stor-Rotlidens Vindkraftpark.

Numera använder Vardofjällsgruppen området vid Stor-Rotliden som ett förvinterbetesområde och är normalt i området från november till januari-februari eller så länge snöförhållanden tillåter. Efter transport ner till vinterbeteslandet med lastbil släpps renarna normalt ut vid Lillödga, Nordanås eller Grundsjön som ligger 30 km nordväst om Vindkraftparken. Renarna får sedan vandra fritt från respektive utsläppsplats ner mot betesområdena kring Lögdeån (Fig. 12). Båda sidor av Lögdeån erbjuder vanligtvis mycket fina lavrika betesmarker. Områdena längs med Lögdeån är utpekade som nyckelområden (extra viktigt betesområde) i samebyns Renbruksplan. I slutet av januari går renarna självmant eller flyttas av renskötarna vidare ner mot vinterbetet vid Käringberget söder om Lögdasjön för bete till Övre Nyland. Under senvintern flyttar de sedan oftast ner ända till området runt Nedre Nyland, Agnsjöheden och Bjärten. Exakt var man hamnar under en specifik vinter beror på betesförhållandena, men man försöker dock undvika att hamna för nära stambanan som saknar viltstängsel. Det höglänta området kring Stor-Rotliden (precis som andra höglänta områden) anses vara ett viktigt område för renarna under dåliga vintrar när betet i låglänta områden ofta blir sämre (Fig. 13). Under riktigt snörika vintrar kan de översta och avblåsta topparna erbjuda mindre svåra

snöförhållanden. Vapsten sameby använder markerna norr och öster om vindkraft-parken. De har identifierat kärnområdet Ågren-Omma som ligger 3 km öster om Stor-Rotlidens vindkraftpark.



Figur 12. Karta över Lögdeå betesområde för Vardofjällsgruppen i Vilhelmina Norra med områden för där vindkraftsverken är topografiskt skymda är i grått. © Lantmäteriet i2014/764



Figur 13. Området kring Stor-Rotlidens vindkraftpark i Vilhelmina Norra Sameby. Under normala betesförhållanden får renarna vandra fritt ner genom betesmarkerna längs Lögdeån ungefärligen illustrerat av flyttleder (gula linjer). I samebyns Renbruksplan har ett antal viktiga områden identifie-

rats. Storrotliden vindkraftpark (gula kryss) är belägen inom betestrakten Lillögda-Fredrika. I direkt anslutning till vindkraftparkens sydkant ligger kärnområdet Balsjöåsen/Stugusjön och inom detta område ligger de fyra nyckelområdena Norrfors/Lögdeån, Grustaget, Baksjöåsen och Holmsjön/Lögdeån. Samtliga av dessa 4 viktiga nyckelområdens gränser ligger inom 5 km från vindkraftparken med det närmaste nyckelområdet endast 500 m bort.

5.2 Renskötarnas observationer

5.2.1 Påverkan på renskötsearbetet kring Stor-Rotliden

Renskötarna har vid ett möte arrangerat inom projektet den 16 januari 2015 i Åsele, identifierat ett antal faktorer som påverkar renskötsearbetet kring Stor-Rotlidens vindkraftpark under driftsfasen. Under byggfasen upplevde inte renskötarna att renskötsearbetet påverkades nämnvärt, vilket delvis förklarades av att de bara vistades en kortare tid i området under byggfasen.

- Renarna som betar i närheten av vindkraftparken är mer oroliga och rör sig mer än de renar som betar längre bort från parken.
- Renar som kommer in i parken stannar inte kvar och betar trots att det finns tillgång till bra bete. Det gör det svårare att bevaka renarna eftersom renarna kan byta område under natten och nästa dag måste man leta rätt på dem istället för att börja bevaka renarna där man var dagen innan.
- Renarna tvekar när de ska vandra förbi Stor-Rotliden längs Lögdeåns dalgång.
- Renar som släpps nordväst om parken viker av norrut eller åt nordväst och kommer in på Vapstens samebys vinterbetesmarker, istället för att vandra ner i Lögdeåns dalgång.
- Extra flyttar av renar som kommit in i Vapstens sameby har blivit vanligare sedan vindkraftparken tagits i drift.
- Under vissa år uppehåller sig renarna inte lika länge i Lögdeåns dalgång som tidigare, det gör att de kommer för tidigt ner på det vinterbete som egentligen skulle nyttjas senare under säsongen.
- Renarna verkar spendera mer tid på platser där vindkraftparken är utom syn och hörhåll.

5.3 GPS-data

5.3.1 Analys av GPS-data Stor-Rotliden

Vilhelmina Norra sameby har sedan 2005 i samband med utvecklingen av sin Renbruksplan utrustat renar med GPS-halsband (Followit Lindesberg AB, Tellus-halsband) och samlat in positionsdata på sina renar. Mellan tre och sju renar har

varit utrustade med GPS-halsband vintrarna 2006-2010 innan vindkraftparken byggdes, halsbanden tog då en position varannan timme. Projektet har fått ta del av dessa data från perioden före parken byggdes och under byggfasen (Tabell 8). I projektet Vindkraft i reinbetesland utrustades 30-40 av Vardofjällsgruppens renar varje vinter under åren 2011-2014 med GPS-halsband (Telespor AS, Tromsø). Telesporhalsbanden har samlat in positioner med fyra, sex eller åtta timmars tidsintervall.

Tabell 8. Studieperioder de olika åren med GPS-data, före, under byggfas och under driftsfas av Stor-Rotlidens vindkraftpark i Vilhelmina Norra Sameby

Vinter- betesår	Betes- vinter god eller dålig	Antal GPS-renar inom 15 km	Antal GPS- positioner 8 tim intervall (medel ind. \pm SD)	Antal renar i området, Vardofjälls- gruppen	Antal dagar inom 15 km	Vindkraftpark
2006	God	6	1284 (253 \pm 128)	3000	2005-11-16 2006-03-21	124 Före
2007	Dålig	7	732 (105 \pm 59)	2500	2006-11-07 2007-02-12	96 Före
2008	Dålig	4	457 (114 \pm 54)	2500	2007-11-10 2008-01-18	69 Före
2009	God	3	489 (163 \pm 109)	2000	2008-11-10 2009-01-30	80 Byggfas våren 2009
2010	God	4	884 (221 \pm 21)	2000	2009-11-19 2010-02-15	88 Byggfas start drift jan 2010
2011	God	25	2428 (97 \pm 40)	2000	2010-11-04 2011-01-31	88 Drift
2012	God	10	785 (79 \pm 22)	2000	2011-12-05 2012-01-13	57 Drift
2013	God	22	3608 (164 \pm 43)	2000	2012-11-13 2013-01-22	70 Drift
2014	Dålig	20	2672 (134 \pm 87)	2000	2013-11-07 2014-03-14	127 Drift

För att kunna jämföra insamlad GPS-data mellan olika år och individer (Aebischer m.fl. 1993), har data valts ut med åtta timmars intervall mellan positioneringen för varje år. Detta för att alla individers GPS-positioner ska få lika stor betydelse i analysen, om det finns olika många positioner per dygn och individ får de individer som har fler positioner större betydelse för analysen istället för att alla individer får lika stor betydelse (Aebischer et al. 1993, Frair et al. 2010). Vintern 2007, 2008 och 2014 var dåliga betesvintrar (Tabell 8) då renarna hade svårt att hitta bete och de betedde sig annorlunda jämfört med ett normalår. Vi har därför delat in data i två grupper en för de goda betesvintrarna och en för de dåliga betesvint-

rarna. Positioner som samlats in när renarna har varit hanterade av renskötarna har inte analyserats.

Habitatanvändning

Renarnas hemområden beräknades med BBMM (se under rubriken ”Analys GPS-data Storliden och Jokkmokksliden - *Habitatanvändning*” sid 23) för att illustrera vilka områden renarna vistas i och hur de använder dessa områden. Renarnas gemensamma hemområden beräknades över de olika studieperioderna: före och under byggfas och under driftsfas samt uppdelat på de goda betesvintrarna och de dåliga betesvintrarna.

Habitatval

Precis som för de två andra studieområdena analyserade vi renarnas val av betesområde i en habitatvalsmodell. I modellen för det här området jämfördes habitatvariablerna på renarnas GPS-positioner med habitatvariablerna på lika många slumpvis utvalda positioner inom respektive rens individuella hemområde i en logistisk regression. Detta gör att den här analysen skiljer sig åt jämfört med habitatvalsmodellerna för Malå-renarna och Byrkije-renarna där vi jämförde habitatvariablerna inom hela det tillgängliga betesområdet för alla renar istället för inom det individuella hemområdet. Vi valde att utgå från det individuella området för varje ren eftersom varje ren rörde sig över delvis olika områden under olika år. Det gjorde att det område som täcktes in av alla renar under alla år inte var tillgängligt för alla renar alla år. Det berodde delvis på att renarna släpptes ut i området från olika platser i början av vinterbetesperioden. Vi utvecklade också en modell för de goda betesvintrarna och en modell för de dåliga betesvintrarna. Byggfasen varade bara under ett år, då det var bra bete, därför är den perioden endast med i modellen för de goda vinterbetesåren.

I valet av ingående variabler i habitatvalsmodellen för Stor-Rotliden fann vi att variablerna avstånd till närmaste kraftledning och avstånd till närmaste vindkraftverk i Stor-Rotlidenområdet båda hade ett VIF-värde > 3.0 . Med det menas att dessa två variabler samvarierade med de andra variablerna i hög grad (Zuur m.fl. 2009). Vi tog därför bort variabeln avstånd till närmaste kraftledning och fann då att VIF-värdet för avstånd till närmaste vindkraftverk hamnade under tröskelvärdet 3.0.

Den bäst anpassade modellen, baserat på AIC-värdet, för att uppskatta renarnas habitatval inom sitt hemområde under *goda betesår* innehöll följande förklarande variabler (Tabell 1): avstånd till områden där vindkraftsverken var topografiskt skydda, avstånd till närmaste väg (> 5 m bred), höjd över havet i interaktion med period (före byggfas, byggfas och driftsfas), samt vegetationstyp och slutningens lutning (grader). För de *dåliga betesåren* innehöll den bäst anpassade modellen

variablerna avstånd till vindkraftparken, avstånd till vägar (> 5 m) och höjd över havet i interaktion med period (innan byggfas och under driftsfas), vegetationstyp och terrängens brutenhet.

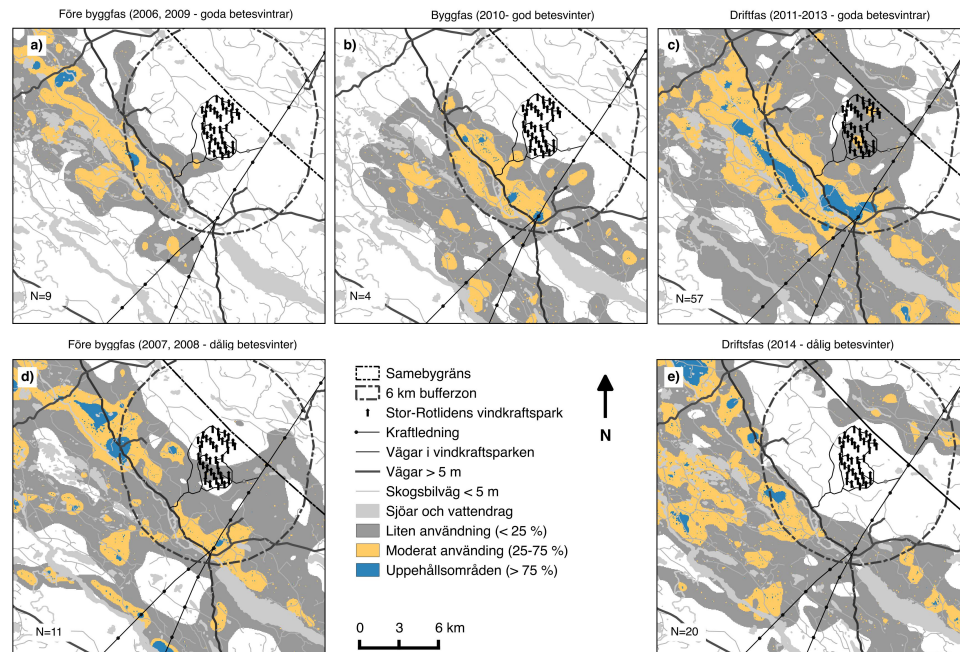
För att utvärdera hur väl modellerna beskriver relationen mellan data och omvärldsfaktorerna gjorde vi även här en k-faldig korsvalidering (se utförligare förklaring sid 24 under avsnittet ”Analys GPS-data Storliden och Jokkmokksliden”).

5.3.2 Resultat från analys av GPS-data för Stor-Rotliden

Habitatanvändning och habitatval under goda betesvintrar

Utbredningen av renarnas uppehållsområden (dvs. den övre kvartilen (>75%) av UD uträknat genom BBMM) var framförallt nere i Lögdeåns dalgång. Detta är också det område som är utpekad som nyckel- och kärnområde i samebyns renbruksplan (Fig. 13).

Resultatet från habitatvalsmodellen för de goda betesvintrarna (Tabell 9) visar att renarna valde att vistas i vindkraftparkens närområde under hela studieperioden. Under driftsfas visar modellen att renarna föredrar att vistas i områden där vindkraftsverken var topografiskt skydda i jämförelse med perioden innan parken uppfördes (Fig. 15). Uträkning av marginaleffekten från habitatvalsmodellen visade dock att användningen i dessa områden skiljde åt med endast 5 % före och efter uppförandet av vindkraftparken. Renarna föredrog också att vistas nära de allmänna vägarna under både bygg- och driftsfas, medan de signifikant undvek vägarna före byggfas. Renarna föredrog också områden lägre ner i terrängen under året med byggfas, till skillnad från åren före byggfas och åren under driftsfas då de hellre valde höglänta områden. De föredrog också att vistas i barrskog med marklav och områden med kalhygge samt även områden nära hus och byggnader framför att vistas i löv- och barrskog utan marklav, myrar och ungskog. Renarna undvek också brant terräng i området.



Figur 14. Kartor över alla renars samlade hemområde med användningsintensitet (UD) skattat med Brownian Bridge Movement Model från GPS-data, a) före byggfas med bra vinterbete (2006, 2008, 2007), b) under byggfas med bra vinterbete (2010), c) under driftfas med bra vinterbete (2011-2013) d) före byggfas med dåligt vinterbete (2007) och e) under driftfas med dåligt vinterbete (2014).

Habitatanvändning och habitatval under dåliga betesvintrar

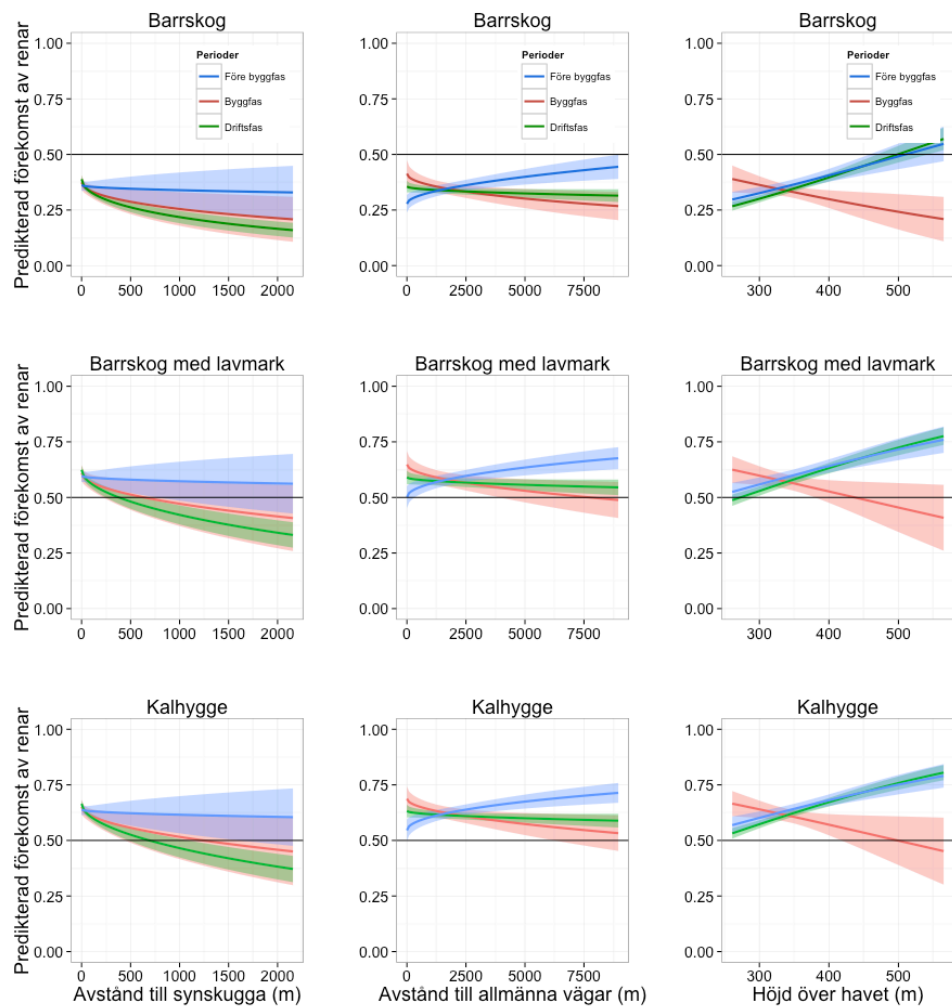
Kartorna över renarnas hemområden (BBMM) visar att ingen av de GPS-märkta renarna har använt området kring vindkraftsparken under 2014 (dålig betesvintrar) medan de innan byggfas använder detta område något mer under de dåliga betesvintrarna (Fig. 14 d. och e.).

Under de dåliga betesvintrarna, till skillnad från de goda betesvintrarna, visade habitatvalsmodellen att renarna undvek att vistas i de områden där vindkraftsverken var skymda under driftfas (Tabell 9). Här minskade alltså användningen av områden 0-50 m (0 m= i skymda områden) från skymda områden med 4 % (Fig. 16). De föredrog också att vistas nära vägarna och lägre ner i terrängen innan parken uppfördes, medan de minskade användningen av områden nära vägarna och föredrog områden högre upp i terrängen under driftfasen. De föredrog ungefär samma vegetationstyper som under de goda betesvintrarna, men det var inte en lika stark preferens för lavrik barrskog som under de goda betesvintrarna. Under de dåliga betesvintrarna valde renarna också mer kuperad terräng framför slät mark.

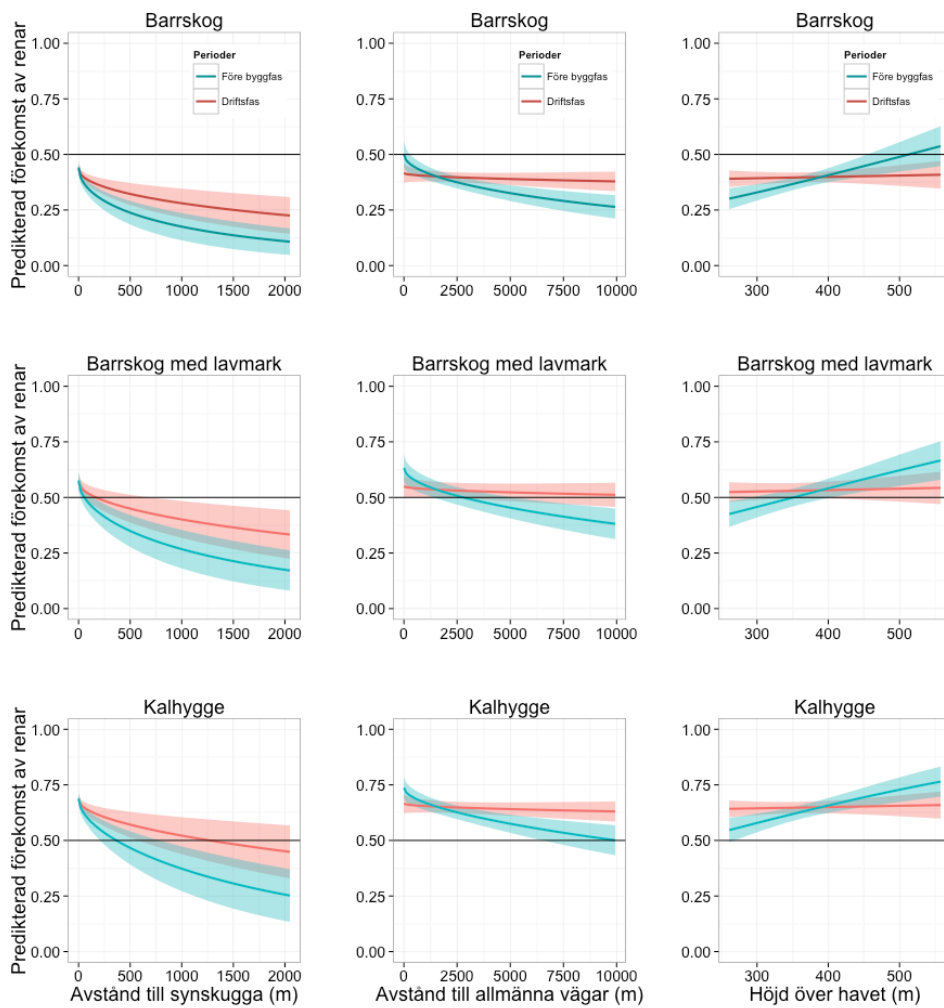
Tabell 9. Beräknade regressionskoefficienter för habitatvalsmodell utifrån GPS-data under de goda betesvintrarna före byggfas (2006 och 2009), byggfas (2010) och driftsfas (2011-2013), samt regressionskoefficienter för en habitatvalsmodell under dåliga betesvintrar (innan byggfas 2007 och 2008 och under driftsfas år 2014) vid Stor-Rotlidens vindkraftpark

	Goda betesvintrar			Dåliga betesvintrar		
	Regressions- koefficienter	SE	Pr(> z) ^a	Regressions- koefficienter	SE	Pr(> z) ^a
(Intercept)	-1,475	0,252	0,000	-0,774	0,307	0,012
<i>Vegetationstyp</i>						
Övrigt*	1,178	0,134	0,000	0,947	0,214	0,000
Lövskog	-0,260	0,118	0,028	-0,121	0,164	0,462
Kalhygge	1,138	0,042	0,000	1,024	0,063	0,000
Barrskog med lavmark	0,960	0,048	0,000	0,538	0,077	0,000
Myrar	0,365	0,054	0,000	0,306	0,081	0,000
Ungskog	0,441	0,051	0,000	0,333	0,075	0,000
<i>Studieperiod</i>						
Byggfas	2,881	0,475	2,881	-	-	-
Driftsfas	0,299	0,286	0,299	0,598	0,344	0,082
<i>Kontinuerliga variabler</i>						
Sqrt (Avst vindkraft)	-0,005	0,001	0,000	-0,002	0,001	0,035
Sqrt (Avst till skymda omr)	-0,003	0,007	0,640	-0,041	0,008	0,000
Sqrt (Avst väg > 5 m)	0,008	0,002	0,000	-0,010	0,002	0,000
Höjd över havet	0,003	0,001	0,000	0,003	0,001	0,000
Slutningens lutning (grader)	-0,031	0,005	0,000			
sqrt (Brutenhet)	-	-	-	2,805	0,686	0,000
<i>Interaktionsvariabler</i>						
Byggfas: sqrt (Avst till skymda omr)	-0,015	0,010	0,137	-	-	-
Driftsfas: sqrt (Avst till skymda omr)	-0,023	0,007	0,001	0,020	0,009	0,029
Byggfas: sqrt (Avst väg > 5 m)	-0,015	0,003	0,000	-	-	-
Driftsfas: sqrt (Avst väg > 5 m)	-0,010	0,002	0,000	0,009	0,003	0,002
Byggfas: Höjd över havet	-0,006	0,002	0,000	-	-	-
Driftsfas: Höjd över havet	0,001	0,001	0,353	-0,003	0,001	0,004

^aP=0,000 samma som P<0,001



Figur 15. Predikterad förekomst av renar utifrån marginaleffekterna för den bäst anpassade habitatvalsmodellen för förekomst av renar vid Stor-Rotliden i Vilhelmina Norra sameby under de goda betesåren inom vegetationstyperna barrskog, barrskog med lavmark och kalhygge. Det predikterade maxvärdet är 1 och minimivärdet är 0 och ett predikterat värde högre än 0,5 tolkas som att renarna föredrar området och ett värde under 0,5 tolkas som att renarna undviker området. Här illustreras renarnas förekomst i barrskog med lavmark, barrskog utan lavmark och på kalhyggen i relation till avstånd till synskugga (m) (områden där vindkraftsverken är topografiskt skymda), avstånd till kraftledningarna (m), avstånd till de större vägarna (> 5m), renens placering i förhållande höjd över havet (m) före byggfas, under byggfas och under driftsfas. Den ljusare skuggningen visar 95 % konfidensintervall.



Figur 16. Predikterad förekomst av renar utifrån marginaleffekterna för den bäst anpassade habitatvalsmodellen för förekomst av renar vid Stor-Rotliden i Vilhelmina Norra sameby under de dåliga betesåren inom vegetationstyperna barrskog, barrskog med lavmark och kalhygge. Det predikterade maxvärdet är 1 och minimivärdet är 0 och ett predikterat värde högre än 0,5 tolkas som att renarna föredrar området och ett värde under 0,5 tolkas som att renarna undviker området. Här illustreras renarnas förekomst i barrskog med lavmark, barrskog utan lavmark och på kalhyggen i relation till avstånd till synskugga (m) (områden där vindkraftsverken är topografiskt skydda), avstånd till kraftledningarna (m), avstånd till de större vägarna (> 5m), renens placering i förhållande höjd över havet (m) före byggfas och under driftsfas. Den ljusare skuggningen visar 95 % konfidensintervall.

6 Diskussion

Den här rapporten sammanställer resultat från projekt där vi har studerat renarnas val av betesområden i eller i närheten av vindkraftparker före och under driftsfas både under kalvningsperioden och vinterbetesäsongen. Både genom analyser av spillningsdata och av GPS-data från renar har vi funnit att renarna undviker eller minskar sin användning av området där vindkraftparkerna har uppförts. Vi har också funnit att renarna föredrar områden där vindkraftsverken är topografiskt skydda framför områden där verken inte är skydda efter det att parken har tagits i drift. Detta beteende verkar vara vanligare i närheten av vindkraftparkerna. Våra resultat visar att renarnas betesro försämras i eller i närheten av vindkraftparken under kalvningen och den närmaste tiden efter kalvningen. Härfter följer en diskussion av dessa resultat dels utifrån renarnas beteende och fria strövning och dels utifrån renskötseln.

Förutom att samla in och analysera GPS- och spillningsdata, har en viktig del i vårt arbete bestått i att inhämta kunskap från renskötarens observationer och erfarenheter. Denna kunskap har vi sedan kopplat till resultat från de parallellt utförda analyserna av GPS-data och spillning. Detta är nödvändigt för att få en överblick i hur renar och renskötseln påverkas av utbyggnaden av vindkraftparker i renskötselområdet. Renskötarens erfarenheter har bidragit till att identifiera vilka frågor som behöver adresseras i relation till de problem renskötarena upplever med befintlig vindkraftsutbyggnad. Renskötarens observationer har också bidragit till att inkludera analyser av specifika detaljer, till exempel användningen av områden där vindkraftsverken är topografiskt skydda, som annars kunde ha förbisetts. Genom att ha kunskap om renskötarens hantering av renarna har vi kunnat särskilja vilka observationer som rör renskötarens hantering av renarna och vilka observationer som rör renarnas fria strövning.

6.1 Påverkan på renarna

6.1.1 Vindkraftparken

Resultaten från analyserna av habitatvalsmodellen från Malå visade att de GPS-försedda renarna ökade sin användning i eller i närheten av områden där vindkraftverken var skymda med 60 % jämfört med tiden innan vindkraftparkerna etablerades (Fig. 7). Renarnas användning av området inom 5 km från Storliden och Jokkmokksliden minskade med 16-20 %. Analyserna av spillningsdata visade också att renarna minskade sin användning av området nära parkerna under driftsfas jämfört med innan byggfas. Vidare visade de ökade förflyttningshastigheterna att renarna hade en sämre betesro inom en radie av upp till 4 km från vindkraftparkerna och att tiden som de stannade i området runt parkerna minskade under driftsfas (Fig. 5). Detta visar att området runt dessa relativt små vindkraftparker, med endast 8 och 10 verk, inte används lika effektivt som före etableringen. Vindkraftparkerna kan därför ha bidragit till ett sämre betesutnyttjande hos renarna under den kritiska kalvningsperioden med konsekvenser för renarnas kondition (White 1983, Colman m.fl. 2004).

För studien i Malå så har vi bara ett år med GPS-data under driftsfas. Flera år med GPS-data skulle kunna tillföra ytterligare information om hur renarnas rörelsemönster och habitatval varierar mellan olika år. Men eftersom det rör sig om barmarksbete så är data över flera år mindre viktigt än under vinterbetestiden då snöförhållande kan skapa en mer betydande variation mellan år. Spillningsinventeringen som inkluderar alla år efter driftsfas visar inte heller att användningen nära parken har ökat på den regionala skalan. Mängden spillning verkar ha ökat i hela regionen under 2013 och 2014 vilket antyder att renarna har kommit tillbaka till området i större utsträckning efter byggfasen och det första året av driftsfas, men det är fortfarande mindre spillning än det var innan parkerna byggdes och spillningen har inte ökat i närheten av parkerna på den skalan. Det resultatet och resultaten från analyserna av GPS-data från 2015 indikerar att renarna inte verkar ha vant sig vid vindkraftverken efter 3-4 år av driftsfas. Renskötarna i Malå sameby upplever också att tiden som renarna uppehåller sig i området är kortare jämfört med hur det var innan vindkraftparkerna uppfördes.

På Gabrielsberget föredrog och ökade renarna sin användning med 13 % av områden där vindkraftsverken var skymda när parken var i drift och renarna blev utfodrade. Detta trots att utfodringen skedde längs med anläggningsvägen och inne i parken där vindkraftsverken inte var skymda. När renarna var utfodrade var också kantbevakningen för att få renarna att stanna kvar uppe på Gabrielsberget intensivare. När parken ej var i drift och under utfodringsperioderna vistades renarna närmare vindkraftparken medan de under den tid de inte var utfodrade undvek parken med 3 km. Det verkar alltså gå att locka in renarna närmare parken

med hjälp av tillskottsutfodring och en intensivare kantbevakning, men när man släpper på kantbevakningen flyttar sig renarna bort från vindkraftparken.

Resultaten från Stor-Rotliden skiljde sig åt under goda och dåliga vintrar. Under de goda betesvintrarna när vindkraftparken var i drift hade renarna en tendens att i högre utsträckning välja områden där verken var skymda, eftersom dessa områden inte föredrogs före eller under byggfas. Renarnas hemområden inkluderade berget Stor-Rotliden efter driftsfas, men det var inte några uppehållsområden ($UD > 75\%$) i parken och de stannade inte i området någon längre period (Fig. 14). Under de dåliga betesåren föredrog de skymda områden under driftsfas men de minskade sin användning av dessa områden i jämförelse med perioden före byggfas. Orsaken till att de inte reagerade likadant under det dåliga betesåret kan bero på att de i första hand ville hitta bete och hade inte energimässigt råd att undvika vindkraftparken i lika stor utsträckning som under de goda vintrarna. Men resultaten att de hellre valde låglänta områden framför de höglänta områdena, samt att renarnas hemområden inte alls inkluderade Stor-Rotliden under 2014 (Fig. 14), talar för att de undvek parken. Vi har endast GPS-data för ett år med dåliga betesförhållanden under driftsfas. GPS-data för ytterligare vintrar med dåliga betesförhållanden skulle ge en tydligare bild av hur detta hänger samman.

Orsaken till att renarna har valt att beta i områden där vindkraftsverken är skymda skulle kunna förklaras av att de oroas av rörelsen från vindkraftsverken och att ljudet från turbinerna är störande. Vi finner inga tidigare studier där man studerat huruvida rörelsen eller ljudet från vindkraftparker påverkar fritt betande djur. Flydal m.fl. (2004) gjorde beteendestudier på ett fåtal inhägnade renar runt ett vindkraftverk men fann inga förändringar i det registrerade betesbeteendet. I den studien hade inte renarna möjlighet att välja något annat område för att undkomma en eventuell störning från vindkraftverket. Våra resultat att renarna undviker parkerna genom att använda skymda områden eller genom att öka avståndet till parkerna under driftsfas får stöd av en mängd studier av mänsklig aktivitet som orsakar buller, som t.ex. gruvor, vägar, turistorter vilka visar att renar och caribou undviker att vistas i miljöer där det förmodas vara förhöjda ljudnivåer (tex. Polfus m.fl. 2011; Helle m.fl. 2012; Boulanger m.fl. 2012).

Ljud från vindkraftparker transporteras bort och upp i luften på vindsidan av parken (Öhlund & Larsson 2015), vilket kan innebära att renarna hör mindre av parken om de står på vindsidan. Vår analys från Gabrielsberget visade att renarna föredrog att beta på vindsidan av parken när den var i drift och de var utfodrade. Det är också känt att renar gärna flyr i riktning mot vinden när de blir skrämda (Baskin & Skoglund 1997), och att de ofta går och betar mot vindriktningen speciellt sommartid under insektsstörningar eller vid dålig sikt vintertid för att kunna känna vittringen av rovdjur (Rattenbury m.fl. 2009). Vårt resultat kan betyda att de vistades på vindsidan av berget för att de blivit skrämda av något i parken, vilket

kan ha varit ljudet från vindturbinerna, eller mänsklig aktivitet inne i parkområdet, och att de föredrog vindsidan av parken eftersom de då stod mot vindriktningen, eller en kombination av dessa faktorer. Under den period när parken var avstängd och när parken var i drift och renarna inte var utfodrade verkar vindriktningen i förhållande till parken inte ha påverkat renarnas val av område. Detta skulle kunna förklaras av att när parken var avstängd fanns inget ljud att undvika, och när parken var i drift och de inte var utfodrade undvek renarna parkområdet med 3 km och befann sig förmodligen så långt bort att ljudet inte påverkade deras val. Utfodringen skedde uppe i parken och längs med Stridbäcksvägen dessa områden var ibland på vindsidan av berget men inte hela tiden. Renarna uppehöll sig inte heller hela tiden i direkt anslutning till utfodringskrubborna. Detta talar för att renarna vistades på vindsidan av parken för att undvika ljudet.

Mänsklig aktivitet i parken kan också ha haft betydelse för renarnas reaktion i relation till vindkraftparken på Gabrielsberget. Den mänskliga aktiviteten verkar generellt varit större på Gabrielsberget (Kontrollprogram Gabrielsberget) i jämförelse med aktiviteten på Storliden, Jokkmokksliden (pers. observation under fältarbete 2009-2015) och Stor-Rotliden (Kontrollprogram för Stor-Rotliden). På Gabrielsberget ökade det rörliga friluftslivet i form av skotertrafik och rastning av hundar på berget sedan vindkraftparken byggdes. Aktiviteten från underhåll av parken verkar ha varit densamma under alla år, vilken också kan antas vara densamma i alla tre studieområden relativt till antal vindkraftverk, eftersom alla vindkraftsverk kräver ett visst mått av underhåll. Under första årets driftsfas (2012/2013) var det mycket övrig mänsklig aktivitet på Gabrielsberget i form av skoterkörning (speciellt under julhelgen och nyårshelgen när parken var avstängd) och rastning av hundar (Kontrollprogram Gabrielsberget). När parken togs i drift igen ökade trafiken för underhållet av parken medan skotertrafiken minskade, vi kan alltså anta att det varit mänsklig aktivitet i området under hela vintern. Trots detta var avståndet till vindkraftparken som kortast under den period som den var satt ur drift (medelavstånd till parken = 1911 ± 77 m, \pm SE) och under de övriga perioderna samma år vistades renarna längre bort från parken (medelavstånd när de var utfodrade i parken = 2255 ± 85 m och när de inte var utfodrade 2413 ± 68 m). Detta indikerar att det inte enbart är den mänskliga aktiviteten i vindkraftparken som har påverkat renarna utan även vindkraftparken i sig.

6.1.2 Vägar och kraftledning

Trafiken på vägarna i vindkraftparker varierar beroende på behovet av underhåll av parken och om vägarna är tillgängliga för allmänheten eller inte. I våra studier har vi inte kunnat separera effekten av vägarna från effekten av vindturbinerna utan vi mäter en samlad effekt från både vindturbiner och vägar. Men resultatet att renarna använder områden där vindkraftverken är skynda talar för att det är vind-

kraftverken som har störst inverkan på renarnas habitatval och att vägarna och aktiviteten på vägarna är av underordnad betydelse. Detta är extra tydligt i Malå där det är lite annan aktivitet på vägarna förutom trafik till vindkraftverken.

Renarna undviker vägarna utanför vindkraftparkerna både i kalvningsområdet i vinterbetesområdena redan innan parkerna byggdes. Det stämmer väl överens med tidigare studier hur renar reagerar på trafikerade vägar (eg. Lundqvist 2007, Anttonen m.fl. 2011, Panzacchi m.fl. 2012, Leblond m.fl. 2013). I Malå fortsatte renarna att undvika vägarna även när vindkraftparkerna tagits i drift medan i Stor-Rotliden minskade effekten av vägarna under driftsfas. På Gabrielsberget vistades renarna närmare vägarna när parken var i drift och kantbevakningen inte var lika intensiv. Dessa effekter på vinterbeteslandet kan vara en effekt av att kantbevakningen inte är lika intensiv längs vägarna. Det kan också tolkas som att renarna hellre är nära enbart vägar än kombinationen av vägar och vindkraftverk. Detta blir speciellt tydligt på Gabrielsberget där renarna föredrar områden nära E4:an framför områden nära vindkraftparken och dess vägnät.

I studien från Malå under kalvningstiden och försommaren fann vi inte att renarna undvek kraftledningarna, istället valde renarna att vistas nära kraftledningarna under hela studieperioden. Det kan ha sin förklaring i att det var relativt små kraftledningar och att det inte var snö kvar i området som förstärker reflektionerna från kraftledningarna samt att renarnas ögon inte är känsliga för UV-ljus under sommaren (Hogg m.fl. 2011). Studier på vildren i Norge har också visat att renarna undviker ett område mer om kraftledningar finns i kombination med vägar och fritidshusområden (Panzacchi m.fl. 2012). Studier i Essand reinbetesdistrikt i Norge, visade att renarna undvek kraftledningen under kalvningstiden på våren men inte på sommaren och hösten (Eftestøl m.fl. 2015). För skogsrenskötsel kan röjda kraftledningsgator erbjuda mer vindutsatta, insektsfria områden för renarna (Skarin m.fl. 2004). Både i studien från Malå och från Essand var kraftledningarna belägna i områden långt bort från andra störningskällor och renarna kan ha vistas här för att i första hand undvika annan infrastruktur.

6.1.3 Metodik och jämförelse med andra studier

För att utvärdera om renarnas beteende och val av betesområde påverkas av en ny exploatering är det fördelaktigt att ha information om hur renarna använde området innan det sker en exploatering. Ett sätt att studera detta, och samtidigt kunna ta hänsyn till andra förändringar eller variation över tid som kan ha påverkat djurens beteende, är att göra så kallade Before-After-Control-Impact (BACI)-studier (Helldin m.fl. 2012). Detta innebär att man har två parallella studieområden, dels området där exploatering ska ske och dels ett område som fungerar som kontrollområde. Då kan man kontrollera för eventuella skillnader mellan år och relatera en eventuell skillnad i beteende till tiden innan ingreppet skedde och till kontrollom-

rådet. Vid studier av renar kan det vara problem att hitta bra kontrollområden eftersom renarna rör sig över stora områden och man inte vill missa effekterna på den regionala skalan (Skarin & Åhman 2014). Två kalvningsområden kan exempelvis vara svåra att jämföra eftersom landskapets förutsättningar och (inkl. annan infrastruktur) varierar mellan olika samebyar. Ett alternativ till att ha både kontrollområde och före och efter studie är att endast ha före och efter, Before-After (BA) studier över ett tillräckligt stort område så att man fångar upp effekter på den regionala skalan, samt att man försöker kontrollera för skillnader mellan år som inte beror på ingreppet. I våra studier har vi haft möjlighet till att göra BA-studier i Malå och i området kring Stor-Rotliden, på Gabrielsberget har vi endast efterstudier men med olika behandlingar av renarna och vindkraftparken under driftperioden.

En studie (Colman m.fl. 2013) gjord inom Reinbetesdistrikt 9, Čorgaš, sommarbetesområde på Nordkynnhalvön i Nordnorge fann, till skillnad från studierna i denna rapport, inte några negativa effekter på renarna av driftsfasen av en vindkraftpark. Den studien skiljer sig dock avsevärt från våra studier med avseende på metodik, samt vad gäller allmänna miljö- och betesförutsättningar. Till skillnad från våra studier är detta område beläget ovanför trädgränsen. Nordkynnhalvön består av ett centralt huvudland med mindre halvöar som utstickare från det centrala området. Renarna flyttas ut till Nordkynnhalvön före kalvningen och betar på ön under hela barmarksperioden. Kjøllefjord vindkraftpark är belägen på en av de västliga halvöarna, Dyfjord. I studien har man använt både BACI- och CI-design använt en intilliggande mindre halvö, Skjøtningberg, som kontrollområde. För BACI-studien gjorde man spillningsinventering i 16 och 4 transekter på respektive halvö. För CI-studien räknades och positionsbestämdes renarna på dessa halvöar en gång i månaden från juni-oktober under bygg- och driftsfas. Detta kan jämföras med tillgången på GPS-data i våra studier, där renarna har positionerats som minst var 24e timme. Colman m.fl (2013) hade endast ett år med före data, i form av spillningsinventering, att tillgå. Observationsdata på renarna omfattar inte kalvningsperioden som är en känslig tid för renarna (Vistnes m.fl. 2001, Skarin m.fl. 2015) eller vinterbetesperioden som ofta anses som flaskhalsen i renens årtidscykel. Studien har inte dokumenterat insektsstörningar trots att det är väl känt att renar är mindre känsliga för störningar under insektsperioden (Skarin m.fl. 2004, Pollard m.fl. 1996). Studien har inte heller dokumenterat hur hela renhjorden på Nordkynn förhåller sig till dessa båda studieområden före, under och efter byggnationen av vindkraftparken. Denna studie kan betraktas som en lokal eller intermediär studie av en mindre del av renhjorden, vilket kan innebära att man missar effekter av vindkraftparken på den regionala skalan (Skarin & Åhman 2014).

Studien av renarna kring Gabrielsberget kan också betraktas som en lokal eller intermediär studie, eftersom renarna rör sig inom ett begränsat område och inte har

möjlighet att välja andra områden längre bort från Gabrielbergets vindkraftpark än maximalt 10 km och i vissa riktningar endast 4 km (Fig. 9). Studien på Gabrielsberget omfattar dock hela renhjordens användning av området. Detta kan delvis förklara skillnaden i resultat från studien av Colman m.fl. (2013). Colmans studie innefattade inte heller någon siktanalys för att utvärdera om renarna undvek områden där vindkraftsverken var skymda.

6.1.4 Spillningsinventering

Spillningsinventeringen i Malå visar på en skillnad i resultat mellan inventering som gjorts enbart på bergen där vindkraftsverken står (lokal skala) och den inventering som skett över hela området (regional skala). På regional skala har spillningen minskat nära parkerna under driftsfas, medan på lokal skala på Storliden var det mer spillning närmare vindkraftparken. Detta kan troligtvis förklaras av att en av de av samebyn utpekade viktiga flyttlederna som går på södra sidan om Storliden fortsätter att användas spontant av renarna. Flyttleden går genom ett område som ligger skymd från parken vilket kan förklara varför den fortsätter att användas, trots att analysen av både spillningsdata och GPS-data visar att renarna använder området nära parken mindre än före byggfas. Analyserna av GPS-data visar att passagerna över Mörttjärnvägen längre norrut nästan inte alls används under byggfas. Under driftsfasen används de igen men renarna stannar inte upp i området som de gjorde före byggfasen. Om vi inte hade haft information om hur hela området användes av renarna och våra resultat skulle ha fokuserats på den lokala inventeringen av spillning kring själva vindkraftparkerna hade man lätt kunnat dra slutsatsen att renarna inte alls påverkades av vindkraftparkerna vilket inte stämmer med slutsatserna från analysen av den regionala inventeringen. Vi konstaterar därför att slutsatserna utifrån den regionala skalan bör få större betydelse med avseende på hur renarna förhåller sig till infrastrukturen och mänsklig aktivitet eftersom det visar på hela hjordens användning av betesområdet (Skarin & Åhman 2014).

Mängden spillning minskade markant i hela regionen i Malå och vår analys av spillning i relation till avstånd till parkerna visar att den minskar mer i närheten av vindkraftparkerna. Orsaken till detta kan också bero på andra faktorer än själva vindkraftparken, som exempelvis förändringar i renskötseln. Men enligt rensköttarna så har renskötseln inte förändrats under de år som vi inventerat spillning. Minskningen kan också bero på osäkerheter relaterat till själva metodiken. Det kan ha varit ovanligt blöta somrar som bidragit till att spillningen brutits ner snabbare under åren med driftsfas (Skarin 2008). Det var en skillnad i medelnederbörd mellan studieåren under månaderna maj-okt [medelnederbörd i Adak under maj-okt 2009-2014 var 72 mm (47-87 mm, SD= \pm 37; SMHI)]. Det var dock mer nederbörd under de 3 första åren av mätperioden och de 3 senare åren var torrare, vilket sna-

rare innebär att mängden spillning i början av perioden kan vara underskattad. Det är därför inte troligt att nederbörds mängden har lett till en minskning i antalet räknade spillningar, utan att det främst beror på ett en förändrad användning av området av renarna på den regionala.

Vidare visar spillningsinventeringen på lokal nivå över Jokkmokksliden att mängden spillning minskade närmare parken, den minskningen var dock inte signifikant. Vi kan också konstatera att användningen av Jokkmokksliden är fortsatt liten, det har alltså inte skett någon stor förändring i användningen av själva berget, vilket förmodligen kan förklaras av det intensiva skogsbruket som bedrivits i området med bl.a. flera kontortaplanteringar som lett till täta skogar som undviks av renarna (Kumpula m.fl. 2007). Det bekräftas också av samebyn i tidigare rapportering (Skarin m.fl. 2013). Vår power-analys av spillningsdata från Jokkmokksliden visar dock att det var för liten datamängd från enbart Jokkmokksliden för att förklara variationen i spillning i relation till habitatvariablerna. Vi har helt enkelt inte tillräckligt med observerade spillningshögar härifrån för att kunna utvärdera om renarnas användning av Jokkmokksliden har förändrats eller inte.

6.2 Konsekvenser för renskötseln

Alla aktiviteter som påverkar renarna påverkar också renskötseln på något sätt. I det här avsnittet diskuterar vi de effekter renarnas förändrade rörelsemönster och habitat användning har på renskötseln.

6.2.1 Merarbete för renskötarna

Renskötarna från alla tre samebyar har påtalat att renarna inte har samma betesro sedan vindkraftparkerna etablerades, vilket också påvisats i våra analyser av GPS-data. I Malå har det inte betytt ett direkt merarbete för renskötarna, men man har tvingats samla renarna på andra platser till kalvmärkningen. Däremot kan detta ha haft effekter på renarnas kondition som nämnts tidigare och mekanismerna för detta diskuteras under avsnitt ”6.2.3 Produktionen kan påverkas”.

På Gabrielsberget har renskötsel arbetet påverkats på flera sätt. Istället för att vara en person på plats under dec-feb och två personer på plats under feb-april har arbetet har enligt renskötarna blivit betydligt svårare och kräver flera personer på plats under hela vintern. Renskötarna säger att renarna rör sig mer och stannar inte kvar i de områden som de traditionellt har använt och som anses vara fina vinterbetesområden. Vidare så har Byrkije ansett sig tvungna att tillskottsutfodra renarna för att kunna hålla dem uppe i parken. Tillskottsutfodring har varit nödvändigt även under vintrar med goda betesförhållanden. Det bekräftas också av analysen av GPS-data som visar att renarna håller sig närmare parken under de perioder som de är utfodrade, men när de slutar att utfodras och kantbevakningen inte är

lika intensiv undviker renarna parken med 3 km. GPS-analysen visar också att renarna använde bättre lavmarker när parken var avstängd än när parken var i drift och de var utfodrade.

En bidragande orsak till att arbetet försvårats för renskötarna i Lögdeålandet har föreslagits bero på antalet renar i vinterhjorden i Byrkije ökat från 1173 renar vintern 2009 till 1662 renar i vinterhjorden vintern 2014 (<http://www.reinbase.no>). Med fler renar inom ett och samma område ökar konkurrensen om betet och renarna kan röra sig mer genom att de blir mer interaktion mellan renarna. Det är dock inte givet att antalet renskötare som behövs för att sköta en renhjord ökar linjärt i proportion till antalet renar utan det beror också på områdets beskaffenhet och hur lätta renarna är att styra. Antalet renar som använt Lögdeålandet under vintrarna 2009 till 2015 har varierat mellan 1173-1500 renar, med avvikelse för vintern 2012 då endast 850 renar utnyttjade området. Under dessa år har problemet att hålla renarna i området upplevts som störst under de år som parken varit i drift. Vintern 2010, pågick anläggningsarbete och 1414 renar betade i området. Betet var bra hela vintern och endast en renskötare behövdes på plats. Vintern 2012 var betet inte lika bra varför man valde att inte transportera ner lika många renar. Det krävdes 2-3 personer hela vintern för att sköta de renar som fanns på plats eftersom de spred sig över hela området pga. svåra betesförhållanden. Den vintern hade också 25 utav de 40 vindkraftsverken i parken hade tagits i drift vilket också kan ha påverkat renarnas spridning. Vintern 2014 var parken i full drift, betet var mycket bra hela vintern och 1523 renar flyttades ner till Lögdeålandet. Det krävdes att en-fyra renskötare var på plats hela vintern och renskötselarbetet ansågs besvärligt. Vi kan inte utesluta att också det ökade antalet renar har påverkat hur många renskötare som krävs på plats men dessa observationer tillsammans med resultaten från analysen av GPS-data pekar på att vindkraftsparken, om inte helt så till stor del, bidragit till att renskötseln krävt fler personer på plats.

På Gabrielsberget använder renarna numera områden som ligger nära E4:an och Botniabanan vilket gör att risken för att renarna kommer ut på väg och järnväg ökar. Innan parken byggdes har man försökt hålla sig borta från området nära E4:an och Botniabanan för att inte riskera att renarna förolyckas. Detta bidrar till intensivare kantbevakning när de vistas i den delen av området.

I Stor-Rotliden har de renar som kommit nära eller in i parken inte velat stanna kvar. Renskötarna kring Stor-Rotliden beskriver hur renarna ibland leds norrut in i Vapstens sameby efter att parken tagits i drift vilket också bekräftas av de GPS-märkta renarna vi analyserat (Fig. 14). Innan parken byggdes var det bara under svåra vintrar Vilhelminarenar hamnade inne på Vapstens betesområde, vilket GPS-data under den dåliga betesvintern 2007 också visar (före byggfas). Då spreds renarna över ett större område och vid två tillfällen kom renar in i Vapstens vinterbetesområde. Under driftsfas, under både bra och dåliga betesår (2011, 2013

och 2014), har renar vid upprepade tillfällen letat sig ner längs Vargån norr om Stor-Rotliden istället för att vandra den naturliga vägen längs med Lögdeån. För renskötseln innebär detta merarbete i form av extra flytt av djuren och renskiljning för att få renarna tillbaka in på det egna betesområdet.

Renarna i Stor-Rotliden använder områdena närmare de större vägarna (> 5 m) mer under bygg- och driftsfas, medan de före byggfas undvek de större vägarna. Detta kan vara en konsekvens av att de i större utsträckning väljer att vistas nära områden där parken är skyddad, även om vi inte ser någon skillnad i avståndet till parken. Precis som för Gabrielsberget kan konsekvensen av att renarna kommer närmare vägarna innebära högre arbetsbelastning för renskötarna, eftersom man behöver ha en intensivare kantbevakning för att inte renarna ska komma ut på vägarna och riskera att förolyckas.

6.2.2 Betesgången påverkas

Resultaten från våra undersökningar visar att renarna väljer att flytta bort från de områden som de normalt betar i. Det kan få följdverkningar för renskötseln genom att man börjar använda ett betesområde vid fel tid på året. En hållbar renskötsel bygger på att man ska kunna vandra obehindrat både inom och mellan de olika årstidlanden och att man ska kunna använda de olika årstidlanden under de årstider som de är ämnade för (Horstkotte m.fl. 2014). Börjar man använda ett bete under flera årstider än det är ämnat för rubbas betesgången. Det blir då bara en tidsfråga innan man måste ta till andra åtgärder som t.ex. utfodring för att kunna bibehålla samma antal renar i renhjorden.

Resultaten från Gabrielsberget visade också att renarna undvek parken med 3 km under de perioder när parken var i drift och de inte var utfodrade. Den yta som upptas av detta område för renarna på Gabrielsberget utgör 81 km², vilket är mellan 50 till 80 % av vinterbetesområdet som användes under studietiden och 30 % av hela det tillgängliga betesområdet norr om E4:an. Eftersom Lögdeålandet är ett förhållandevis litet vinterbetesområde finns det endast ett begränsat utrymme för renarna att vistas på utanför den identifierade störningszonen på 3 km. Konsekvensen för renskötseln på Gabrielsberget är att man måste tillskottsutfodra och kantbevaka intensivare för att kunna använda området.

En farhåga från renskötseln är att vindkraftparkerna ska få en negativ effekt på de höglänta områdena i vinterbetesområdet. Dessa områden kan vara viktiga områden under dåliga vintrar eftersom betessituationen ofta är bättre högre upp jämfört med lägre ner i terrängen. Klimatet är ofta jämnare högre upp och vindförhållanden gör både snömängd och snöförhållanden blir mer varierande. Renarna på Gabrielsberget har valt att beta i kanten på berget, där snön under vissa tider var djupare och svårare att komma igenom, medan snötäcket enligt renskötarna har varit mycket tunnare uppe på berget och erbjudit lättare betesförhållanden för re-

narna. Innan vindkraftparken byggdes så har, enligt renskötarna, de mest höglänta och kala delarna av Gabrielsberget varit speciellt viktiga under snörika vintrar. Vid ett fältbesök på Gabrielsberget i november 2013 kunde vi också konstatera att laven uppe på berget var betydligt kortare och mer betad jämfört med laven på sidan av berget, sannolikt som effekt av att de höglänta delarna av berget använts mer innan parken byggdes. Som tidigare beskrivits kan också renarnas nyttjande av Stor-Rotliden ha påverkats negativt av vindkraftparken under det dåliga betesåret 2014 men det behövs fler år av studier för att kunna utvärdera detta bättre.

6.2.3 Produktionen kan påverkas

Minskad betesro eller att renarna inte utnyttjar betet optimalt kan leda till att de inte bygger upp sitt energiförråd under sommaren eller underhåller det under vintern. Förlorad betestid är svårt att kompensera för en idisslare eftersom de måste beta och idissla i cykler och en förlorad betescykel gör att de istället tär på energireserverna (Colman m.fl. 2004). Detta kan leda till sämre kondition hos renarna med lägre slaktvikter och slaktutbyte som följd, samt att renarna inte har samma hälsa och förmåga att hålla sig friska (Nilsson m.fl. 2000; Tryland m.fl. 2009). Undvikande av ett område med gott bete kommer uppenbarligen också att leda till antingen ökad djurtäthet i alternativa områden eller användning av områden som annars överges och förmodligen är av mindre god kvalitet. Även om renar har tillgång till synes (för det mänskliga ögat) bete av hög kvalitet, finns det stora variationer i näringskvalitet mellan olika växter och växtdelar. White (1983) har illustrerat effekten av djurens förmåga att välja lättsmält bete. White visar hur en liten ökning i växtens smältbarhet (14%), mer än fördubblar den projicerade viktökningen hos renen. Hög djurtäthet, begränsad tillgänglighet av ätliga växter eller en mindre del av växter med hög näringskvalitet kommer i slutändan att försämra betet och påverka framtida överlevnad och fortplantning negativt.

7 Slutsatser

Resultaten från våra studier visar samstämmigt att renarna påverkas negativt av vindkraftparker. Detta är inte förvånande då flera studier som är utförda före vår konstaterat att infrastruktur och mänsklig aktivitet ofta är negativt för renarna. Det sätt som renarna undviker vindkraftsverken verkar dock vara unikt genom att de söker sig till områden där vindkraftverken är topografiskt skydda, förmodligen för att slippa se och för att ljudet av vindturbinerna ska dämpas. Renarna väljer framförallt skydda områden i vindkraftverkens närhet, alternativt undviker de vindkraftparkerna helt.

I våra studier ser vi effekter på 3-4 km avstånd från vindkraftparkerna. Exakt på hur långa avstånd renarna påverkas beror på förutsättningarna i respektive område. Beteendeförändringar blir tydligare när parkerna är centralt belägna inom ett betesområde, som i kalvningsområdet i Malå eller i vinterbeteslandet på Gabrielsberget. Men även Stor-Rotlidens park, som ligger i utkanten av huvudbetesområdet, påverkar renarnas val av betesområde.

Studien från Gabrielsberget visar att det kan gå att locka eller tvinga renarna att stanna kvar nära vindkraftparkerna på vintern genom tillskottsutfodring och intensiv kantbevakning av renhjorden. Men även när man kunde hålla kvar renarna nära vindkraftparken vistades de fortfarande hellre i eller nära områden där de inte kunde se vindkraftsverken.

Studierna visar tydligt att det är viktigt att utvärdera effekterna av vindkraftsverken på en regional skala. Om man endast ser till den lokala skalan (området närmast parken) riskerar man att missa de viktigaste effekterna på renhjorden, i första hand att området blir mindre attraktivt som betesområde. Studier på lokal skala kan bidra till att förklara mekanismer kring renarnas beteende i närområdet, men dessa måste alltid ställas i relation till vad som händer med renhjorden på den regionala skalan.

Renskötarna har uttryckt oro för att byggnation av vindkraftparken i höglänta områden minskar möjligheten att använda dessa områden under vintrar med dåliga betesförhållanden. Snöförhållandena är oftast bättre där, på grund av stabilare

klimat, mer vind som minskar snötäcket och mer variation i topografi högre upp i terrängen än nere i dalgångarna. Resultaten ifrån Gabrielsberget och Stor-Rotliden tyder dock på att användningen av höglänta områden under dåliga betesvintrar har minskat, men det behövs data från fler år med dåliga betesförhållanden för att visa om detta stämmer generellt.

Vindkraftparker kan, precis som annan infrastruktur och mänsklig aktivitet, störa renskötselns betesrotation (det vill säga hur de låter renarna vandra mellan olika betesområden). En avvikelse i betesrotationen, framförallt vintertid, leder till att renarna kommer till ett betesområde under fel tid eller vistas där för länge, vilket i sin tur kan leda till att betet inte räcker till i det området. Effekterna blir tydligast på vinterbetesområdet där betet är begränsat på grund av snön och det är ofta svårt att hitta alternativa områden. Under sommaren är betestillgången oftast bättre och renarna kan lättare hitta alternativa områden, men även där kan undvikande av områden med störning och överutnyttjande av andra områden leda till att renarna inte får den tillgång på lättsmält föda som är essentiell för att renarna ska kunna bygga upp sina energireserver inför vintern. Om betesmarkerna långsiktigt inte kan användas fullt ut, och man inte kan hitta alternativa tidigare outnyttjade områden, måste man till slut kompensera med utfodring eller alternativt minska antalet renar för att bibehålla renarnas hälsa, kondition och produktivitet.

8 Förslag till åtgärder

Frågan om vindkraftens påverkan på renskötseln har tagits upp under otaliga möten i olika sammanhang där någon från vår forskargrupp medverkat. Ett antal förslag på allmänna och specifika åtgärdsförslag har diskuterats.

Specifika kompensationsåtgärder för att minska de negativa effekterna från utbyggnaden av Gabrielsberget.

- Stänga alla vägar in i vindkraftparken för att förhindra nöjeskörning av skoter och bil under den tiden renarna vistas i området
- Förstärka stängslingen så att renarna aldrig kommer upp på E4
- Tät dialog mellan vindkraftsbolag och sameby angående vinterväghållningen av vägarna till och inom vindkraftparken

Specifika konsekvenser som skapar behov av ersättningar för kostnader orsakat av etableringen av vindkraftsutbyggnad. Detta ska alltså inte ses som lösningar på problem utan som ersättningar för de problem som vindkraftsetableringen innebär.

- Längre arbetsdagar, ökad bil- och skoterkörning, extra renskötarpersonal
- Stödutfodring med full täckning för tillhörande kostnader för arbete frakt och material
- Mer behov av helikopterövervakning av renhjorden
- Risker att vistas i vindkraftparken p.g.a. iskastning

Allmänna kompensationsåtgärder för att förbättra förutsättningarna för renskötseln.

- Ersättning för inköp av GPS halsband för att stödja den operativa renskötseln i vindparksområdet
- Byggnation av samlingshagar för att förenkla renskötseln i det större området kring vindparken

Regionala kompensationsåtgärder för att förbättra förutsättningarna för renskötseln

- Stängsling i kombination med byggnation av strategiskt utplacerade renbroar (ekodukter) av stambanan, E4 och andra huvudvägar som anses skapa barriärer eller hindra betesutnyttjandet.
- Renskötselanpassade skogsbruksmetoder för förbättra betesmöjligheterna t.ex. i form av ökad röjning, gallring och risrensning.

Referenslista

- Aebischer NJ, Robertson PA, Kenward RE (1993) Compositional analysis of habitat use from animal radio-tracking data. *Ecology* 74:1313–1325.
- Alam MM, Rönnegård L, Shen X (2014) Fitting spatial models in the R package: hglm. Högskolan Dalarna
- 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.
- Boulanger J, Poole KG, Gunn A, Wierzchowski J (2012) Estimating the zone of influence of industrial developments on wildlife: a migratory caribou *Rangifer tarandus groenlandicus* and diamond mine case study. *Wildl Biol* 18:164–179. doi: 10.2981/11-045
- Boyce MS, Vernier PR, Nielsen SE, Schmiegelow FKA (2002) Evaluating resource selection functions. *Ecol Model* 157:281–300.
- Cameron RD, Reed DJ, Dau JR, Smith WT (1992) Redistribution of Calving Caribou in Response to Oil-Field Development on the Arctic Slope of Alaska. *Arctic* 45:338–342.
- Colman JE, Eftestøl S, Tsegaye D, et al (2012) Is a wind-power plant acting as a barrier for reindeer *Rangifer tarandus tarandus* movements? *Wildl Biol* 18:439–445. doi: 10.2981/11-116
- Colman JE, Eftestøl S, Tsegaye D, et al (2013) Summer distribution of semi-domesticated reindeer relative to a new wind-power plant. *Eur J Wildl Res* 59:359–370. doi: 10.1007/s10344-012-0682-7
- Colman JE, Eidesen R, Hjermann D, et al (2004) Reindeer 24-hr within and between group synchronicity in summer versus environmental variables. *Rangifer* 24:25–30.
- Dyer SJ, O'Neill JP, Wasel SM, Boutin S (2001) Avoidance of industrial development by woodland caribou. *J Wildl Manag* 65:531–542.
- Eftestøl S, Tsegaye D, Flydal K, Colman J (2015) From high voltage (300 kV) to higher voltage (420 kV) power lines: reindeer avoid construction activities. *Polar Biol* 1–11. doi: 10.1007/s00300-015-1825-6
- 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.
- Flydal K, Korlund L, Reimers E, et al (2009) Effects of Power Lines on Area Use and Behaviour of Semi-Domestic Reindeer in Enclosures. *Int J Ecol*. doi: 10.1155/2009/340953
- Forbes BC, Stammler F, Kumpula T, et al (2009) High resilience in the Yamal-Nenets social-ecological system, West Siberian Arctic, Russia. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106:22041–22048. doi: 10.1073/pnas.0908286106

- Frair JL, Fieberg J, Hebblewhite M, et al (2010) Resolving issues of imprecise and habitat-biased locations in ecological analyses using GPS telemetry data. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci* 365:2187–2200. doi: 10.1098/rstb.2010.0084
- Helldin J-O, Jung J, Neumann W, et al (2012) Vindkraftens effekter på landlevande däggdjur. Naturvårdsverket, Stockholm
- Helle T, Hallikainen V, Sarkela M, et al (2012) Effects of a holiday resort on the distribution of semi-domesticated reindeer. *Ann Zool Fenn* 49:23–35.
- Hogg C, Neveu M, Stokkan K-A, et al (2011) Arctic reindeer extend their visual range into the ultraviolet. *J Exp Biol* 214:2014–2019. doi: 10.1242/jeb.053553
- Horne JS, Garton EO, Krone SM, Lewis JS (2007) Analyzing animal movements using Brownian bridges. *Ecology* 88:2354–2363.
- Horstkotte T, Sandström C, Moen J (2014) Exploring the Multiple Use of Boreal Landscapes in Northern Sweden: The Importance of Social-Ecological Diversity for Mobility and Flexibility. *Hum Ecol* 42:671–682. doi: 10.1007/s10745-014-9687-z
- Ihl C, Klein DR (2001) Habitat and diet selection by muskoxen and reindeer in western Alaska. *J Wildl Manag* 65:964–972.
- James ARC, Stuart-Smith AK (2000) Distribution of caribou and wolves in relation to linear corridors. *J Wildl Manag* 64:154–159.
- Johnson DH (1980) The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology* 6:65–71.
- Johnson CJ, Russell DE (2014) Long-term distribution responses of a migratory caribou herd to human disturbance. *Biol Conserv* 177:52–63. doi: 10.1016/j.biocon.2014.06.007
- Kontrollprogram Gabrielsberget: Vindkraft på Gabrielsberget - Uppföljning av konsekvenserna för rennäringen resultat från sex års uppföljning. Enetjärn Natur AB. <https://svevind.se/Project/Gabrielsberget>, 2016-07-02
- Kontrollprogram Stor-Rotliden: Vindkraft på Stor-Rotliden - Uppföljning av konsekvenser för rennäringen 2012/2013 - Fjärde säsongens uppföljning
- 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*)? *Ann Zool Fenn* 44:161–178.
- Leblond M, Dussault C, Ouellet JP (2013) Avoidance of roads by large herbivores and its relation to disturbance intensity. *J Zool* 289:32–40. doi: 10.1111/j.1469-7998.2012.00959.x
- 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
- Mahoney SP, Schaefer JA (2002) Hydroelectric development and the disruption of migration in caribou. *Biol Conserv* 107:147–153.
- Manly BFJ, McDonald LL, McDonald TL, Erickson WP (2002) Resource selection by animals, 2nd edn. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht
- Nilsson A, Danell Ö, Murphy M, et al (2000) Health, body condition and blood metabolites in reindeer after sub-maintenance feed intake and subsequent feeding. *Rangifer* 20:187–200.
- Panzacchi M, Van Moorter B, Jordhoy P, Strand O (2012) Learning from the past to predict the future: using archaeological findings and GPS data to quantify reindeer sensitivity to anthropogenic disturbance in Norway. *Landsc Ecol*. doi: 10.1007/s10980-012-9793-5
- Pollard RH, Ballard WB, Noel LE, Cronin MA (1996) Parasitic insect abundance and microclimate of gravel pads and tundra within the Prudhoe Bay oil field, Alaska, in relation to use by Caribou, *Rangifer tarandus granti*. *Can Field Nat* 110:649–658.

- Polfus JL, Hebblewhite M, Heinemeyer K (2011) Identifying indirect habitat loss and avoidance of human infrastructure by northern mountain woodland caribou. *Biol Conserv* 144:2637–2646. doi: 10.1016/j.biocon.2011.07.023
- Rattenbury K, Kielland K, Finstad G, Schneider W (2009) A reindeer herder's perspective on caribou, weather and socio-economic change on the Seward Peninsula, Alaska. *POLAR RESEARCH* 28:71–88. doi: 10.1111/j.1751-8369.2009.00102.x
- Reimers E, Miller FL, Eftestol S, et al (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.
- 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
- Sandström P, Cory N, Svensson J, et al (2016) On the decline of ground lichen forests in the Swedish boreal landscape: Implications for reindeer husbandry and sustainable forest management. *Ambio* 1–15. doi: 10.1007/s13280-015-0759-0
- Sawyer H, Kauffman MJ, Nielson RM, Horne JS (2009) Identifying and prioritizing ungulate migration routes for landscape-level conservation. *Ecological Applications* 19:2016–2025.
- Sawyer H, Kauffman MJ, Middleton AD, et al (2013) A framework for understanding semi-permeable barrier effects on migratory ungulates. *J Appl Ecol* 50:68–78. doi: 10.1111/1365-2664.12013
- Skarin A (2008) Decay rate of reindeer pellet-groups. *Rangifer* 28:47–52.
- 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, Danell O, Bergstrom R, Moen J (2004) Insect avoidance may override human disturbances in reindeer habitat selection. *Rangifer* 24:95–103.
- Skarin A, Danell O, Bergstrom R, Moen J (2008) Summer habitat preferences of GPS-collared reindeer *Rangifer tarandus tarandus*. *Wildlife Biol* 14:1–15.
- Skarin A, Hörnell-Willebrand M (2011) Spillningsinventering - En metodbeskrivning av datainsamling och analys för att studera renens habitatval i relation till vindkraftutbyggnader. Stockholm
- Skarin A, Nellemann C, Sandström P, et al (2013) Renar och vindkraft. Studie från anläggningen av två vindkraftparker i Malå sameby. Naturvårdsverket / Swedish Environmental Protection Agency, Bromma
- Skarin A, Nellemann C, Rönnegård L, et al (2015) Wind farm construction impacts reindeer migration and movement corridors. *Landsc Ecol* 1–14. doi: 10.1007/s10980-015-0210-8
- Tryland M, Godfroid J, Arneberg P (2009) Impact of climate change on infectious diseases of animals in the Norwegian Arctic. Norsk Polarinstitutt / Norwegian Polar Institute, Tromsø
- Tyler NJ, C, Turi JM, Sundset MA, et al (2007) Saami reindeer pastoralism under climate change: Applying a generalized framework for vulnerability studies to a sub-arctic social-ecological system. *Glo Env Cha* 17:191–206.
- Tyler N, Stokkan K-A, Hogg C, et al (2014) Ultraviolet Vision and Avoidance of Power Lines in Birds and Mammals. *Conserv Biol* 28:630–631. doi: 10.1111/cobi.12262
- Van Winkle W (1975) Comparison of Several Probabilistic Home-Range Models. *J Wildl Manag* 39:118–123. doi: 10.2307/3800474
- 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.
- Vistnes I, Nellemann C (2001) Avoidance of cabins, roads, and power lines by reindeer during calving. *J Wildl Manag* 65:915–925.
- Vistnes I, Nellemann C, Jordhoy P, Strand O (2001) Wild reindeer: Impacts of progressive infrastructure development on distribution and range use. *Polar Biol* 24:531–537.

- White RG (1983) Foraging patterns and their multiplier effects on productivity of northern ungulates. *Oikos* 40:377–384.
- Zar JH (1999) *Biostatistical analysis*, 4th edn. Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey
- Zuur AF, Ieno EN, Walker NJ, et al (2009) *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. In: *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*.
- Öhlund O, Larsson C (2015) Meteorological effects on wind turbine sound propagation. *Appl Acoust* 89:34 – 41. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.apacoust.2014.09.009>