



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2019 30 stp.

Fakultetet for Miljøvitenskap og Naturforvaltning (MINA)

Økologisk effekter av Lista vindpark – påvirkning på hjortevilt og fisk etter 7 år med drift

Ecological effects of Lista wind power plant -
impacts on cervids and fish after 7 years of
operation.

Øyvind Wormdal Selboe

Master i Naturforvaltning

Forord

Denne oppgaven markerer slutten på masterstudie i Naturforvaltning, og slutten på en fantastisk studietid i Ås. Arbeidet med oppgaven har vært spennende og lærerikt, men også til tider utfordrende. I oppgaveskrivingen har jeg fått bruk for mye kunnskapen jeg har opparbeidet meg gjennom studiene, og det har vært gøy å skrive oppgave om et såpass aktuelt tema som vindkraft.

Først må jeg rette en stor takk til min veileder Jonathan Edward Colman, som har vært til stor hjelp både ved skriving, feltarbeid og som motivator. Det er sjelden man får jobbe med folk som er så engasjerte og dyktige i sitt fag, det har gitt meg inspirasjon som jeg skal ta med ut i arbeidslivet.

I løpet av det siste halvåret har jeg fått hjelp fra mange flotte personer, og alle fortjener en stor takk. Diress Tsegaye for uvurderlig hjelp med statistikk. Reidar Borgstrøm som alltid stiller opp og har hjulpet til med aldersbestemmelse av fisk. Andreas Lium med artsidentifikasjon av bunndyr. Kristin Frydendal som lånte bort bilen sin og dermed sparte bena mine for flere mil under feltarbeidet i mai. Nora Colman, Taylor Brown og Mikkel Bae Næss som hjalp til med prøvefisket. Og tilslutt min far Odd Kristian Selboe, min søster Tiril Wormdal Selboe og Aksel Skåland Røste for hjelp med gjennomlesing og kommentarer til oppgaven.

Til slutt vil jeg takke alle venner og ansatte på NMBU som har bidratt til 2 flotte år på masterstudie!

Norges miljø- og biovitenskapelige universitet

Ås, 16.12.2019

Øyvind Wormdal Selboe

Sammendrag

Utbygning av vindkraft skjer raskere enn noensinne og er en del av å nå målsetning om å gå fra fossil til fornybar energi, men det er også bekymringer knyttet til hvordan vindkraft påvirker det biologiske mangfoldet. Flere undersøkelser er gjort for hvordan vindparker påvirker fugl og flaggermus, men undersøkelser for påvirkning av andre dyregrupper er fortsatt fåtallig.

I denne oppgaven har jeg undersøkt hvordan utbygging av Lista vindpark har påvirket områdebruken til hjortedyr og det akvatiske miljøet innad i vindparken. Data fra før (2011), under (2012) og etter (2013, 2015 og 2019) konstruksjon av vindkraftverket ble sammenlignet for å undersøke effekter.

Hjort unngikk anleggsveien under konstruksjonsfasen og første året med drift, rådyr viste ikke unngåelse av anleggsveiene. Resultatene tyder på at hjort og rådyr habituerer seg til forstyrrelser knyttet til anleggsveien. For alle artene var bestandene i utbyggingsområdet betydelig mindre i årene etter konstruksjonstart. I 2019 var hjortebestanden i vindparken tilbake på samme nivå som i referanseåret, dette kan tyde på at hjort på lang sikt tar i bruk områdene igjen.

Resultatene fra prøvefiske viste ingen betydelig endringer i Heskestadstjønn og Krogevannet. Derimot ser det ut til at fiskebestanden i Rudjordsvannet er betydelig redusert siden 2012. Det kan ikke utelukkes at dette er et resultat av negativ påvirkning fra vindkraftverket.

Resultatene for hjortedyr tyder på at vindkraftverket på Lista fører til redusert bruk av utbyggingsområdet. For fremtidig planlegging av vindkraft bør man derfor unngå viktige leveområdene for hjortedyr. Flere undersøkelser er nødvendige for å belyse hvordan vindkraft påvirker akvatiske miljø nær utbyggingsområder.

Abstract

Wind power plants (WPPs) are being built at a faster rate than ever before, and there are concerns about how this affects biodiversity. Several surveys have been done on wind parks that show negative effects for birds and bats, but effects for other animal groups has not received as much research.

I investigate how the Lista WPP affects the area use of cervids and the aquatic environment within the WPP. I tested the avoidance of moose *Alces alces*, red deer *Cervus elaphus* and roe deer *Capreolus capreolus* to the construction roads between wind turbines, as well as whether the population sizes within the park has changed. Data sampled from before (2011), during (2012) and after (2013, 2015 and 2019) construction of the wind turbine was compared to test effects.

Red deer and roe deer showed little or no avoidance to areas nearest the construction roads. This indicates that red deer and roe deer are able to habituate to disturbance associated with construction roads. For all species, the respective populations within the park declined after construction, thus it appears that that areas within the WPPs are avoided. In 2019, the red deer population in the WPP returned to the same level as before construction, suggesting that species in the long term might return to the area.

The results for fishing showed insignificant changes in total number of fish, size and growth rate in lake Heskestadstjoenn and Krogevannet. However, the fish population in Rudjordsvann has drastically declined since the construction of the WPP. Although alternative explanations are discussed, it cannot be ruled out that this is a result of negative impact from the WPP.

My results indicate that cervids avoid the area within WPPs. This suggests reduced habitat quality or disturbance inside the entire WPP. For future planning of WPPs, important habitats for cervids should be avoided. More studies are needed to evaluate the impact of WPPs on surrounding aquatic environments.

Innholdsfortegnelse

1 INTRODUKSJON	1
2 METODER	4
2.1 STUDIEOMRÅDE	4
2.2 HJORTEDYR	5
2.3 PRØVEFISKE	5
2.3.1 <i>Garnfiske</i>	6
2.3.2 <i>El-fiske</i>	6
2.3.3 <i>Sparkeprøver</i>	7
2.3.4 <i>Aldersbestemmelse og tilbakeberegning av vekst</i>	7
2.4 DATAANALYSE	9
2.4.1 <i>Hjortedyr</i>	9
2.4.2 <i>Prøvefiske</i>	10
3 RESULTATER	10
3.1 PÅVIRKNING AV HJORTEDYR	10
3.1.1 <i>Hjort</i>	11
3.1.2 <i>Rådyr</i>	14
3.1.3 <i>Elg</i>	16
3.2 PÅVIRKNING AV AKVATISKE MILJØ	17
3.2.1 <i>Krogevannet</i>	17
3.2.2 <i>Rudjordsvannet</i>	17
3.2.3 <i>Heskestadsjønn</i>	18
3.1.3 <i>Bunndyrs sammensetning</i>	20
4 DISKUSJON	21
4.1 HJORTEDYR	21
4.2 PRØVEFISKE	23
4.3 EVALUERING AV METODER	25
5 KONKLUSJON	26
6 LITTERATURLISTE	28

1 Introduksjon

En av de viktigste utfordringene verden står ovenfor i dag er kampen mot globale klimaendringer. Siden den industrielle revolusjon har utslipp av klimagasser ført til at gjennomsnittstemperaturen på jorden er 1 grad høyere enn den ville vært uten menneskelig påvirkning (IPCC 2013). Økte middeltemperaturer truer matproduksjon, biomangfold og øker sannsynligheten for ekstremvær. Ifølge det internasjonale naturpanelet er «*virkningene av klimaendringer globale i omfanget og enestående i skala*» (IPBES. 2019). For redusere utslipp av klimagasser er overgangen fra fossil til fornybar energi en ønsket utvikling (IPCC 2007). Vindkraft representerer en av de viktigste fornybare energikildene, og ved slutten av 2018 nådde den totale globale vindkraft kapasiteten 600GW (WWEA 2019). I Norge ble det i 2018 produsert 3,9 TWh fra vindkraft som tilsvarer nesten tre prosent av den samlede kraftproduksjonen. Utbygningstakten i Norge av ny vindkraft har aldri vært høyere enn den er i dag (NVE 2019).

Selv om det er bred enighet om viktigheten av å produsere høyere andel fornybar energi, møter planer om vindkraft ofte motstand. En av motforestillingene er knyttet til at vindkraft påvirker biomangfold negativt. Vindkraftverk beslaglegger store områder. Endret arealbruk regnes som den viktigste årsaken til tap av biomangfold globalt (Duraiappah et al. 2005; IPBES. 2019). Nye vindparker fører til at infrastruktur bygges i områder som ellers ikke ville blitt påvirket av tunge tekniske inngrep (Helldin et al. 2012). Vindkraft er sammen med utbygning av nye veier og vannkraft de viktigste årsakene til reduksjon av inngrepsfri natur i Norge i tidsrommet 2013-2018 (Miljøstatus 2019).

Vindkraftverk påvirker dyr som lever i nærområdet gjennom direkte tap av leveområder, indirekte tap av leveområder, fragmentering av leveområder og bestandseffekter gjennom endret overlevelse og reproduksjon (Veiberg & Pedersen 2010). De fleste undersøkelsene for påvirkningen av vindkraftverk har fokusert på fugl og flaggermus der kollisjoner med turbindblader og tårn øker dødeligheten og kan medføre stor påvirkning på bestandene (Drewitt & Langston 2006; Follestad et al. 2007; Millon et al. 2018). Undersøkelser for andre dyregrupper har vist negative effekter for ulv *Canis lupus* (Ferrão da Costa et al. 2018), Rådyr *Capreolus capreolus* og hare *Lepus timidus* (Łopucki et al. 2017), mens det er funnet få eller minimale negative virkninger for hjort *Cervus elaphus* (Veiberg & Pedersen 2010; Walter et al. 2006), reinsdyr *Rangifer tarandus* (Colman et al. 2012 a; Tsegaye et al. 2017),

smågnagere (Łopucki & Mróz 2016), rev *Vulpes vulpes* og fasan *Phasianus colchicus* (Łopucki et al. 2017). Totalt sett er påvirkningen av andre dyregrupper enn fugl og flaggermus ikke like godt undersøkt. Det trengs flere studier for å få et klarere bilde av de økologiske effektene vindkraftprosjekter fører med seg.

I denne oppgaven har jeg undersøkt hvordan utbygning og drift av Lista vindpark i Farsund kommune har påvirket hjortedyr og akvatiske miljøforhold i utbyggingsområdet. Kraftverket ble bygget i 2012 og satt i drift 27.11.2012. NaturRestaurering AS ble hyret inn av utbygger (Fred. Olsen Renewables AS) for å møte kravene satt i Naturmangfoldloven §11 og 12. NaturRestaurering AS utarbeidet «Lista Vindpark – Naturrestaureringsplan», der flere anbefalinger for anleggs- og driftsfasen av vindparken inngikk. Hovedmålet var å «forebygge eller restaurere skader på naturen innenfor planområdet» (Flydal et al. 2010). I planen ble det satt målsetninger for de ulike tiltakene, og det ble utført forundersøkelser før anleggsarbeidet. Forundersøkelsene gjør det mulig å undersøke evt. effekter av utbygningen. I denne oppgaven er data for hjortedyr og det akvatiske miljøet fra før bygging (2011), anleggsfasen (2012) og etter bygging (2013, 2015 og 2019) sammenlignet.

For hjortedyr antas det at bygning av anleggsveier og den økte tilgjengeligheten de medfører for turgåere, jakt og trafikk er den viktigste innflytelsen av vindkraftverk (Helldin et al. 2012). Flere undersøkelser har vist at åpne strukturer i skog som veier og kraftledninger kan fungere som barrierer for hjortedyr (Bartzke et al. 2015; Dahle et al. 2008). Barriere – og fragmenteringseffekter kan på lang sikt føre til mindre levedyktige bestander (Epps et al. 2005; Riley et al. 2006). De nye anleggsveiene som er bygd i forbindelse med Lista vindpark har ført til nedbygning av leveområder og endring i vegetasjon rundt veiene. Anleggsveiene blir mye brukt blant lokalbefolkning til friluftsliv både til fots, med sykkel og barnevogn (Jan Fredrik Sundt, personlig kommunikasjon, 19.11.2019). Økt tilstedeværelse av mennesker kan potensielt påvirke områdebruken til hjortedyrene (Colman et al. 2001; Naylor et al. 2009; Neumann 2009). Hjortedyrene på Lista har vært under hardt jaktpress i lang tid, noe som kan føre til økt følsomhet for menneskelig påvirkning (Stankowich 2008). Graden av påvirkning for hjortedyrene vil være avhengig av i hvilken grad de blir forstyrret av aktivitet langs anleggsveiene, og av støy og visuelle forstyrrelse fra vindturbinene.

Utbygning av vindkraftverk medfører store inngrep som potensielt kan føre til endring av miljøtilstanden i nærliggende vannforekomster. Store tekniske inngrep i form av

sprenningsarbeid og store masseflyttinger påvirker tilførsel av alloktont materiale til vannforekomster i nedbørsfeltet, og kan dermed påvirke de fysiske, kjemiske og biologiske forholdene (Dobson & Frid 2009; Mattsson et al. 2005). I rennende vann kan alloktont materiale sedimentere og føre til endret bunnssubstrat. Undersøkelser har vist at sedimentering har ført til homogene bunnsstrater og tildekking av gyttegrus som resulterer i endrede levevilkår for bunndyr og hindret rekruttering for ørret *Salmo trutta* (Blettler et al. 2015; Doeg & Koehn 1994; Scheurer et al. 2009). Det er også vist at suspendert sediment har ført til skader på gjeller og reduserte bestander av ørret (Berry et al. 2003). Økt tilførsel av alloktont materiale kan påvirke tilgang på næringsstoffer i vannforekomster og dermed påvirke eutrofieringsgraden (Astrom et al. 2001; Colby et al. 1972; Direktoratgruppen vanndirektivet 2018). Endring av vegetasjon rundt vannforekomster påvirker vannforekomster gjennom endring i lysforhold, temperatur og erosjonsfare som igjen vil påvirke organismene som lever i vannet (Kaylor & Warren 2017; Noel et al. 1986).

Norge er pliktet gjennom vannforskriften til å oppnå god økologisk tilstand i alle vannforekomster innen 2021 (Vannforskriften 2007). Vannforskriften legger til grunn at det ikke skal utføres tiltak som fører til en dårligere miljøtilstand. Miljøtilstanden i berørte vannforekomster er derfor en relevant problemstilling også ved utbygging av vindkraftverk. Tilstanden til fiskebestandene er en av de biologiske indikatorene som benyttes for å fastsette tilstanden i en vannforekomst (Direktoratgruppen vanndirektivet 2018).

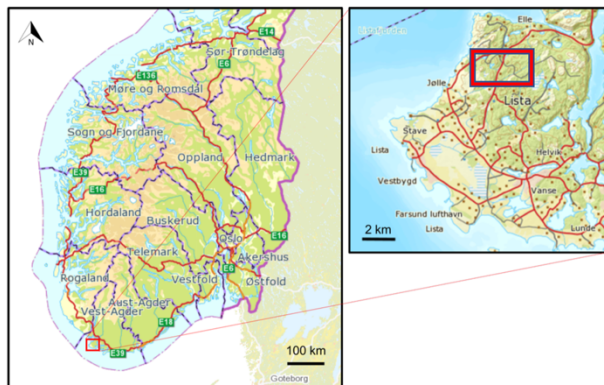
Oppgaven har som formål å belyse hvordan utbygging av vindkraftverket på Lista har påvirket arealbruken til hjortevilt og fiskebestandene i utbyggingsområdet. For å undersøke hvordan Lista vindpark har påvirket områdebruken av hjortedyr er det registrerte ekskrementer av hjort, rådyr og elg *Alces alces* langs transekter på tvers av utbyggingsområdet. Registreringene fra før bygging (2011), under bygging (2012) og etter bygging (2013, 2015 og 2019) av Lista vindpark ble sammenlignet for å undersøke om hjortedyrene unngår anleggsveiene og hvordan evt. unnvikelse har utviklet seg i tiden etter vindkraftverket ble satt i drift. Bestandsutvikling i Farsund kommune av alle hjortedyrene ble sammenlignet med utvikling i antall registrerte ekskrementer for å undersøke om hjortedyrene unngår områdene vindkraftanlegget. For å undersøke det akvatiske miljøet er det utført prøvefiske med garn i 3 vann. I rennende vann er det utført bunndyrprøver og el-fiske. Også her ble registreringer fra før bygging (2011), under bygging (2012) sammenlignet med registreringer fra 2013 og 2019 for å påvise evt. påvirkning. Hypotesene som er undersøkt er:

1. Hjortedyr unngår områdene nærmest anleggsveiene i vindparken – antall ekskrementer og deres relative fordeling i forhold til veiene reduseres i årene under og etter utbygging sammenlignet med før.
2. Vindparken har påvirket det akvatiske miljøet i vannforekomstene i parken negativt slik at antall fisk og mangfold av bunndyr reduseres i årene under og etter utbygging sammenlignet med før.

2 Metoder

2.1 Studieområde

Lista vindpark ligger helt ute på den sørlige spissen av Norge i Farsund Kommune i Vest-Agder fylke (figur 1) ($58^{\circ}09'22''N$ $6^{\circ}39'29E$, *bom ved inngangen av østsiden av vindparken, hentet fra www.norgeskart.no). Vindparken er bygget sørvest på Lista-halvøya og vindturbinene ligger spredt i kupert landskap der den høyeste toppen Storfjellet ligger 346 moh. Det er totalt 31 vindturbiner fordelt over et område på 10 km^2 , og det er bygget 22 km med 5,5 m bred grusveg som gir adkomst til vindkraftverket. Det er satt opp bom ved inngangene til vindparken som er stengt for private kjøretøy, det er ingen restriksjon på ikke motorisert ferdsel.*



Figur 1: Kart som viser plasseringen av Lista vindpark. Bildet er laget og hentet fra (Reksten 2016).

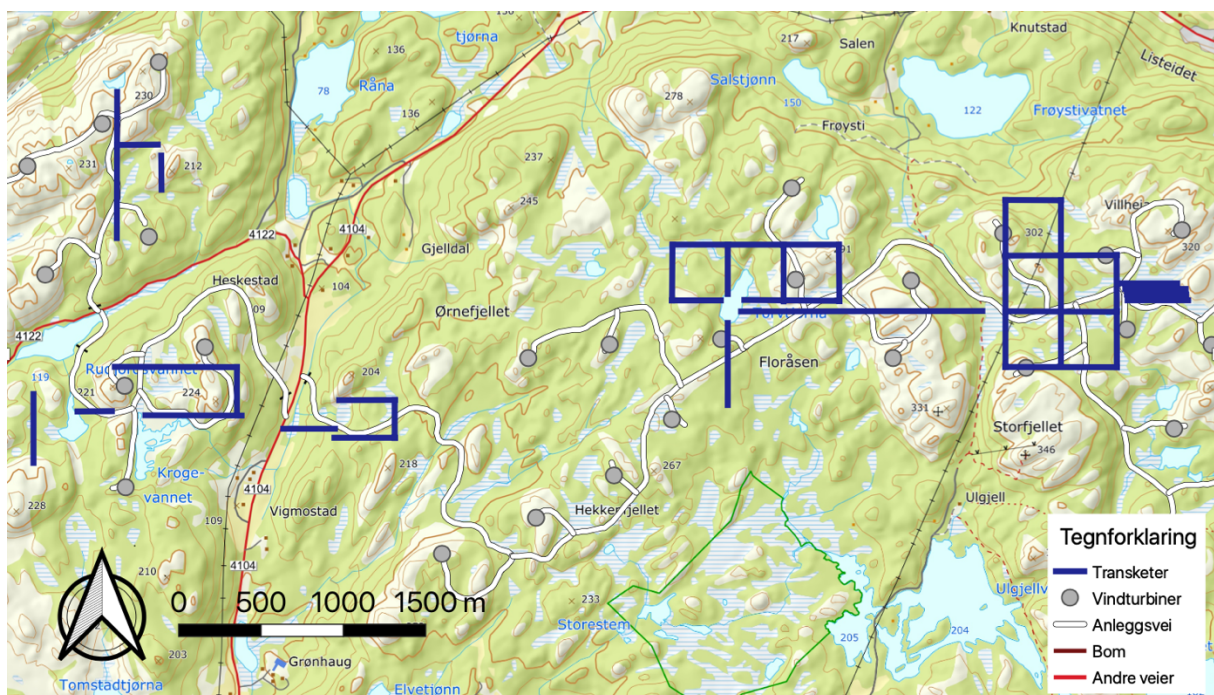
Topografien i vindparken er variert, fjelltoppene er forblåste og uten vegetasjon, mens andre deler karakteriseres av skog, myr og lynchheier. Fylkesvei 652 ligger i en dal som deler parken i to, nede i dalen drives det jordbruk. På sommeren beiter sau og storfe i hele området.

Berggrunnen består hovedsakelig av granitt og gneis som forvitrer seint og fører til surt jordsmonn og sure vannforekomster (USDA 1988). Vannforekomstene i området er dystrofe og preget av omkringliggende myr som gjør de næringsfattige og rike på humus (Flydal et al.

2010). Klimaet i området har suboceanisk karakter, med fuktige årstider og milde vintre. Årlig er gjennomsnittstemperaturen 7,4 grader med 1,147 mm nedbør (www.yr.no, fra nærmeste målestasjon på Lista fyr, ca. 7 km sør for inngangen til vindparken).

2.2 Hjortedyr

For å undersøke hvordan vindparken påvirker områdebruken av hjortedyr ble det registrert ekskrementer langs 34 transektlinjer som tilsammen utgjør ca. 15 km (figur 2). Transektene ble satt av Naturrestaurering AS, og er organisert i en nord-sør og øst-vest retning som utgjør et rutenett over det berørte området (Colman et al. 2012 b). De samme transektene er gått i alle undersøkelsesårene. For å følge transektene ble det benyttet en håndholdt GPS. Alle ekskrementer av elg, hjort og rådyr som ble oppdaget innen 1,5 meter på hver side (dvs. 3 meter bred stripe) ble registrert med art og posisjon. Metoden kalles Strip Transect Method (STM) (Tröger et al. 2012). Arbeidet i 2019 ble utført 25.- 28. mai. Ekskrementer som var tydelig nedbrutt ble ikke registrert da det ble antatt at de stammet fra tidligere år.



Figur 2: Kart over studieområder med transektene der ekskrementer av hjortedyr ble registrert.

2.3 Prøvefiske

For å undersøke om det akvatiske miljøet i vannforekomstene i nærområdet har blitt påvirket ble det utført prøvefiske i Rudjordsvannet, Heskestadtjønn og Krogevannet (figur 3).

Resultater fra før utbygging (2011), i anleggsfasen (2012), i første år med drift (2013) og etter

7 år med drift (2019) er sammenlignet for å identifisere endringer som kan forklares med påvirkninger fra vindkraftverket.

2.3.1 Garnfiske

I hvert av de tre av vannene ble det satt 2 garn med tilfeldig retning og med minst 100 m mellomrom mellom garnene for å tilfredsstille kravene til ordinært prøvofiske. Det ble benyttet Nordisk oversiktsgarn (lengde 30m, høyde 1,5m). Dette er et garn med flere forskjellige maskevidder (5, 6.3, 8, 10, 12.5, 15.5, 19.5, 24, 29, 35, 43 og 55 mm) som tilsammen dekker tilsammen 45 m².

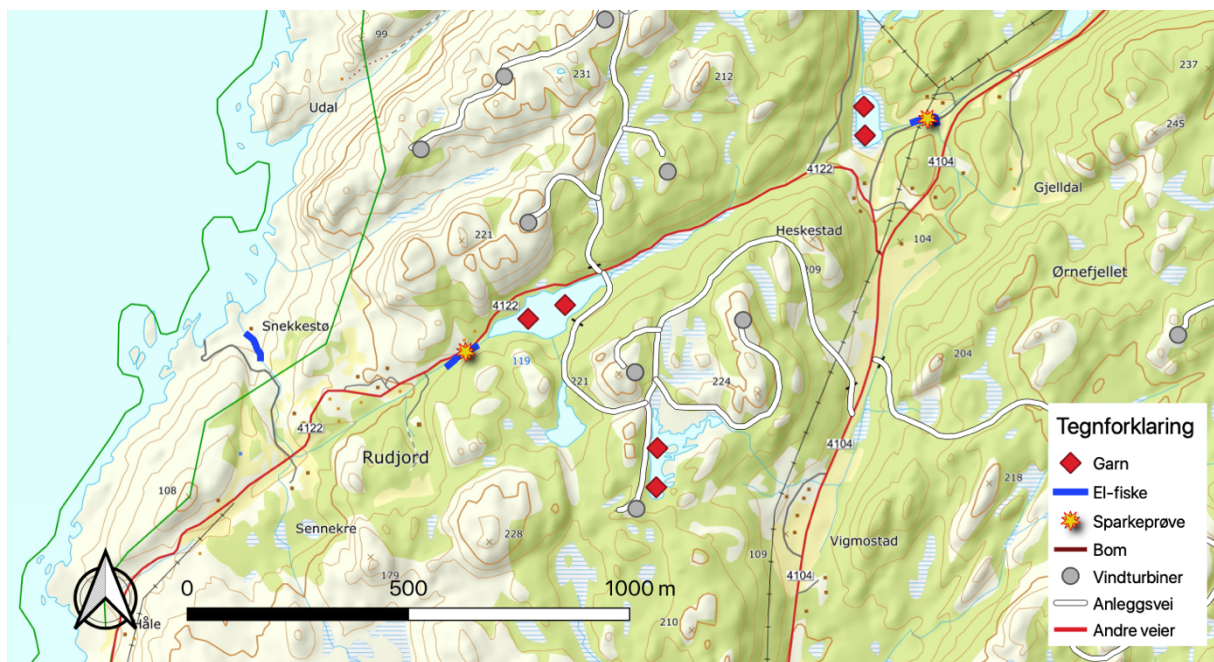
Garnene sto i et døgn, det ble dermed fisket i totalt seks garnnetter. Fiskeinnsatsen er lav for å unngå overfiske (Colman et al. 2012 b). Fisket ble utført 6. – 7. oktober. Fanget fisk (med unntak av fisk fanget i Krogevannet) ble fryst ned og tatt med på lab for videre undersøkelser. Fisker fanget i Krogevannet ble overlevert til grunneier. Derfor ble skjellprøver, måling og veiing utført i felt. All fanget fisk ble veid og målt til nærmeste millimeter, lengden ble målt fra snute til ytterste punkt på halefinne.

2.3.2 El-fiske

Det ble utført el-fiske både i øvre og i nedre del av utløpsbekken fra Rudjordsvannet (Rudjordsbekken), i tillegg til innløpsbekken til Heskestadstjønn (figur 3). Det ble fisket tre runder med 30 min pause mellom hver runde (*For nærmere beskrivelse av metode, se* (Forseth & Forsgren 2005). El-fiskeapparatet består av en anodestang som holdes av den som bærer apparatet og katodekabel som henger bak apparatet. Dette skaper et elektrisk felt, fisk innen det elektriske feltet vil aktivt svømme mot anoden. Når fisk kommer tilstrekkelig nær anoden vil spenningsgradienten over fisken bli så høy at fisken mister bevisstheten i noen sekunder (Borgstrøm & Hansen 2000). Dette gjør det mulig å fange fisken med hov uten å skade fisken. Art og lengde til nærmeste millimeter ble registrert før fanget fisk ble sluppet uskadet ut på samme sted som de ble fanget. Resultatene gjør det mulig å utføre en grov tetthetsberegning av tettheten av ørret i bekkene ved å dele antall fanget fisk på antall kvadratmeter i bekken det ble fisket. I nedre del av Rudjordsbekken ble det ikke utført kvantitativt fiske, men kvalitativt fiske for å undersøke om denne delen av bekken ble brukt av anadrom sjørret og Europeisk ål *Anguilla anguilla*.

2.3.3 Sparkeprøver

Det ble utført sparkeprøver i innløpsbekken til Heksestadstjønn og i øvre del av Rudjordsbekken (figur 3). Sparkeprøvene ble utført med vadere, der en person sparker og skraper i et lite område i bunnen i bekken mens en annen holder en finmasket hov (sparkehåv med maskevidder 250 μm og 500 μm) like nedenfor. Det ble sparket i 20 sekunder, 3 steder i begge bekkene. Når man skraper og sparker i bunnen av bekken virvles bunndyr opp i strømmen som fører bunndyrene ned i hoven. Innholdet i hoven ble overført til glass med etanol, før de ble tatt med på lab for artsidentifikasjon. *Limnofauna Norvegica* (1996) ble benyttet som oppslagsverk for artsidentifikasjon av bunndyrene som ble funnet.



Figur 3: Lokasjoner for nordisk oversiktsgarn, el-fiske og sparkeprøver.

2.3.4 Aldersbestemmelse og tilbakeberegning av vekst

Fisken i Heksestadstjønn og Rudjordsvannet ble aldersbestemt ved hjelp av otolitter. Otolittene er strukturer som ligger i ørekanalene til fisk og fungerer som balanseorgan (Popper et al. 2005). Otolittene vokser hele livet til fisken, under perioder med god vekst (sommerperioden) vil det oppstå lyse felter (*opake*), mens i perioder med liten vekst (vinterperioden) oppstår mørke felter (*hyaline*) (Borgstrøm & Hansen 2000). For å få tak i otolittene ble det gjort snitt fra kraniet ned til øvre del av øyene på fisken. Dette eksponerer hjernen, og otolittene kan skaffes ved en pinsett på høyre og venstre side av hjernen. Otolitten ble delt i to ved hjelp av en skalpell. For å tydeliggjøre årssonene i otolitten blir de varmebehandlet over en flamme til de blir «nøttebrune». Vintersoner inneholder mer karbon enn sommersoner, dette fører til at

vinteresonen blir mørke ved varmebehandling. Ved hjelp av stereolupe er det mulig å telle antall vintersoner (mørke felter), og dermed bestemme alder på fisken.

Alder ble også beregnet med skjell. Skjell ble samlet inn ved å skrape med en kniv på den delen av fisken der de første skjellene blir anlagt (litt bak ryggfinnen og rett over sidelinjen). Skjellprøvene ble så lagt i konvolutt og tatt med til lab. På lab ble skjellene vasket med såpevann for å fjerne slim – og hudrester. Skjellene ble så lagt på celluloid stimmel med den glatte siden opp og presset med skjellpresse. Med denne metoden setter skjellet et avtrykk celluloidstrimmelen slik at skjellet kan analyseres med mikrofilmleser. På siden som ligger inn mot kroppen avsettes forhøyninger kalt skleritter på skjellene når fisken vokser. I perioder med god vekst (sommerperioden) er avstanden mellom sklerittene større enn i perioder med dårlig vekst (vinterperioden)(Borgstrøm & Hansen 2000). Dette gjør det mulig å telle hvor mange vintre fisken har levd ved å telle antall soner med kort avstand mellom sklerittene (vintersoner). Aldersbestemmelse ved hjelp av skjell viste seg å være utfordrende for mange av fiskene som ble fanget. Forholdene i vannene på Lista området gjør det mulig for fisk og opprettholde god vekst om vinteren, noe som gjør det vanskeligere å skille mellom sommer og vinterperioder.

Det ble tilbakeregnet vekst ved bruk av skjell for fisk som ble fanget i garn. Beregningen ble gjort ved å bruke metoden beskrevet av (Dahl 1910). Med forutsetning om proporsjonal vekst av skjell og fiskelengde, kan den relative avstanden mellom sentrum av skjell og vintersonene brukes for å estimere lengden ved hvert alderstrinn med følgende formel:

$$L_n = (S_n/S) * L$$

Der L_n er lengde av fisk ved alder n år

L er lengde av fisken når prøven ble tatt

S_n er lengde av skjell ved år n

S er totallengde av skjell.

2.4 Dataanalyse

2.4.1 Hjortedyr

Data for de bestandsutvikling ble hentet fra www.hjorteviltregisteret.no for Farsund kommune. For elg og hjort ble sett dyr pr. jegerdag brukt som mål på bestandsstørrelse. Siden sett rådyr pr. jegerdag ikke er rapportert, ble antall felte rådyr brukt som grunnlag for å anslå bestanden. Sett dyr pr. jegerdag og felte dyr for 2019 var ikke tilgjengelig, og 2018 data brukt for å anslå bestandene i 2019. Bestandsstørrelse i kommunen og antall ekskrementer funnet i vindparken er sammenlignet. Dette gir grunnlag for å si noe om evt. endringer i registrerte ekskrementer henger sammen med bestandsutvikling i kommunen generelt.

Registreringene fra transketene ble organisert i Excel, der posisjoner fra transektene for hver 10. meter ble lagt inn med tilhørende antall registrerte ekskrementer fordelt etter art. Vegetasjonsdata fra undersøkelsene gjort av NaturRestaurering AS ble også lagt inn for alle posisjoner, med tre kategorier; åpen (vann, stein, gressletter og myr), stengt (løv – og barskog) og forstyrret vegetasjon (veier og turbiner). Data fra fem år med registreringer; 2011, 2012 (NaturRestaurering AS), 2013 (Leon 2014), 2015 (Reksten 2016) og 2019 ble analysert. «Near analysis tool» i ArcMap (versjon 10.4.1) ble brukt for å finne avstanden fra registrerte ekskrementer til nærmeste anleggsvei.

For å finne modeller som predikerer sannsynligheten til å finne ekskrementer basert på datasettet, ble det beregnet AIC - verdi (Akaike information criterion) (Akaike 1998). AIC – verdier brukes for å sammenligne modeller, der modellen med lavest AIC – verdi viser hvilken modell som best med predikerer fremtidige resultater med tilgjengelig data, uten at modellen overforklarer resultatene. Modellen med lavest AIC – verdi ble valgt for elg, rådyr og hjort.

AIC – verdi ble beregnet i Lme4 pakken i Rstudio, og valgt modell ble benyttet til å lage generaliserte lineære blandede modeller (Laplace approximation) (tabell 2 og 3). Det ble undersøkt om følgende forklarings variabler har betydning for fordelingen av ekskrementer:

1. Type vegetasjon; der det skilles mellom åpen (vann, stein, gressletter, myr), stengt (løv – og barskog) og forstyrret (veier og turbiner) vegetasjon. Lukket vegetasjon ble brukt som skjæringspunkt.

2. Forskjell mellom årene (år); Om antallet registrerte ekskrementer i et år skiller seg fra referanseåret 2011 (skjæringspunkt).
3. Avstand til vei (år x vei); Undersøker om det er betydelig forskjell i fordelingen av ekskrementer i forhold til avstand i vei fra referanseåret 2011 (skjæringspunkt).

Avstand til vei ble brukt som kontinuerlig forklaringsvariabel, vegetasjonstype som kategorisk forklaringsvariabel med tre nivåer (åpen, stengt eller forstyrret (*vegetasjonsdata fra 2011, registret av NaturRestaurering AS*)), år (kategorisk forklaringsmodell med fem nivåer 2011,2012,2013,2015 og 2019) og antall registret ekskrementer som responsvariabel med binomial fordeling (enten tilstede (=1) eller ikke tilstede (=0)). StepID (Navn gitt til posisjoner i Excel) ble brukt for å redegjøre for tilfeldig romlig variasjon (tilfeldig variabel). Figurer basert på modellen ble laget for å visualisere endringer i sannsynlighet for å finne ekskrementer i forhold til avstand til veien i de forskjellige årene, der evt. variasjon fra vegetasjon ble utelatt. Alle analyser ble gjort i R versjon 3.6.1 (R Core Team. 2019).

2.4.2 Prøvefiske

Søylediagram, kakediagram og linjediagram av resultatene for prøvefiske ble laget i Microsoft Excel (versjon 16.31).

3 Resultater

3.1 Påvirkning av hjortedyr

AIC- utvalgsriteriet ble brukt for å identifisere den modellen som best forklarer fordelingen av hjortedyrekskrementer i forhold til anleggsveiene. Modellen med laveste AIC – verdi ble valgt for hver av artene og fremhevet med fet skrift (tabell 1). For Elg og hjort inneholdt den beste modellen vegetasjon og avstand til vei. For Rådyr var avstand til vei ikke med som variabel til modellen med lavest AIC - verdi, dvs. at avstand til vei ikke har hatt stor innvirkning på fordeling av registrerte ekskrementer for rådyr. Resultatet tyder på at anleggsveien har hatt påvirket områdebruken for hjort og elg, men ikke for rådyr.

Tabell 1: Valg av modell basert på AIC - utvalgskriterie. AIC tester brukes for å sammenligne modeller for å finne modellene som best predikerer fremtidige verdier, modellen med lavest AIC-verdi (fet skrift) ble valgt. Vegetation er fordeling av ekskrementer basert på om de er registrert i åpen, lukket eller forstyrret område. Yr (year) er antall ekskrementer som ble funnet i de forskjellige årene og Road er avstand til vei. Hver posisjon i datagrunnlaget er registret med StepID, og er med som tilfeldig variabel.

Alternative modeller	AIC - verdi		
	Hjort	Rådyr	Elg
Count~(1 Transect)	3153	1805	1713
Count~(1 StepID)	3152	1831	1783
Count~Road.s+(1 StepID)	3108	1830	1777
Count~Road.s+(Road.s ²)+(1 StepID)	3055	1816	1778
Count~Yr+(1 StepID)	3072	1773	1693
Count~Vegetation+(1 StepID)	3097	1823	1775
Count~Vegetation+Yr+(1 StepID)	3013	1765	1685
Count~Vegetation+Road.s+(Road.s ²)+(1 StepID)	3037	1812	1773
Count~Yr+Road.s+(Road.s ²)+(1 StepID)	2970	1759	1688
Count~Vegetation+Yr+Road.s+(Road.s ²)+(1 StepID)	2950	1755	1683
Count~Vegetation+Yr*Road.s+(Road.s ²)+(1 StepID)	2900	1759	1675

² representerer kvadratisk begrep.

3.1.1 Hjort

Hjort viste signifikant unngåelse av områdene nærmest anleggsveiene i konstruksjonsfasen (2012) ($P < 0,001$) og i første år i drift (2013) ($P < 0,01$) men ikke i 2015 ($P = 0,891$) og 2019 ($P = 0,989$) (tabell 2). Resultatene tyder på en gradvis tilvenning av forstyrrelser fra veien. Det ble funnet signifikant færre ekskrementer i 2012, 2013 og 2015 enn i referanseåret.

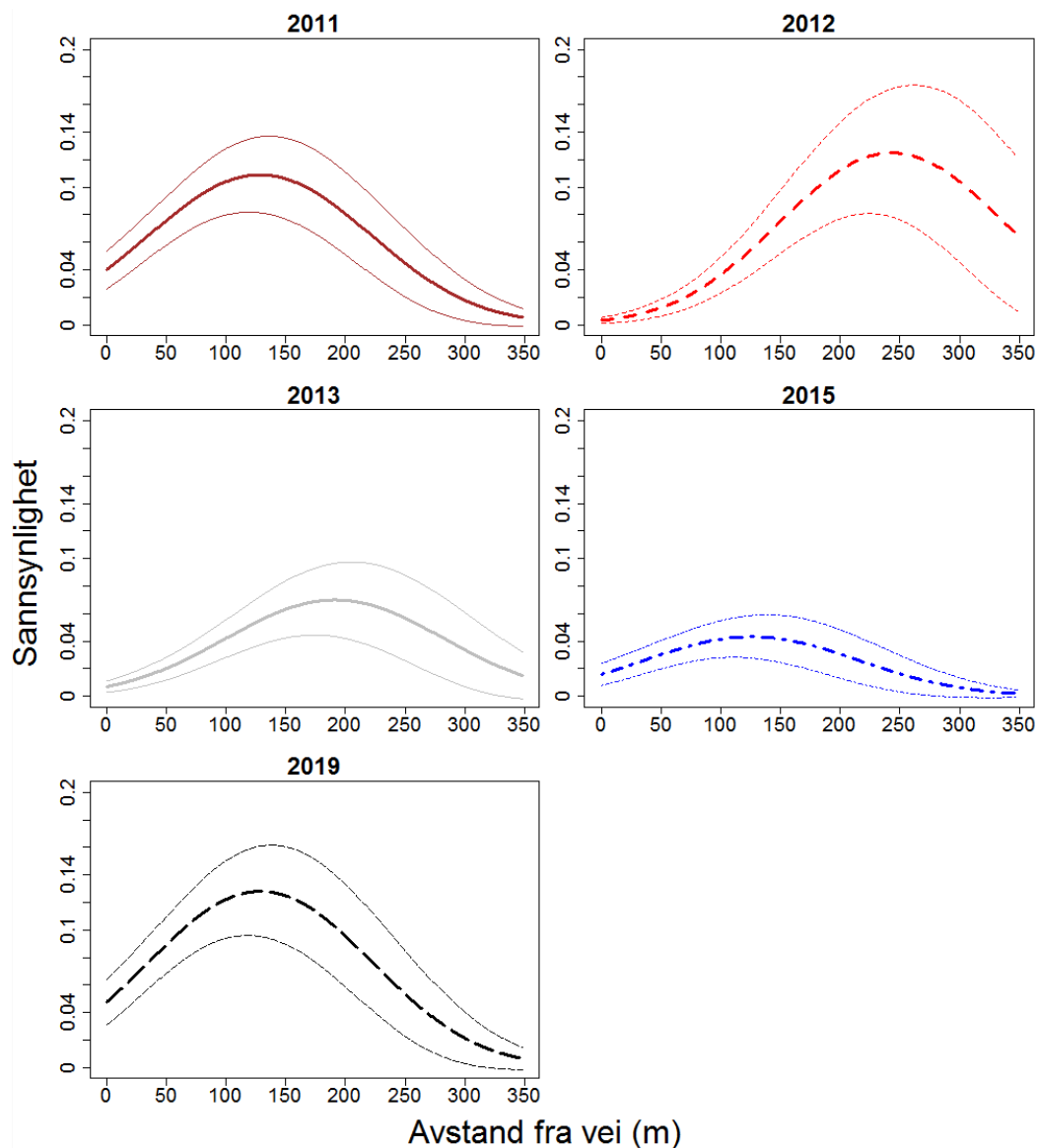
Vegetasjon (åpen, lukket eller forstyrret) hadde også signifikant påvirkning på fordelingen av ekskrementer (tabell 2).

Tabell 2: Antall registrerte ekskrementer fra hjort (responsvariabel) i forhold til avstand fra anleggsvei (2011, skjæringspunkt), under (2012) og etter (2013, 2015 og 2019) konstruksjon av vindkraftverket og til vegetasjonstyper (lukket, åpen, forstyrret) analysert ved bruk av generalisert lineær blandet modelltilpasning etter maksimal sannsynlighet (Laplace-tilnærming) familie = binomial (logit). Forstyrret og åpen vegetasjon viser signifikant forskjell i antall registrerte ekskrementer fra lukket vegetasjon (skjæringspunkt). År (2012, 2013, 2015 og 2019) viser signifikant endring i antall registrert agrementer sammenlignet med referanseåret (2011). År x vei viser signifikant forskjell fra referanseåret (2011) i fordeling av ekskrementer i forhold til avstand til anleggsvei.

Enhetsfaste effekter	Estimat	Standardfeil	Z-verdi	P-verdi
Skjæringspunkt	-1.825	0.130	-13.993	<0,001
Forstyrret vegetasjon	1.437	0.318	-3.589	<0,001
Åpen vegetasjon	-0.456	0.111	-4.106	<0,001
År 2012	-1.487	0.228	-6.519	<0,001
År 2013	-1.172	0.196	-5.976	<0,001
År 2015	-0.979	0.175	-5.603	<0,001
År 2019	0.181	0.137	1.327	0,184
Avstand fra vei	0.522	0.123	4.239	<0,001
Avstand fra vei (vei^2)	-0,378	0.056	-6.742	<0,001
År 2012 x Vei	1.137	0.188	6.060	<0,001
År 2013 x Vei	0.622	0.185	3.369	<0,001
År 2015 x Vei	-0,028	0.200	-0.137	0,891
År 2019 x Vei	0.002	0.158	0.014	0,989

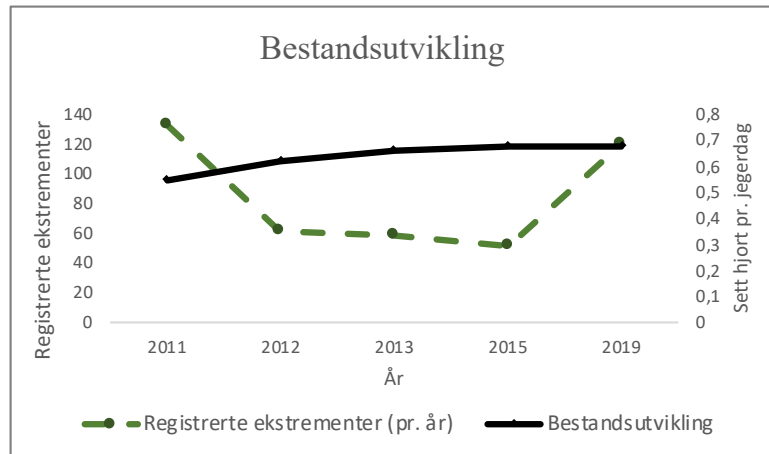
² representerer kvadratisk begrep.

I figur 4 er modellen visualisert der variasjon fra vegetasjon er utelatt for å tydeliggjøre unngåelse fra anleggsveiene. Figuren viser en klar forskyvning bort fra veien under konstruksjonsfasen (2012). Effekten avtar gradvis i 2013, og i 2015 og 2019 er områdebruken ikke betydelig annerledes enn i referanseåret (2011). Figuren illustrer en tydelig nedgang av bruken nærmest anleggsveien i konstruksjonsåret, etterfulgt av gradvis tilvenning etter produksjonsstart.



Figur 4: Visualisering av unngåelse av anleggsvei for hjort før (2011), under (2012) og etter (2013, 2015 og 2019) konstruksjon. Figuren viser predikert antall ekskrementer (gjennomsnitt sannsynlighet for å finne ekskrementer per 10. meter \pm 95% konfidensintervall) i forhold til avstand til vei for de forskjellige årene. Prediksjon er basert på modellen fra tabell 2 med vegetasjon utelatt som variabel.

Hjortebestandene i Farsund kommune har vært stabile siden utbygningen av Lista vindpark (figur 5). Dette indikerer at nedgangen i totalt antall registrerte ekskrementer mellom undersøkelsesårene er et resultat av påvirkning i vindparken og ikke generelle trender i bestandsutviklingen. I 2012, 2013 og 2015 ble det registrert betydelig færre ekskrementer fra hjort enn i referanseåret 2011 (gjennomsnittlig 63% nedgang) (figur 5). I 2019 er antall registrerte ekskrementer tilbake på nesten samme nivå som i 2011 (130 vs. 125), noe som kan tyde på at hjort på lang sikt igjen benytter området på samme måte som før utbygningen.



Figur 5: Bestandsutvikling i Farsund kommune (sett hjort pr. jegerdag) og antall registrert hjorteeskrementer i Lista vindpark. Bestandsdata fra 2010 ble benyttet for 2011 da 2011 data ikke var tilgjengelig. Bestandsutvikling er hentet fra hjorteviltregisteret.no.

3.1.2 Rådyr

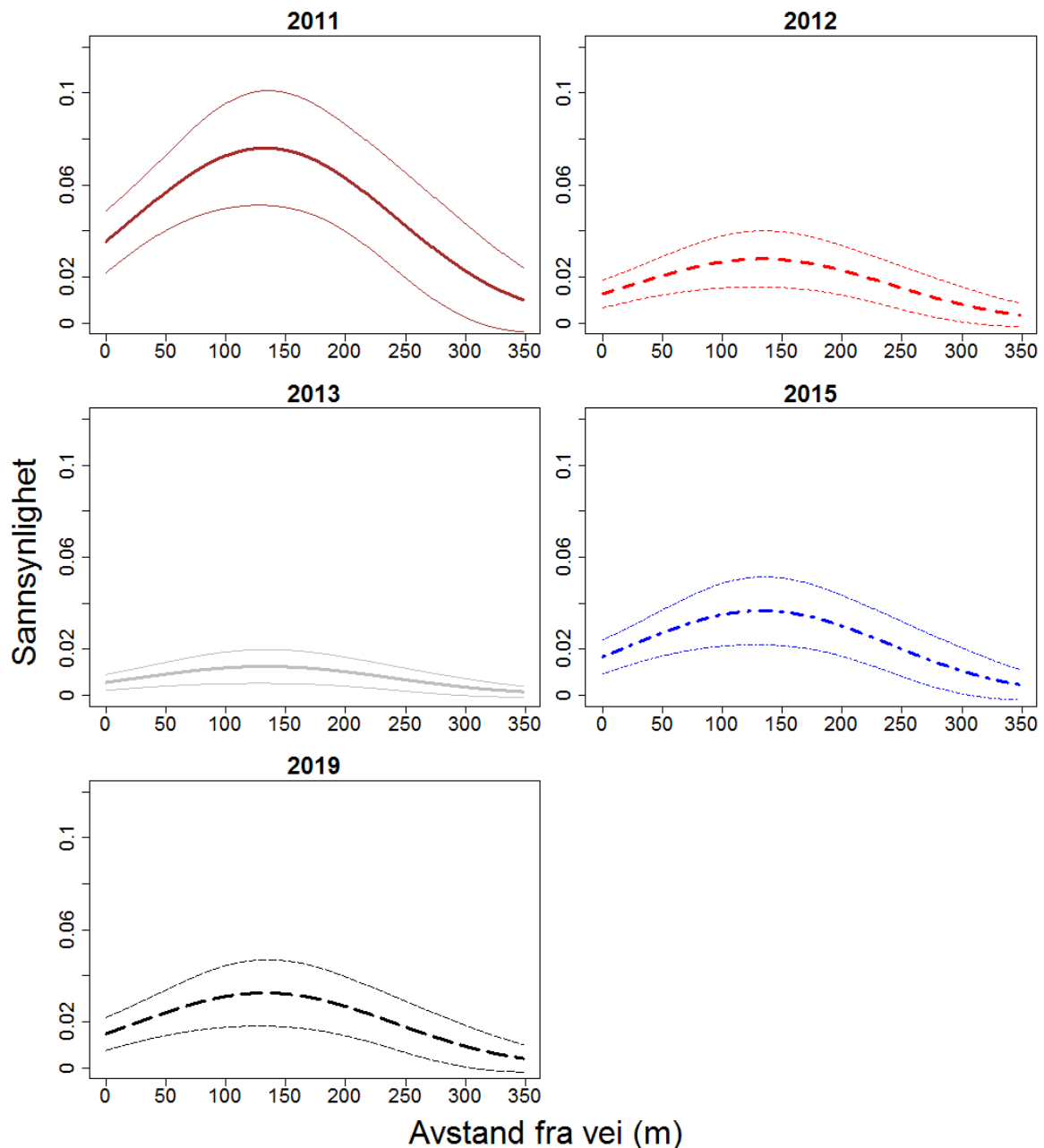
Det er funnet signifikant mindre rådyrekskrementer i undersøkelsesområdet i 2012, 2013, 2015 og 2019 sammenlignet med referanseåret 2011 (tabell 3). Avstand til vei var ikke utslagsgivende for fordeling av rådyrekskrementer (tabell 1). Resultatene tyder på at reduksjonen i rådyrtettheten i vindkraftområdet ikke er knyttet til direkte påvirkning fra anleggsveiene.

Tabell 3: Antall registrerte ekskrementer fra rådyr (responsvariabel) i forhold til avstand fra anleggsvei (2011, skjæringspunkt), under (2012) og etter (2013, 2015 og 2019) konstruksjon av vindkraftverket og til vegetasjonstyper (lukket, åpen, forstyrret) analysert ved bruk av generalisert lineær blandet modelltilpassning etter maksimal sannsynlighet (Laplace-tilnærming) familie = binomial (logit). Forstyrret og åpen vegetasjon viser signifikant forskjell i antall registrerte ekskrementer fra lukket vegetasjon (skjæringspunkt). År (2012, 2013, 2015 og 2019) signifikant endring i antall registrert ekskrementer sammenlignet med referanseåret (2011). År x vei viser signifikant forskjell fra referanseåret (2011) i fordeling av ekskrementer i forhold til avstand til nærmeste anleggsvei.

Enhetsfaste effekter	Estimat	Standardfeil	Z-verdi	P-verdi
Skjæringspunkt	-2.920	0.200	-14.633	<0,001
Forstyrret vegetasjon	-0.543	0.400	-1.539	0,17
Åpen vegetasjon	0.274	0.172	1.593	0,11
År 2012	-1.057	0.212	-4.975	<0,001
År 2013	-1.867	0.289	-6.454	<0,001
År 2015	-0.868	0.193	-3.974	<0,001
År 2019	-0.893	0.219	-4.096	<0,001
Avstand fra vei	0.396	0.117	3.379	<0,001
Avstand fra vei (vei ²)	-0.265	0.078	-3.373	<0,001

² representerer kvadratisk begrep.

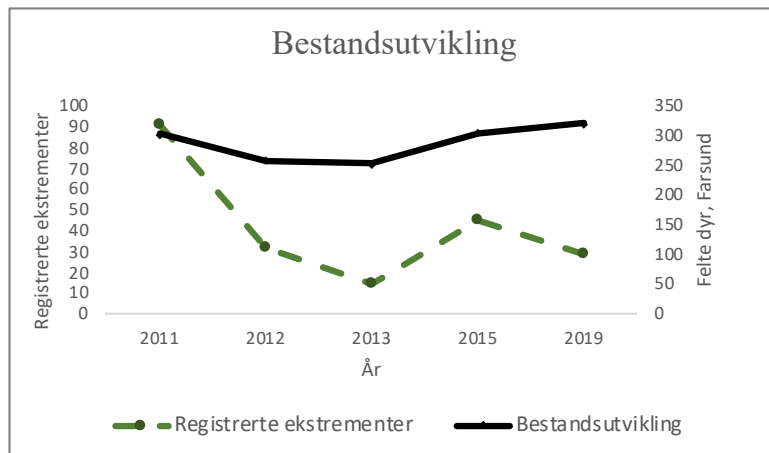
I figur 6 er områdebruken i forhold til avstand til vei visualisert. Figuren viser ingen tydelig forskyvning i områdebruken bort fra anleggsveiene i noen av årene.



Figur 6: Visualisering av unngåelse av anleggsvei for rådyr før (2011), under (2012) og etter (2013, 2015 og 2019) konstruksjon. Figuren viser predikert antall ekskrementer (gjennomsnitt sannsynlighet for å finne ekskrementer per 10. meter \pm 95% konfidensintervall) i forhold til avstand til vei for de forskjellige årene. Prediksjon er basert på modellen fra tabell 2 med vegetasjon utelatt som variabel.

Rådyrbestandene i Farsund kommune har vært forholdsvis stabile, mens antall ekskrementer i undersøkelsesområdet har vært betydelig lavere i alle årene etter konstruksjonsstart

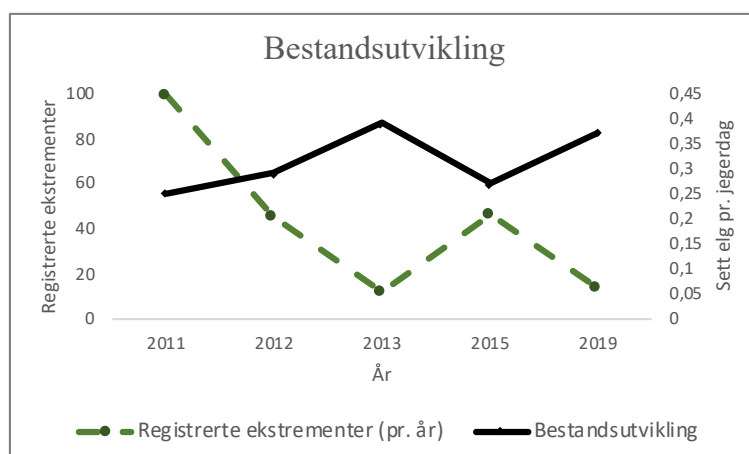
(gjennomsnittlig 68% nedgang) (figur 7). Det ble registrert færrest ekskrementer under første år med drift (2013).



Figur 7: Bestandsutvikling i Farsund kommune (antall felte rådyr pr. år) og antall registrert rådyrekskrementer i Lista vindpark. Felte dyr ble brukt som mål på bestandsutvikling, bestandsdata hentet fra hjorteviltregisteret.no.

3.1.3 Elg

Bestanden i området generelt (Farsund kommune) har varierte noe fra år til år, men er generelt stabilt lav. Antall registrerte ekskrementer er betydelig lavere i alle år etter konstruksjonsstart i 2012 (gjennomsnittlig 70% nedgang) (figur 8). For elg var det registrert for lite data til å utføre statistiske analyser.

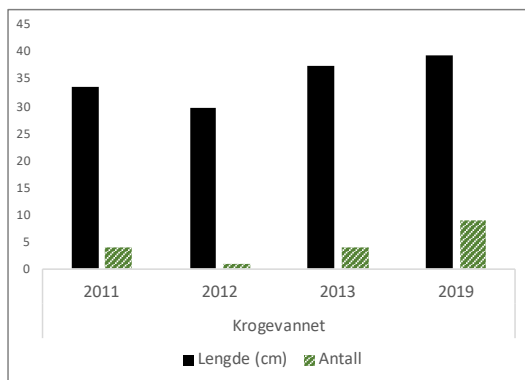


Figur 8: Bestandsutvikling i Farsund kommune (sett elg pr. jegerdag) og antall registrert elgekskrementer i Lista vindpark. Bestandsdata hentet fra hjorteviltregisteret.no.

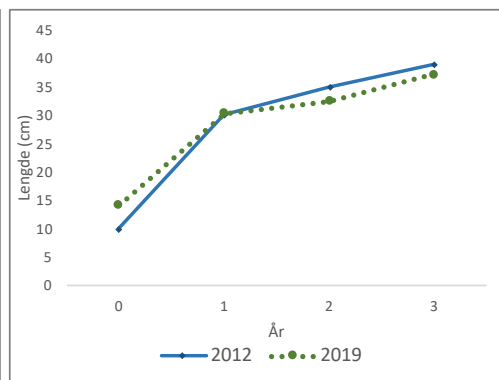
3.2 Påvirkning av akvatiske miljø

3.2.1 Krogevannet

I Krogevannet ble det fanget flere fisk i 2019 ($n=9$) enn andre år, uten at det kan sies å være en betydelig endring (figur 9). Det gytes trolig ikke i Krogevannet og fisken som er i vannet er utsatt. Seneste utsetning var ca. 50 individer i 2016 og ca. 100 individer i 2012 (Arnold Vigmostad, personlig kommunikasjon, 5.12.2019). Gjennomsnittslengden er noe høyere i 2019 enn i tidligere år, men for både størrelse og antall fisk vil tid siden ny fisk ble satt ut ha størst betydning. Ved hjelp av skjell og otolitter ble den gjennomsnittlige veksten beregnet, både fangsten i 2019 og 2012 hadde enormt vekst første år etter utsetning, etterfulgt av mer vanlig vekst etterfølgende år (figur 10). Året med betydelig vekst samsvarer med første året etter de ble satt ut i Krogevannet (2012 for fangsten fra 2012, og 2016 for fangst fra 2019). Veksten i figur 10 er vist som gjennomsnittlig vekst i årene etter fisken ble satt ut i Krogevannet.



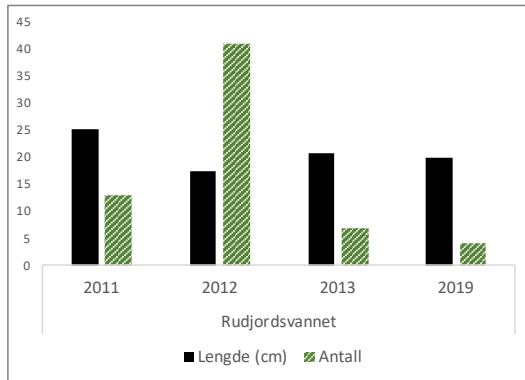
Figur 9: Resultat av prøvefiske med nordisk oversiktsgarn i Krogevannet.



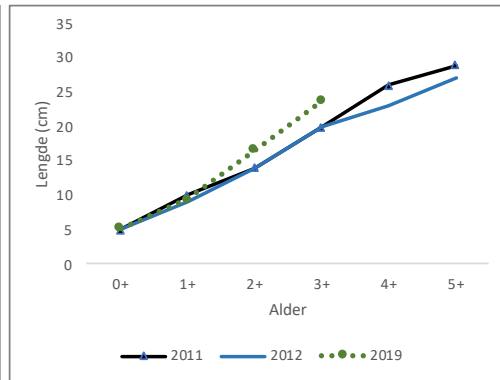
Figur 10: Resultat av tilbakeberegning av vekst ved hjelp av skjell i Krogevannet. Veksten er etter fisken ble satt ut i Krogevannet, og år representer antall år i Krogevannet.

3.2.2 Rudjordsvannet

I Rudjordsvannet ble var fangsten klart størst i 2012 ($n=41$), etterfulgt av nedgang i fangsten i 2013 ($n=7$) (figur 11). I 2019 ble det kun fanget 4 fisk, men det ble observert betydelig antall med vak under utsetning av garn i 2019. Det var ingen betydelig endring i gjennomsnittslengde mellom årene. Tilbakeberegning av vekst viste ingen endring mellom 2011 og 2012, mens det ser ut til å være en svak økning i vekst i 2019 uten at dette kan veksteleggs nevneverdig (figur 12).



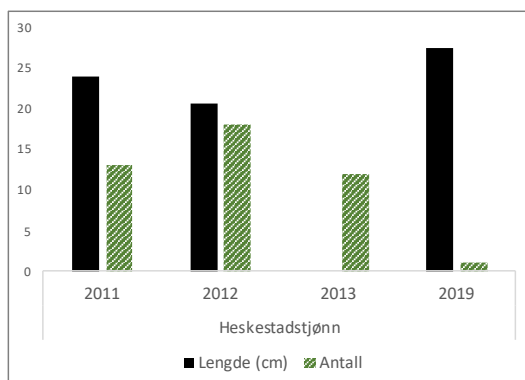
Figur 11: Resultat av prøvefiske med nordisk oversiktsgarn i Rudjordsvannet.



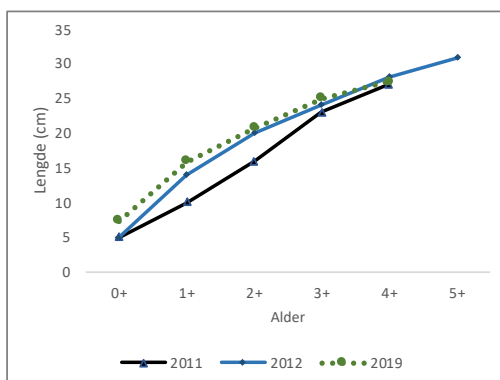
Figur 12: Resultat av tilbakeberegning av vekst ved hjelp av skjell i Rudjordsvannet.

3.2.3 Heskestadstjønn

I Heskestadstjønn var det betydelig dårligere fangst i 2019 (n=1) enn i andre år (figur 13). Selv om fangsten var lav i 2019, ble det observert flere vak ved utsetning av garn, så det virker som om fiskebestanden i vannet fortsatt er høy. Gjennomsnittsstørrelsen i vannet var forholdsvis lik i alle år, og tilbakeberegning av vekst viste også stabil vekst rundt 5cm i året i alle undersøkelsesårene (figur 14).



Figur 13: Resultat av prøvefiske med nordisk oversiktsgarn i Heskestadstjønn.

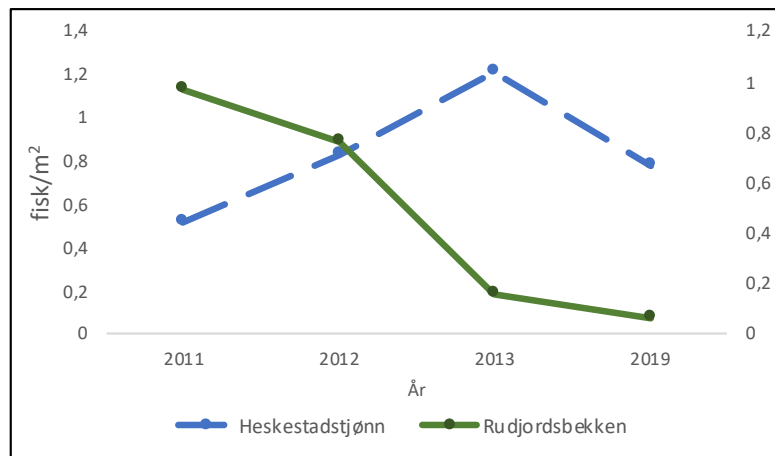


Figur 14: Resultat av tilbakeberegning av vekst ved hjelp av skjell i Heskestadstjønn.

3.2.2 El-fiske

Det ble utført el-fiske i rennende vann i øvre og nedre del av Rudjordsbekken og innløpsbekken i Heskestadstjønn. Undersøkelser i 2011 og 2012 har vist at øvre del av Rudjordsbekken i Rudjordsvann brukes som gyteområde, men det er ikke påvist fisk i innløpsbekken.

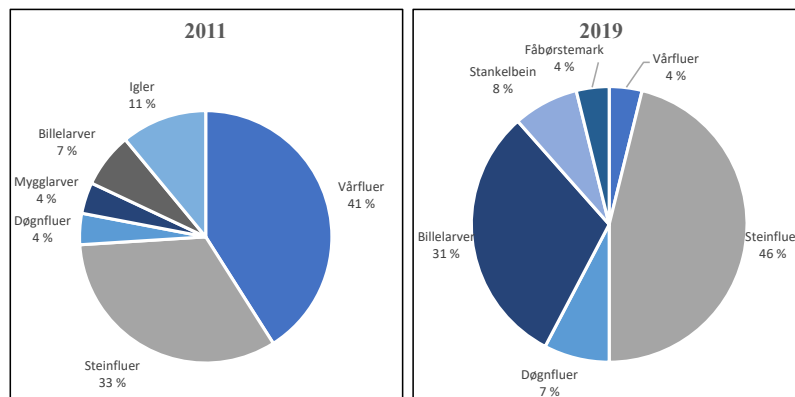
I øvre del av Rudjordsbekken var det en tydelig negativ utvikling i tettheten av fisk per kvadratmeter 2011 (0,97), 2012 (0,76) 2013 (0,16) og 2019 (0,06) enn i 2011 (0,97) (figur 15). I nedre del av Rudjordsbekken ble det som i tidligere år påvist både anadrom sjøørret og europeisk ål. Tettheten i innløpsbekken til Heskestadtjønn viser ingen betydelige tegn til påvirkning (figur 11).



Figur 15: Grovt beregnet tetthet av fisk (fisk/m²) i øvre del av Rudjordsbekken og innløpsbekken i Heskestadtjønn. Beregnet etter fangst fra el-fiske.

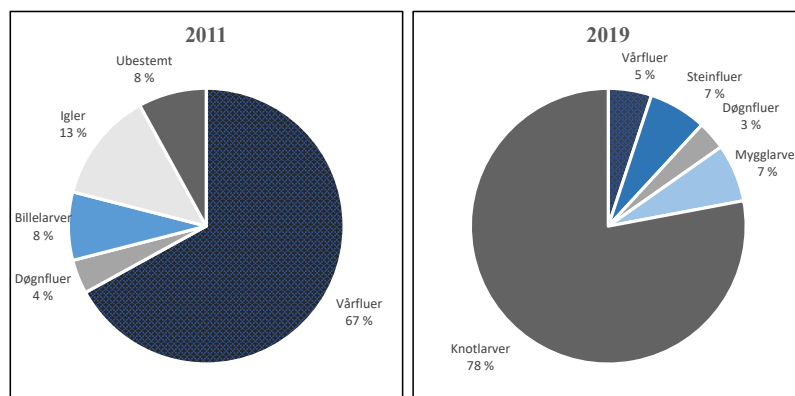
3.1.3 Bunndyrsammensetning

Det ble påvist steinfluer, vårfluer, mygglarver i sparkeprøve fra 2011, 2012, 2013 og 2019 i innløpsbekken til Heskestadtjønn. Den største endringen fra 2011 til 2019 var nedgang i andel vårfluer og en økning i andel billelarver (figur 16 og 17), men endringen i bunndyrsammensetningen kan ikke sies å være betydelig forandret.



Figur 16 og 17: Sammensetning av bunndyr som ble funnet i sparkeprøvene fra innløpsbekken i Heskestadtjønn i 2011 (referanseår) og 2019.

Sparkeprøvene fra Rudjordsbekken var dominert av vårfluer i 2011, 2012 og 2013. Vårfluer ble også funnet i 2019, men resultatet ble preget av at det ble funnet store mengder (78%) knottlarver (figur 19). Knottlarver kan opptre flekkvis, og resultatene kan ikke tolkes som endring i vannkvaliteten.



Figur 18 og 19: Sammensetningen av bunndyr som ble funnet i sparkeprøvene fra Rudjordsbekken i 2011 (referanseår) og 2019.

4 Diskusjon

4.1 Hjortedyr

Det ble funnet betydelig færre ekskrementer av rådyr og elg i alle årene etter byggestart, og for i hjort i alle årene bortsett fra i 2019. Resultatene tyder på at hjortedyrene unngår vindkraftanlegget. Resultatene samsvarer med undersøkelser for reinsdyr og rådyr som fant unngåelse av områder tilknyttet vindkraftverk (Skarin & Alam 2017; Skarin et al. 2018; Łopucki et al. 2017).

Resultatene for hjort og rådyr tyder på at de ikke unngår anleggsveiene i driftsfasen. Hjort viste unngåelse av områdene nærmest veien under konstruksjon og under første år med drift, mens rådyr ikke viste tegn til å unngå anleggsveien i noen av årene. Flere undersøkelser har funnet at hjortedyr har vist begrenset unngåelse av infrastruktur som vei og kraftlinjer (Walter et al. 2006) (Bartzke et al. 2015; Meisingset et al. 2013). Resultatene tyder på at hjortedyr habitueres til forstyrrelser knyttet til anleggsveiene. Habituering i denne sammenhengen vil si en relativ avtagende respons som resultat av gjentatt stimulering som hverken gir belønning eller straff (Bejder et al. 2009). Habituering er en naturlig tilpasning som kan være viktig for overlevelse. Individuer som ikke justerer responsen til forstyrrelse som ikke representerer en reell fare vil bruke både unødvendig tid og energi på å flykte, i tillegg til å miste tilgang til potensielt gode habitater. Næringen til rådyr består hovedsakelig av planter og busker i feltsjiktet (Hjeljord 2008), og undersøkelser har funnet at rådyr og hjort kan dra nytte av kantvegetasjonen som oppstår i sonen mellom forstyrrete – og urørte områder (Helldin et al. 2012; Saïd & Servanty 2005). Dermed kan en av forklaringene til den marginale unngåelsen av områdene nær anleggsveien være at de benyttes for næringssøk av hjort og rådyr.

Siden den det ble funnet marginal unngåelse av anleggsveiene, kan det tyde på at unngåelsen som ble funnet av vindparken skyldes andre former for forstyrrelse enn de som er tilknyttet anleggsveiene. Skarin et.al. (2017) fant at at reinsdyr ofte unngår områder der vindturbinene er synlige og øker bruken av områder der vindturbinene ikke er synlige. Łopucki et.al. (2017) viste at rådyr brukte områder i en vindpark under halvparten så mye som kontrollområder utenfor parken. Både undersøkelsen til Skarin et.al. (2017) og Łopucki et.al. (2017) foreslo at støy og visuelle forstyrrelser fra rotorbladene som en mulig årsak til at dyrene unngår disse områdene. Hørsel er en av de viktigste sansene rådyr bruker for å oppdage farer (Molinari-

Jobin et al. 2004), dermed vil støy fra vindturbiner være negativt da det reduser evnen til å oppdage rovdyr. Det er også vist at støy fra turbiner reduserer evnen til dyr til å kommunisere seg imellom (Rabin et al. 2006). Visuell forstyrrelse fra rotorbladene og skyggekast kan også ha en negativ virkning på områdebruken. Øynene til hjortedyr er spesialisert for å oppdage predatorer (D'Angelo et al. 2008), og det er mulig at hjortedyrene trekker seg ut av vindkraftverket dersom bevegelsene til vindturbinene oppfattes som fare. Støy og visuell forstyrrelse vil være en av mange faktorer som styrer valg av leveområde for hjortedyr og kan være årsaken til at alle artene som ble undersøkt i denne oppgaven tilsynelatende unngikk utbyggingområdet. Men, andre undersøkelser har også indikert at hjortedyr etterhvert habituerer seg til forutsigbare stimuli (Helldin et al. 2012). Det er mulig at økningen som ble registrert i hjortebestandene i 2019 er et resultat av dette.

De nye anleggsveiene har gjort området lettere tilgjengelig for jegere, spesielt i områdene langt inne i parken som tidligere var svært ufremkommelig. Jakt i området har økt siden vindparken ble bygd (Arnold Vigmostad, personlig kommunikasjon, 30.10.2019). Flere undersøkelser har vist at jaktede bestander viser større unngåelse av mennesker (Boer et al. 2004; Stankowich 2008), og at ferdsel med hund fører til ekstra stor fluktadferd (Neumann 2009). Slike bestander identifiserer mennesker som predatorer og vil dermed unngå områder tilknyttet menneskelig aktivitet (Stankowich 2008). Selv om anleggsveien blir benyttet for å komme seg inn i parken, vil selve jakten utspille seg ut i terrenget rundt veiene. Dette kan være forklaringen på at det var en generell unngåelse av området, og ikke bare nær områdene nærmest anleggsveiene.

Resultatene i denne oppgaven tyder på at hjortedyrene er habituerte til menneskelige forstyrrelser langs anleggsveiene. Et problem i denne sammenhengen er at det kan være vanskelig å påvise at habituering er årsaken til at dyr fortsetter å bruke områder med menneskelige forstyrrelser. Det er mulig at den faktiske årsaken er at det ikke finnes alternative habitater som dyrene kan forflytte seg til (Blumstein 2016; Helldin et al. 2012). En studie utført av (Phillips & Alldredge 2000) viste at hjort som ble værende i et område med menneskelige forstyrrelser fikk mindre tid til næringssøk og redusert reprodusert suksess. Dette viser at man ikke kan konkludere med at utbygning ikke har påvirket dyrebestander bare ved å se på områdebruken, andre bestandseffekter som kan tyde på endring av kvaliteten på leveområdene må også undersøkes.

Når man vurderer virkningene nye vindparker har for fauna i nærområdet, er det viktig å sette utbygningen i en større sammenheng med andre typer arealbruksendring som også fører ødeleggelse av leveområder. Fragmentering av leveområder kan føre til forsterkende effekter som reduserer levedyktigheten til dyrestander (Peres 2001). Vindparker bygges ofte i områder som tidligere har vært lite tilgjengelige for mennesker og påvirker derfor områder som ellers kan fungere som viktige refugier for dyr (Helldin et al. 2012). I Norge er det i 2019 11,5% villmarkspreget natur, og bygning av vindkraft er en av de viktigste årsakene til at andelen stadig reduseres (Miljøstatus 2019). Utbygning av menneskelig infrastruktur fører til fragmentering av tilgjengelige leveområder for dyr. Fortrenging fra de beste leveområdene kan føre til bruk av habitater av dårlig kvalitet og føre overbeite i de gjenværende områdene (Nellemann et al. 2003). Flere undersøkelser er nødvendige både for å bedre kunnskapsgrunnlaget for konsekvensen av enkeltprosjekter og for potensielle kumulative effekter av tap av leveområder på populasjonsnivå (Helldin et al. 2012).

4.2 Prøvefiske

Hovedmålet med prøvefiske var å avdekke eventuelle effekter som følge av utbygningen av vindparken. Undersøkelser som ble utført med samme metoden i 2011, 2012, 2013 og 2019 ble sammenlignet for å påvise effekter. Metodene som ble brukt i undersøkelsene av fisk og bunndyr kan påvirkes av tilfeldigheter fra år til år. For å påvise en faktisk endring i det akvatiske miljøet, forutsatte dette at flere av undersøkelsen viste tydelig tegn til påvirkning.

I Krogevannet ble det ikke funnet resultater som tydet på endringer i vannkvalitet. Det mest oppsiktsvekkende resultatet her var at tilbakeregning med skjell viste enorm vekst i både i 2012 og i 2016. Det er ikke naturlig rekruttering i Krogevannet, så fiskebestanden i vannet består av utsatt ørret. Siden utbygningen av parken har det blitt satt ut fisk i 2012 (100 individer) og i 2016 (50 individer) (Arnold Vigmostad, personlig kommunikasjon, 5.12.2019). Den enorme veksten er etter alt å dømme veksten første sesong i Krogevannet for nylig utsatt fisk. Mangelen på naturlig en ørretbestand i vannet fører sannsynligvis til oppbygning av mattilgangen i vannet som resulterer i den enorme veksten når det settes ut ny fisk. Etter 1 år med den nye fisken er overskuddet allerede beitet ned, og veksten i Krogevannet er ca. 5 cm per år noe som regnes som vanlig for ørret (Borgstrøm & Hansen 2000).

I Heskestadtjønn ble det ikke funnet tegn til påvirkning i garnfangsten under konstruksjon (2012) og første år med drift (2013). I 2019 ble det bare tatt en fisk i garn, men den høye tettheten av ørret i innløpsbekken og flere observerte vak under utsetting av garn tyder på at fiskebestanden i vannet fortsatt er høy. Bunndyrsprøvene i innløpsbekken var ganske lik i alle år, med dominans av steinfluer. En forskjell i bunndyrsprøvene var at igler ble funnet i 2011 og 2012, men ikke i 2013 og 2019. Enkelte iglearter er svært følsomme for forurening og brukes som indikator på at vann ikke er forsuret (Bækken & Kjellberg 2004; Økland & Økland 1986). Mangelen på igler i 2013 og 2019 kan tyde på lavere pH i innløpsbekken, men det ser ikke ut til at dette har påvirket rekrutteringen i bekken negativt.

I Rudjordsvannet ble det fanget færre fisk i 2013 og 2019 enn i 2011 og 2012. El-fiske avslørte også lavere fangst hvert år etter utbygning, og resultatene fra 2019 tyder på feilslått rekruttering i 2018. Det ble forøvrig observert betydelig antall vak under trekking av garn, det kan derfor antas at fiskebestanden ikke er så lav som garnfangsten indikerer. Resultatene kan allikevel tyde på dårligere rekruttering og lavere fiskebestand i vannet etter utbygningen av vindparken. Vekstraten fra 2019 viser noe bedre vekst enn tidligere år, som kan være et resultat av lavere fiskebestand som fører til bedre mattilgang pr. fisk. Men datamaterialet er for lite til å komme med noen sikre konklusjoner om vekst.

I området rundt Rudjordsvannet er det utført omfattende graving og sprengningsarbeid i forbindelse med utbygningen av vindkraftverket. Denne aktiviteten kan føre til økt avrenning av jordmasser og silt ut i vannet som kan dekke til å ødelegge gytegrus for ørret og påvirke bunndyr som fungerer er viktig næring for ørret (Scheurer et al. 2009). Det er likevel liten grunn til å tro at dette vil påvirke fisken i Rudjordsvann ettersom gytingen har foregått i utløpsbekken, og alloktone tilførsler vil sedimentere før de når bekken.

En potensiell forklaring på den betydelige nedgangen er at det ikke lengre blir drevet aktivt arbeid for å opprettholde en fiskebestand i Rudjordsvannet. Det har tidligere blitt hentet fisk fra Heskestadtjønn som er satt ut her, og det er blitt utført kalking i en av innløpsbakkene. Det er over 20 år siden sist den ble satt ut fisk i vannet (Arnold Vigmostad, personlig kommunikasjon, 14.12.2019) og bilder tatt av NaturRestaurering AS viser at kalkhaugene ved innløpsbekken forsvant i tidsrommet 2015 - 2019. Kombinasjonen av at det ikke lengre settes

ut fisk og/eller dårligere rekruttering pga. lav pH i Rudjordsbekken kan potensielt forklare den store nedgangen i fangsten.

Den rekordvarme og tørre sommeren i 2018 kan ha påvirket rekrutteringen i utløpsbekken. (Skaland et al. 2019). Utløpsbekken har i utgangspunktet lav vannføring, og tørlegges etter lengre perioder med tørt vær (Arnold Vigmostad, personlig kommunikasjon, 14.12.2019). Lav vannstand og høy vanntemperatur kan påvirke rekruttering av ørret (Jonsson & Jonsson 2009). Det er derfor mulig at feilslått rekruttering i utløpsbekken i 2018 som følge av den varme sommeren påvirket fangsten ved el-fiske i 2019.

Det er ikke mulig å konkludere med hva som er den faktiske årsaken til den dårlige fangsten i Rudjordsvannet basert på de prøvene som ble utført i denne oppgaven. Det kan ikke utelukkes at mindre fangst i garn og lavere tetthet i utløpsbekken er et resultat av påvirkning fra vindkraftverket.

4.3 Evaluering av metoder

Arbeidet i de forskjellige undersøkelsesårene ble utført av forskjellige observatører. Undersøkelsene i 2013 ble utført i juni, mens undersøkelsene for de andre årene ble gjort i mai eller april. Høyere vegetasjon kan gjøre det vanskeligere å finne ekskrementer (Persson 2003). Det er ikke usannsynlig at forskjeller i observatørens erfaring og høyde på vegetasjon under feltarbeid har påvirket antall registrert ekskrementer mellom årene. Høy luftfuktighet, økt nedbør og temperatur kan også føre til høyere nedbrytningshastighet av ekskrementer og dermed påvirke hvor mye som registreres.

I undersøkelsene ble 2011 brukt som referanseår og sammenligningsgrunnlag til resultater fra senere år. Det er umulig å si om 2011 var et år med uvanlig mye, uvanlig lite eller et gjennomsnittlig antall hjortedyr som brukte område. For å få sikrere resultater som referansetilstand er det å foretrekke at det utføres undersøkelser i flere år før bygningen starter.

For å få bedre innsikt i hva som forårsaker endringer i vannforekomster burde jeg hatt flere undersøkelser av den kjemiske tilstanden i vannet. Uten disse målingen er det ikke mulig å konkludere med hva som forårsaker endringer som ble funnet i Rudjordsvannet i denne

undersøkelsen. Prøvefiske som ble utført var også av svært begrenset omfang for å unngå overfiske. Nye undersøkelser med større omfang av prøvefiske vil være mindre utsatt for tilfeldigheter i fangsten som kan påvirke resultatet.

5 Konklusjon

I denne undersøkelsen ble hypotesen om at hjortedyr unngår anleggsveiene og området generelt i Lista vindpark og at utbygningen har påvirket det akvatiske miljøet i parken slik at antall fisk og bunndyr er redusert under og etter konstruksjon av vindkraftverket.

1. Hjortedyr unngår områdene nærmest anleggsveiene i vindparken – antall ekskrementer og deres relative fordeling i forhold til veiene reduseres i årene under og etter utbygging sammenlignet med før.
2. Vindparken har påvirket det akvatiske miljøet i vannforekomstene i parken negativt slik at antall fisk og mangfold av bunndyr reduseres i årene under og etter utbygging sammenlignet med før.

For alle hjortedyrene ble det registrert betydelig færre ekskrementer under anleggsfasen (2012) og i driftsfasen (2013, 2015 og 2019 – ikke for hjort i 2019). Dette indikerer at hjortevilt bruker anleggsområdet mindre i tiden etter utbyggingen. Den foreslåtte årsaken til dette er støy og visuell forstyrrelse fra vindturbiner og/eller økt aktivitet i vindparken av jegere, løse hunder og turgåere. Funnene i 2019 tyder på at tettheten til hjort er tilbake på nivået fra før utbyggingen. Videre undersøkelser er nødvendig for å fastslå at tendensen er varig. For elg og rådyr er bestandstettheten fortsatt lavere enn før vindparken ble bygget. Det er fortsatt et åpent spørsmål om det for disse artene vil være en varig nedgang av bestanden i vindkraftverket, eller om de over tid kan få en positiv utvikling på linje med hjorten. Resultatene i denne undersøkelsen tilsier at viktige leveområde for hjortedyr bør unngås under planleggingen av ny vindkraft.

For det akvatiske miljøet ble det påvist betydelig reduserte fiskebestander i en av tre undersøkte lokaliteter (Rudjordsvannet). Det kan heller ikke utelukkes at nedgangen skyldes påvirkning av vindkraftverket. Det ble ikke funnet betydelige endringer av hverken fiskebestander eller bunndyr i de andre undersøkte lokalitetene. Flere undersøkelser er nødvendig for å få bedre innsikt i hvordan vindkraftverk påvirker hjortedyr og akvatiske

miljø. Nye undersøkelser bør også inkludere vannprøver evt. endringer. Mer omfattende prøvofiske vil også være nødvendig for å påvise endringer med størres sikkerhet og redusere påvirkningen av tilfeldigheter i resultatene.

Når det gis konsesjon til vindkraftverk bør det stilles vilkår om forundersøkelser og oppfølgende undersøkelser som gjør det mulig å identifisere virkninger av utbyggingen. Dersom de forutsetninger om virkninger, eksempelvis i forhold til hjortevilt, som legges til grunn for å gi konsesjon ikke oppfylles bør det utløse en plikt til utbygger om å gjennomføre nye avbøtende tiltak.

6 Litteraturliste

- Akaike, H. (1998). Factor Analysis and AIC. I: Parzen, E., Tanabe, K. & Kitagawa, G. (red.) *Selected Papers of Hirotugu Akaike*, s. 371-386. New York, NY: Springer New York.
- Astrom, M., Aaltonen, E. & Koivusaari, J. (2001). Effect of ditching operations on stream-water chemistry in a boreal forest catchment. *The Science of the total environment*, 279: 117-29.
- Bartzke, G. S., May, R., Solberg, E. J., Rolandsen, C. M. & Røskaft, E. (2015). Differential barrier and corridor effects of power lines, roads and rivers on moose (*Alces alces*) movements. *Ecosphere*, 6 (4): art67.
- Bejder, L., Samuels, A., Whitehead, H., Finn, H. & Allen, S. (2009). Impact assessment research: use and misuse of habituation, sensitisation and tolerance in describing wildlife responses to anthropogenic stimuli. *Marine Ecology Progress Series*, 395: 177-185.
- Berry, W., Rubinstein, N. & Hill, B. (2003). The biological effects of suspended and bedded sediment (SABS) in aquatic systems: a review. *USEPA, Washington D.C.*: 58.
- Blettler, M., Amsler, M., Drago, I., Espínola, L., Eberle, E., Paira, A., Best, J., Parsons, D. & Drago, E. (2015). The impact of significant input of fine sediment on benthic fauna at tributary junctions: A case study of the Bermejo-Paraguay River confluence, Argentina. *Ecohydrology*, 8.
- Blumstein, D. T. (2016). Habituation and sensitization: new thoughts about old ideas. *Animal Behaviour*, 120: 255-262.
- Boer, H., Breukelen, L., Hootsmans, M. & van wieren, S. (2004). Flight distance in roe deer *Capreolus capreolus* and fallow deer *Dama dama* as related to hunting and other factors. *Wildlife Biology*, 10: 35-41.
- Borgstrøm, R. & Hansen, L. P. (2000). *Fisk i ferskvann : et samspill mellom bestander, miljø og forvaltning*. 2. utg. utg. Oslo: Landbruksforlaget.
- Bækken, T. & Kjellberg, G. (2004). Klassifisering av surhetsgrad og vurdering av forsuring i rennende vann basert på forekomst av makrobunndyr. Klassifiseringssystem tilpasset humusrike elver og bekker i østlandsområdet. Norsk institutt for vannforskning.
- Colby, P. J., Spangler, G. R., Hurley, D. A. & McCombie, A. M. (1972). Effects of Eutrophication on Salmonid Communities in Oligotrophic Lakes. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 29 (6): 975-983.
- Colman, J., Jacobsen, B. & Reimers, E. (2001). Summer response distances of Svalbard reindeer *Rangifer tarandus platyrhynchus* to provocation by humans on foot. *Wildlife Biology*, 7.
- Colman, J., Eftestøl, S., Tsegaye, D., Flydal, K. & Mysterud, A. (2012 a). Summer distribution of semi-domesticated reindeer relative to a new wind-power plant. *European Journal of Wildlife Research*, 59.
- Colman, J., Flydal, K., Eftestøl, S., Ryvarden, L., Samuelsen, J., m, Haugen, T., ,, Hagenlund, M. & Hassve, M., m,. (2012 b). Lista vindpark - Undersøkelser av naturtilstand før anleggsarbeidet, 2012-01-01: NaturRestaurering AS.
- Dahl, K. (1910). *Alder og vekst hos laks og ørret belyst ved studiet av deres skjæl*. Centraltrykkeriet, Kristiania.
- Dahle, B., Reimers, E. & Colman, J. (2008). Reindeer (*Rangifer tarandus*) avoidance of a highway as revealed by lichen measurements. *European Journal of Wildlife Research*, 54: 27-35.

- Direktoratgruppen vanndirektivet. (2018). Klassifisering av miljøtilstand i vann. (Veileder 02:2018).
- Dobson, M. & Frid, C. (2009). *Ecology of Aquatic Systems*. Second edition utg.: Oxford.
- Doeg, T. J. & Koehn, J. D. (1994). Effects of draining and desilting a small weir on downstream fish and macroinvertebrates. *Regulated Rivers: Research & Management*, 9 (4): 263-277.
- Drewitt, A. L. & Langston, R. H. W. (2006). Assessing the impacts of wind farms on birds. *Ibis*, 148 (s1): 29-42.
- Duraiappah, A., Naeem, S., Agardy, T., Ash, N., Cooper, H., Diaz, S., Faith, D., Mace, G., McNeely, J., Mooney, H., et al. (2005). Ecosystems and human well-being: biodiversity synthesis; a report of the Millennium Ecosystem Assessment. World Resources Institute.
- D'Angelo, G. J., Glasser, A., Wendt, M., Williams, G. A., Osborn, D. A., Gallagher, G. R., Warren, R. J., Miller, K. V. & Pardue, M. T. (2008). Visual specialization of an herbivore prey species, the white-tailed deer. *Canadian Journal of Zoology*, 86 (7): 735-743.
- Epps, C. W., Palsbøll, P. J., Wehausen, J. D., Roderick, G. K., Ramey li, R. R. & McCullough, D. R. (2005). Highways block gene flow and cause a rapid decline in genetic diversity of desert bighorn sheep. *Ecology Letters*, 8 (10): 1029-1038.
- Ferrão da Costa, G., Paula, J., Petrucci-Fonseca, F. & Álvares, F. (2018). The Indirect Impacts of Wind Farms on Terrestrial Mammals: Insights from the Disturbance and Exclusion Effects on Wolves (*Canis lupus*). I: Mascarenhas, M., Marques, A. T., Ramalho, R., Santos, D., Bernardino, J. & Fonseca, C. (red.) *Biodiversity and Wind Farms in Portugal: Current knowledge and insights for an integrated impact assessment process*, s. 111-134. Cham: Springer International Publishing.
- Flydal, K., Colman, J., Eftestøl, S. & Ryvarden, L. (2010). Lista Vindpark – Naturrestaureringsplan del 1 Anleggsarbeidet: Naturrestaurering AS.
- Follestad, A., Flagstad, Ø., Nygård, T., Reitan, O. & Schulze, J. (2007). Vindkraft og fugl på Smøla 2003–2006. I: 248, -. N. R. (red.). 78 s.
- Forseth, T. & Forsgren, E. (2005). El-fiskemetodikk - Gamle problemer og nye utfordringer, NINA Rapport 488.: Norsk institutt for naturforskning.
- Helldin, J., Jung, J., Neumann, W., Olsson, M., Skarin, A. & Widemo, F. (2012). The Impacts of Wind Power on Terrestrial Mammals - A Synthesis. *Report by Vindval.*: 53.
- Hjeljord, O. (2008). *Viltet: biologi og forvaltning*: Tun.
- IPBES. (2019). Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. xx s.
- IPCC. (2007). *Climate Change 2007 - Mitigation of Climate Change: Working Group III contribution to the Fourth Assessment Report of the IPCC*. Cambridge: Cambridge University Press.
- IPCC. (2013). *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]: Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535 pp. 1535 s.
- Jonsson, B. & Jonsson, N. (2009). A review of the likely effects of climate change on anadromous Atlantic salmon *Salmo salar* and brown trout *Salmo trutta*, with

- particular reference to water temperature and flow. *Journal of Fish Biology*, 75 (10): 2381-2447.
- Kaylor, M. J. & Warren, D. R. (2017). Linking riparian shade and the legacies of forest management to fish and vertebrate biomass in forested streams. *Ecosphere*, 8 (6): e01845.
- Leon, A. (2014). Monitoring revegetation and cervids area use along roadsides in a recently constructed wind power plant in Southern Norway. *Madrid: Universidad Rey Juan Carlos, Escuela Superior de Ciencias Experimentales y Tecnología*: 27.
- Mattsson, T., Kortelainen, P. & Rake, A. (2005). Export of DOM from Boreal Catchments: Impacts of Land Use Cover and Climate. *Biogeochemistry*, 76 (2): 373-394.
- Meisingset, E. L., Loe, L. E., Brekkum, ., Van Moorter, B. & Mysterud, A. (2013). Red deer habitat selection and movements in relation to roads. *Journal of Wildlife Management*, 77, 181–191.
- Miljostatus. (2019). *Inngrepsfri natur*: Miljodirektoratet. Tilgjengelig fra: <https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/naturomrader-pa-land/inngrepsfri-natur/> (lest 30.10.2019).
- Millon, L., Colin, C., Brescia, F. & Kerbiriou, C. (2018). Wind turbines impact bat activity, leading to high losses of habitat use in a biodiversity hotspot. *Ecological Engineering*, 112: 51-54.
- Molinari-Jobin, A., Molinari, P., Loison, A., Gaillard, J. M. & Breitenmoser, U. (2004). Life cycle period and activity of prey influence their susceptibility to predators. *Ecography*, 27 (3): 323-329.
- Naylor, L. M., Wisdom, M. J. & Anthony, R. G. (2009). Behavioral Responses of North American Elk to Recreational Activity. *Journal of Wildlife Management*, 73 (3): 328-338, 11.
- Nellemann, C., Vistnes, I., Jordhoy, P., Strand, O. & Newton, A. (2003). Progressive impact of piecemeal infrastructure development on wild reindeer. *Biological Conservation*, 113 (2): 307-317.
- Neumann, W. (2009). *Moose Alces alces behaviour related to human activity*. Doctoral thesis. Umea: Sveriges lantbruksuniv., Acta Universitatis Agriculturae Sueciae. 56 s.
- Noel, D. S., Martin, C. W. & Federer, C. A. (1986). Effects of forest clearcutting in New England on stream macroinvertebrates and periphyton. *Environmental Management*, 10 (5): 661-670.
- NVE. (2019). *Vindkraft*. Tilgjengelig fra: <https://www.nve.no/energiforsyning/vindkraft/?ref=mainmenu> (lest 30.10.2019).
- Peres, C. A. (2001). Synergistic Effects of Subsistence Hunting and Habitat Fragmentation on Amazonian Forest Vertebrates. *Conservation Biology*, 15 (6): 1490-1505.
- Persson, I.-L. (2003). Seasonal and habitat differences in visibility of moose pellets. *Alces*, 39.
- Phillips, G. E. & Alldredge, A. W. (2000). Reproductive Success of Elk Following Disturbance by Humans during Calving Season. *The Journal of Wildlife Management*, 64 (2): 521-530.
- Popper, A., Ramcharitar, J. & Campana, S. (2005). Why Otoliths? Insights from inner ear physiology and fisheries biology. *Marine and Freshwater Research - MAR FRESHWATER RES*, 56.
- R Core Team. (2019). *R R: A language and environment for statistical computing*. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.

- Rabin, L. A., Coss, R. G. & Owings, D. H. (2006). The effects of wind turbines on antipredator behavior in California ground squirrels (*Spermophilus beecheyi*). *Biological Conservation*, 131 (3): 410-420.
- Reksten, S., S. (2016). I The effect of a wind farm on native vegetation and area use of three cervid species – A case study into the planning and ecological effects of constructing a wind power plant in Southern Norway. *Norwegian University of Life Sciences: NMBU*: 34.
- Riley, S. P. D., Pollinger, J. P., Sauvajot, R. M., York, E. C., Bromley, C., Fuller, T. K. & Wayne, R. K. (2006). FAST-TRACK: A southern California freeway is a physical and social barrier to gene flow in carnivores. *Molecular Ecology*, 15 (7): 1733-1741.
- Said, S. & Servanty, S. (2005). The Influence of Landscape Structure on Female Roe Deer Home-range Size. *Landscape Ecology*, 20 (8): 1003-1012.
- Scheurer, K., Alewell, C., Bänninger, D. & Burkhardt-Holm, P. (2009). Climate and land-use changes affecting river sediment and brown trout in alpine countries—a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 16 (2): 232-242.
- Skaland, R., G., Colleuille, J., Andersen, A., S, H., Mamen, J., Grinde, L., Tajet, H., T,T.,, Lundstad, E., Sidselrud, L., F., Tunheim, K., Hanssen-Bauer, I., et al. (2019). Tørkesommer 2018. Blindern, Oslo: Meteorologisk institutt.
- Skarin, A. & Alam, M. (2017). Reindeer habitat use in relation to two small wind farms, during preconstruction, construction, and operation. *Ecology and Evolution*, 7 (11): 3870-3882.
- Skarin, A., Sandström, P. & Alam, M. (2018). Out of sight of wind turbines—Reindeer response to wind farms in operation. *Ecology and Evolution*, 8 (19): 9906-9919.
- Stankowich, T. (2008). Ungulate flight responses to human disturbance: A review and meta-analysis. *Biological Conservation*, 141 (9): 2159-2173.
- Tröger, C., Colman, J. E., Eftestøl, S., m & Tsegaye, D. (2012). The Strip Transect Method (STM) versus the Plot Sampling Method (PSM); what provides the best data in the least amount of time? Fort St. Johns, Canada.
- Tsegaye, D., Colman, J., Eftestøl, S., Flydal, K., Røthe, G. & Rapp, K. (2017). Reindeer spatial use before, during and after construction of a wind farm. *Applied Animal Behaviour Science*, 195.
- USDA. (1988). Soil survey. Michigan. I: Agriculture., U. S. D. O. (red.).
- Veiberg, V. & Pedersen, H.-C. (2010). Etterundersøkingar og konsekvensutgreiingar for Hitra vindpark (Hitra 2. Naturmiljø med unntak av fugleliv. *NINA Rapport*;533. 25 s.
- Walter, W. D., Jr., D. M. L. & Jenks, J. A. (2006). Response of Rocky Mountain Elk (*Cervus elaphus*) to Wind-power Development. *The American Midland Naturalist*, 156 (2): 363-375, 13.
- WWEA. (2019). *Wind Power capacity worldwide reaches 600 GW, 53,9 GW added in 2018*: World Wind Energy Association. Tilgjengelig fra: <https://wwindea.org/blog/2019/02/25/wind-power-capacity-worldwide-reaches-600-gw-539-gw-added-in-2018/> (lest 30.10.2019).
- Økland, J. & Økland, K. A. (1986). The effects of acid deposition on benthic animals in lakes and streams. *Experientia*, 42 (5): 471-486.
- Łopucki, R. & Mróz, I. (2016). An assessment of non-volant terrestrial vertebrates response to wind farms—a study of small mammals. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188 (2): 122.

Łopucki, R., Klich, D. & Gielarek, S. (2017). Do terrestrial animals avoid areas close to turbines in functioning wind farms in agricultural landscapes? *Environmental Monitoring and Assessment*, 189 (7): 343.



Norges miljø- og biovitenskapelige universitet
Noregs miljø- og biovitenskapelige universitet
Norwegian University of Life Sciences

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway