Potentielle miljøeffekter ved vandkraft

Med en foreløbig vurdering af aftagerprojekters miljøeffekter

Fagligt notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi
og Grønlands Naturinstitut (GN)

Dato: 08.april 2025 | **27**

AARHUS
UNIVERSITET
DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

PINNGORTITALERIFFIK
Greenland Institute of Natural Resources

Datablad

	Fagligt notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi og Grønlands Naturinstitut (GN)
Kategori:	Rådgivningsnotat
Titel:	Potentielle miljøeffekter ved vandkraft
Undertitel:	Med en foreløbig vurdering af aftagerprojekters miljøeffekter
Forfatter(e):	Peter Aastrup[1], Janne Fritt-Rasmussen[1], Kasper Lambert Johansen[1], Anders Mosbech[1], Katrine Raundrup[2], Karl Zinglersen[2]
Institution(er):	[1]DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, [2]Grønlands Naturinstitut (GN)
Faglig kommentering:	Sissel Lindhart Fredsgaard (GN) og Sofie Amalie Sønderby Rask (DCE)
Kvalitetssikring, DCE:	Kirsten Bang
Ekstern kommentering:	Kommentarerne findes her:
Rekvirent:	Nukissiuutinut Avatangiisinullu Naalakkersuisoqarfik / Departement for Landbrug, Selvforsyning, Energi og Miljø (NIPNAN)
Bedes citeret:	Aastrup, P., Fritt-Rasmussen, J., Johansen, K.L., Mosbech, A., Raundrup, K., Zinglersen, K.B. 2025. Potentielle miljøeffekter ved vandkraft – med en foreløbig vurdering af aftagerprojekters miljøeffekter. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 29 s. - – Fagligt notat nr. 2025|27
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Foto forside:	Peter Aastrup, 1991 – Konstruktion af vandkraftværket i Buksefjord, Vestgrønland
Sideantal:	29

Indhold

Sammenfatning **4**

1 Forord **5**

2 Generelle faser og anlæg for et vandkraftprojekt **8**

3 Generelle miljøeffekter fra et vandkraftprojekt **10**

3.1 Forstyrrelser og tab af fourageringsområder 12

3.1.1 Rensdyr 13

3.1.2 Moskusokser 14

3.1.3 Fugle 14

3.1.4 Havpattedyr 16

3.1.5 Fjeldørreder 16

3.1.6 Vegetation 17

3.1.7 Hydrografi og lokalklima i fjorde 18

3.1.8 Landskabs- og terrænforhold 18

4 Generelle anlæg og aktiviteter ved aftagerprojekter: Power-to-X anlæg og aluminiumssmelter **19**

5 Generelle miljøeffekter af aftagerprojekter **21**

5.1.1 Power-to-X anlæg 21

5.1.2 Aluminiumssmelter 22

6 Afsluttende bemærkninger **23**

7 Referenceliste **24**

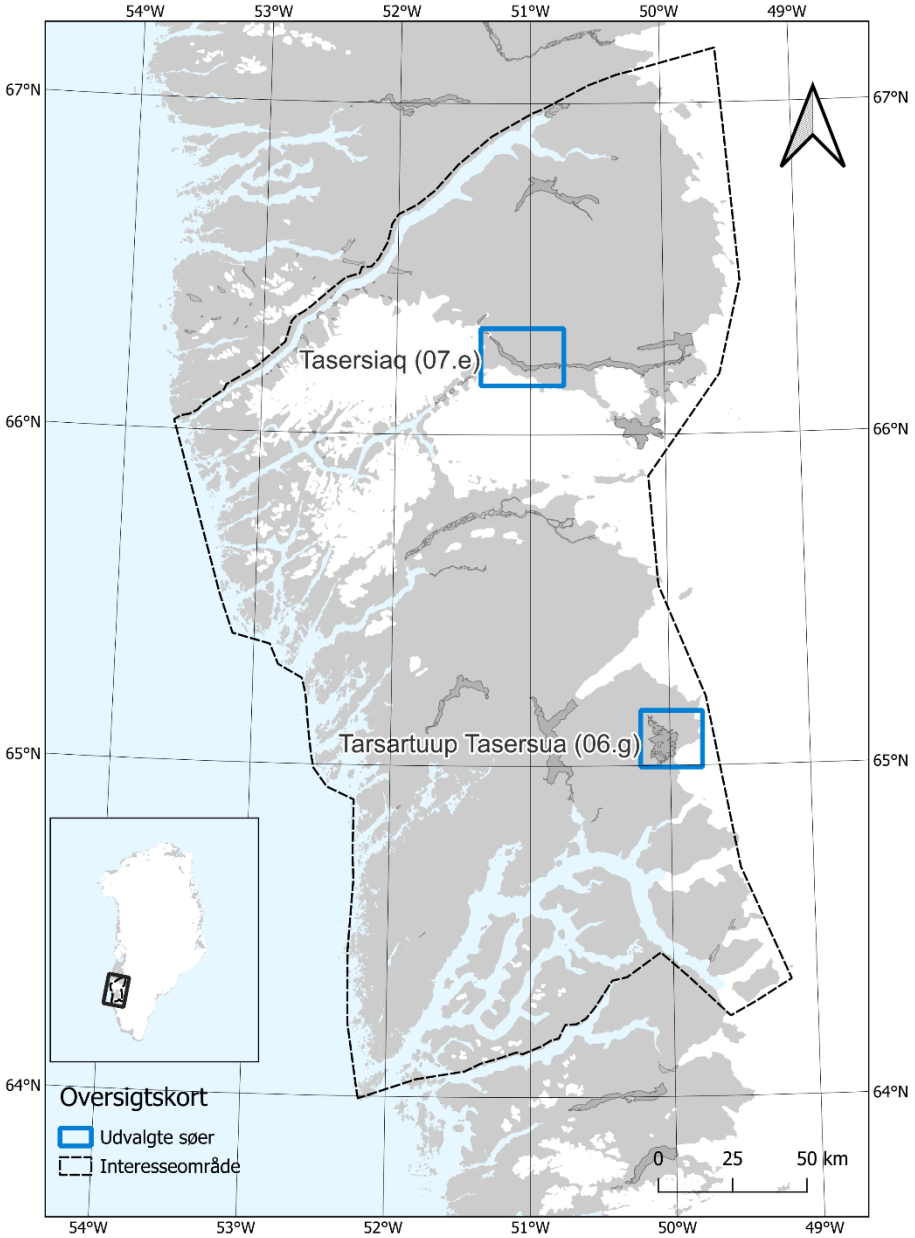
Sammenfatning

I notatet gives en generel oversigt over aktiviteter og anlæg relateret til et vandkraftprojekt og mulige aftagerprojekter (fx produktion af ammoniak og aluminiumssmelter), en introduktion til de miljømæssige påvirkninger i kontekst af Grønland generelt og mere specifikt: de miljømæssige påvirkninger af rensdyr, moskusokser, udvalgte fugle, havpattedyr, fjeldørreder, vegetation, hydrografi og lokalklima i fjorde samt landskabs- og terrænforhold. Efterfølgende gives eksempler på emner, der bør belyses i en senere specifik vurdering af virkninger på miljøet (VVM) ved konkrete projekter og aktiviteter.

Projekterne foreslås af Naalakkersuisut etableret i regionen Akia-Maniitsoq i Vestgrønland. På nuværende tidspunkt er den konkrete udformning af aftagerprojekterne i området ikke kendt, herunder fysisk placering og de fysisk-kemiske processer, som vil kunne komme i anvendelse. Redegørelsen omfatter derfor ikke disse forhold.

1 Forord

Nunalerinermut, Imminut pilersornermut, Nukissiuutinut Avatangiisinullu Naalakkersuisoqarfik / Departement for Landbrug, Selvforsyning, Energi og Miljø (NIPNAN) arbejder med konkurrenceudsættelse af Grønlands største uudnyttede vandkraftpotentialer til brug for industrirelaterede projekter ved søerne Tasersiaq og Tarsaartuup Tasersua i Akia-Maniitsoq-området (figur 1).



Figur 1. Kort over Akia-Maniitsoq-området i Vesgrønland med markering af interesseområde for senere undersøgelse (rød), og af de nævnte vandkraftpotentialer (blå).

NIPNAN har indgået en aftale med Pinngortitaleriffik/Grønlands Naturinstitut (GN) om faglig støtte, med DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ved Aarhus Universitet (DCE/AU) som underleverandør.

I aftalen mellem NIPNAN og Pinngortitaleriffik er opgaven, som dette notat omhandler, beskrevet således (citat):

"Faglig støtte til NIPNAN:

Aarhus Universitet DCE og Pinngortitaleriffik færdiggjorde i 2008 en rapport om datagrundlaget for udarbejdelse af en strategisk miljøvurdering for Akia-Maniitsoq regionen i forbindelse med de daværende projekter omkring etablering af en aluminiumssmelter i området (Johansen et al., 2008: Aluminiumsmelter og vandkraft i det centrale Vestgrønland. Faglig rapport fra DMU nr. 664. http://www.dmu.dk/Pub/FR664.pdf).

NIPNAN ønsker i 2024-2025 en opdatering af denne rapport jf. "Aftale om projektet GoG Vandkraft hovedrapport". I tillæg ønsker NIPNAN følgende yderligere, faglige produktioner, analyser og vurderinger:

a. En generel beskrivelse af potentielle miljøproblemer ved vandkraft i form af et notat og en powerpoint-præsentation, der kan bruges ved både borgermøder og i dialog med potentielle investorer, herunder at notatet kan offentliggøres på www.hydropower.gl.

b. Oversættelse og publicering af hovedrapport på tre sprog.

c. Visning af digitale kort online og rumlige analyser af overlappende interesseområder.

d. Vurdering af de forventede aktiviteters potentielle indvirkning på miljø og natur."

Nærværende notat omfatter punkt a, der udmøntes i opgave 1 jf. projektbeskrivelsen:

"Opgave 1: Generel beskrivelse af potentielle miljøproblemer ved vandkraft og afledte anvendelser.

NIPNAN ønsker at få fagligt bidrag og støtte i form af en præsentation og et kort notat til brug ved borgermøder mv. Præsentationen leveres særskilt.

"Notatet tager udgangspunkt i rapporten fra 2008 og miljøvurdering for spild af ammoniak samt andre, relevante rapporter, og har som udgangspunkt følgende indhold:

1. Beskrivelse af generelle miljøproblemer ved etablering af vandkraftværk.

2. Beskrivelse af generelle miljøproblemer ved mulige aftagerprojekter herunder Power-to-X og aluminiumssmelter.

3. Relateret til ovenstående: Borgernes spørgsmål under møder i september 2023 sættes i kontekst for fremtidige undersøgelser i det omfang, de kan belyses ud fra nuværende viden:

a. Generelle aspekter omkring oceanografi i fjorde relateret til vandkraft.

b. Generelle aspekter omkring fjeldørred, sæler eller andre relevante arter mht. vandkraft og aftagerindustri."

I nærværende notat gives en generel oversigt over aktiviteter, anlæg og drift ved et vandkraftprojekt og mulige aftagerprojekter (PtX og aluminiumssmelter), en introduktion til de miljømæssige påvirkninger generelt og mere specifikt – de miljømæssige påvirkninger af rensdyr, moskusokser, udvalgte fugle, havpattedyr, fjeldørreder vegetation, oceanografi og lokalklima i fjorde samt landskabs- og terrænforhold. Efterfølgende gives eksempler på emner, der bør belyses i en senere specifik vurdering af virkninger på miljøet (VVM) ved konkrete projekter/aktiviteter.

På nuværende tidspunkt er den konkrete udformning af aftagerprojekterne i området ikke kendt, herunder fysisk placering og de fysisk-kemiske processer, som vil kunne komme i anvendelse. Redegørelsen omfatter derfor ikke disse forhold.

2 Generelle faser og anlæg for et vandkraftprojekt

Generelle elementer og infrastruktur for et vandkraftprojekter jf. Johansen et al., 2008; Nygaard, 1989; Størset, 2009, er angivet i figur 2:

Etablering af vandreservoir med varierende vandstand og erosionszone herunder dæmningsbyggeri

Vandreservoiret er kerneenheden i et vandkraftprojekt. Det kan etableres i en eksisterende sø og/eller ved opdæmning af en elv. Reservoiret indbefatter bygning af en dæmning, og i nogle tilfælde bliver afstrømningen fra nærliggende oplande ledt over i reservoiret for at sikre tilstrækkelig vandmængde til, at kraftværket kan levere energi året rundt.

Etablering af infrastrukturen til reservoiret indebærer, at landområdernes vegetation påvirkes, oversvømmes eller helt forsvinder.

Helikoptertrafik og andre anlægsaktiviteter i forbindelse med dæmningsbyggeriet indebærer støj og forstyrrelser i anlægsfasen.

Overførsel af afstrømningen fra nærliggende oplande

Overførsel af vand fra nærliggende oplande kan medføre yderligere dæmningsbyggeri, etablering af tunnel og omlægning af eksisterende vandløb. Reservoirets vandstand varierer i løbet af året med højest vandstand om foråret efter tø-perioden og lavest vandstand sidst på vinteren før tø-perioden. Mellem de to vandstandsekstremer opstår en erosionszone.

Fra reservoiret fører en tunnel ned til kraftværket, som kan være placeret i fjeldet tæt på havniveau. Mængden af udløbsvand fra tunnelen følger produktionen af strøm og følger altså ikke det normale mønster i en elv med maksimum strømføring ved sneafsmeltning og i forbindelse med større nedbørsmængder. Ved overførsel af afstrømningen fra nabooplande til reservoiret via tunneler eller kanaler opstår som regel ændringer i de hydrologiske forhold nær udløbet.

Veje og anlægslejr samt etablering af havn og bygninger til anvendelse under driften

De fleste anlæg og bygninger i et vandkraftprojekt er forbundet med veje til transport af personale og materialer til og fra arbejdssteder. Vejene er ofte grusveje, og i forbindelse med vejene vil der være materialeudtag, da vejene primært etableres med lokale materialer. Der vil være en varierende mængde af trafik med flere former for køretøjer med spredning af støv til følge.

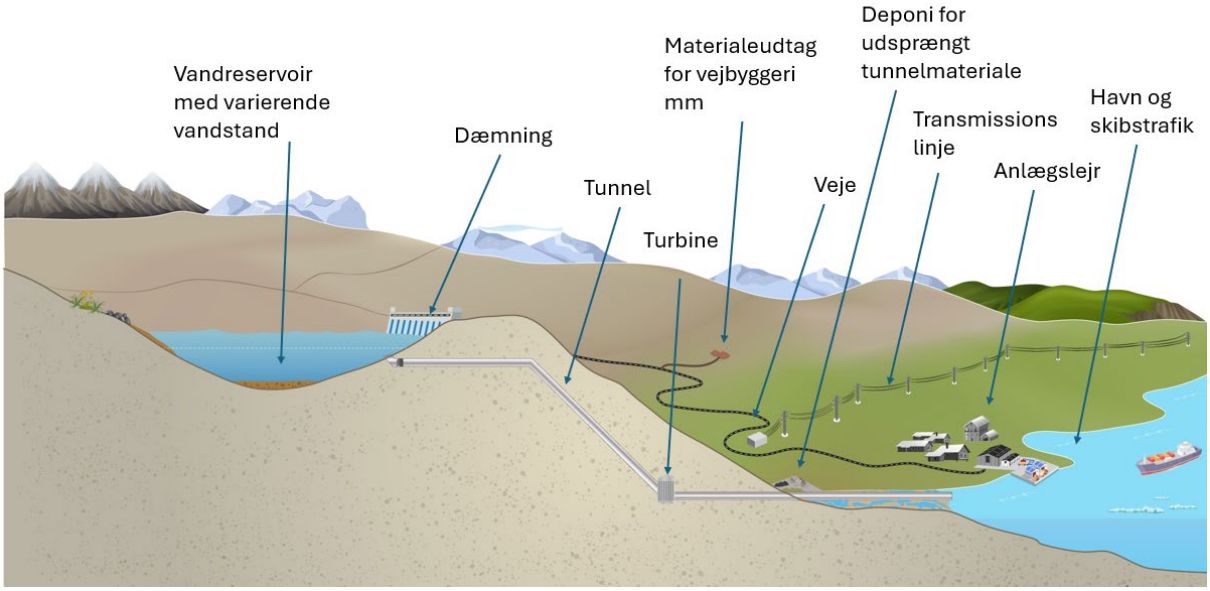
Anlægslejren fungerer som base for personalet, og der vil være trafik af personale til og fra alle anlæg og bygninger i vandkraftprojektet. Dele af anlægslejren bevares eventuelt som driftsbygninger, når anlægsfasen er færdig. I forbindelse med anlægslejren etableres ofte et havneanlæg.

Deponier til opbevaring af materiale fra udsprængning af tunnel og turbine

Bygning af en dæmning indebærer udtag af lokale materialer og etablering af veje. Etablering af tunnel resulterer i store mængder materialer, som deponeres i landskabet eller anvendes til etablering af anden infrastruktur i projektet.

Etablering af transmissionslinjer

Strømmen fra vandkraftværket transporteres gennem transmissionsledninger (højspændingsledninger) til de byer eller anlæg, hvor den skal anvendes. Transmissionslinjerne er markante, landskabelige elementer og kan indebære fjordspænd. I anlægsfasen omfatter etableringen helikopterflyvning, kørsel i terræn og anvendelse af maskiner, som bringer forstyrrelser ind i området langs transmissionslinjen.



Figur 2. Anlæg ved et vandkraftprojekt med tilhørende infrastruktur.

3 Generelle miljøeffekter fra et vandkraftprojekt

Miljøeffekter fra et vandkraftprojekt er opsummeret i Tabel 1 (omhandler anlægsfasen) og Tabel 2 (omhandler driftsfasen). De væsentligste miljøeffekter kommer fra forstyrrelser af dyreliv, oversvømmelse af landområder, ændret vandføring i elve og ændrede hydrologiske forhold i fjorde og søer, som forårsager forstyrrelser af dyreliv og vegetation. Endelig vil den landskabelige værdi af de hidtil uberørte naturområder fremstå påvirket af infrastruktur og menneskelige aktiviteter.

Påvirkningen af dyrelivet på land er som regel størst i anlægsfasen, hvor forstyrrelser af dyreliv i forbindelse med anlæg af dæmninger og veje, og ved etablering af transmissionsnet, finder sted over nogle år. Afhængig af områdets og den enkelte art eller bestands følsomhed kan forstyrrelsens konsekvenser være længerevarende. Omvendt er påvirkningen af elve og søer typisk størst i driftsfasen, fordi vandføringsmønsteret i de berørte elve påvirkes permanent, og etablering af reservoirer skaber oversvømmede landarealer. I driftsfasen kan miljøet i fjorde blive ændret, fordi mængden af udløbsvand fra tunnelen følger produktionen af strøm. Den følger altså ikke det normale mønster i en elv med maksimum strømføring ved sneafsmeltning og ved større nedbørsmængder, men medfører en udjævning af ferskvandstilførslen til fjorden i løbet af året. Ændringer i terrænet under anlægs- og driftsfaserne kan have langsigtede og eventuelt permanente konsekvenser.

Nedenfor gennemgås de væsentligste mulige miljøeffekter af de forskellige elementer i et vandkraftanlæg i hhv. anlægs- (Tabel 1) og driftsfasen (Tabel 2), samt de forhold som er vigtige at have kendskab til for at vurdere påvirkninger på dyre- og planteliv. Redegørelsen er ikke udtømmende, da der kan fremkomme specifikke forhold, som f.eks. observeres i forbindelse med baggrundsundersøgelser for konkrete aktiviteter. Det er dertil vigtigt at vurdere miljøeffekterne af et vandkraftværk og aftagerprojekter i sammenhæng med andre aktiviteter i området (akkumulerede miljøeffekter) som f.eks. menneskelig brug af området (f.eks. jagt og turisme), råstofprojekter, anden infrastruktur og lignende. Den globale opvarmning kan også have stor betydning for nedbørsmængde og afsmeltning og dermed for vandføring i elve (Wang et al., 2022). Disse forhold bør inddrages i vurderinger af miljøeffekter.

I øvrigt henvises til materiale, som er udarbejdet i forbindelse med mineralefterforskning (Frederiksen et al., 2017; Johansen et al., 2015), og som kan være relevant i forhold til udarbejdelse af VVM for vandkraftprojekter og regulering af anlægsaktiviteter (Anon., 2000, 2019; Johansen et al., 2008).

Tabel 1. Oversigt over generelle miljøeffekter i anlægsfasen fra forskellige fysiske elementer ved et vandkraftværk.

	Etablering af veje	Etablering og drift af anlægslejr	Materiale-udtag til anlæg af veje	Etablering af reservoir	Deponi af materialer	Ændrede hydrologiske forhold i fjord	Etablering af transmissionslinje	Etablering af havn
Forstyrrelser af dyreliv på land	x	x	x		x		x	x
Tab af fouragerings- og yngleområder for dyreliv på land	x	x	x	x	x		x	x
Tab/påvirkning af rødlistede plantearter og anden vegetation	x	x	x	x	x		x	x
Spildevand og affald fra drift af mandskabslejre		x						
Påvirkning af gyde- og vinteropholdssteder for fjeldørreder				x				
Forhøjede niveauer af methylkviksølv i reservoir				x				
Gydeområder for marine fisk						x		
Fourageringsområder for fisk						x		
Tidspunkt for islægning af fjord						x		
Forstyrrelser af havpattedyr og –fugle i fjord		x				x		x

Tabel 2. Oversigt over generelle miljøeffekter i driftsfasen af forskellige fysiske elementer ved et vandkraftværk.

	Transmissionslinje og anden infrastruktur	Ændrede afstrømnings-forhold og vandføring i elve	Erosionszone i reservoir	Oversvømmelse af landområder	Trafik ved havn	Driftsbygninger og driftsaktiviteter
Forstyrrelser af dyreliv	x				x	x
Tab af fouragerings- og yngleområder for dyreliv	x	x	x	x		
Spildevand og affald fra drift af mandskabslejre					x	x
Påvirkning af gyde- og vinteropholdssteder for fjeldørreder		x	x			
Forhøjet niveau af methylkviksølv i reservoir				x		
Gydeområder for fisk		x		x		
Fourageringsområder for fisk i fjorde		x				
Tidspunkt for islægning af fjord		x				
Ændrede hydrografiske forhold i fjord		x				
Landskabseffekter – mindre herlighedsværdi	x		x	x		x

3.1 Forstyrrelser og tab af fourageringsområder

Dyrelivet i Arktis lever under naturgivne forhold, som kan give udfordringer i forhold til at finde tilstrækkelige mængder føde til at overleve vinterperioden, samt til opretholdelse af kropstemperatur og reproduktion.

Forstyrrelser er her forstået som aktiviteter, der fremkalder adfærdsreaktioner hos dyrelivet. Det kan være støj og lys fra menneskelige aktiviteter, helikoptere, skibe, køretøjer mm. Forstyrrelser kan have en væsentlig betydning for dyrenes muligheder for at klare sig under vanskelige livsbetingelser f.eks. om vinteren. Det samme gælder tab af fourageringsområder. Arktiske pattedyr og fugle har strategier, der optimerer deres chancer for at overleve fødemangel om vinteren. Under optimale forhold vil de akkumulere fedt om sommeren, hvor der ofte er tilstrækkelige mængder føde. Disse fedtreserver er vigtige for at overleve vinteren eller, for de fleste af fuglenes vedkommende, for at kunne trække om efteråret. Dyr opfatter generelt menneskelige forstyrrelser som en trussel. Hvis dyr bliver forstyrrede, er deres første reaktion ofte flugt. Hvis dyrelivet ikke over tid vænner sig til forstyrrelserne, forlades de forstyrrede fourageringsområder (Beale & Monaghan, 2004; Eftestol et al., 2021; Johnson et al., 2005; Plante et al., 2018; Therivel & Ross, 2007). Hvis dyr forlader et fourageringsområde, har det en negativ indflydelse på deres mulighed for at oplagre fedt: Mindre indtag af føde og mere energi brugt på flugtadfærd kan resultere i øget dødelighed om vinteren og/eller nedsat reproduktion. Endelig kan adfærd udløst af forstyrrelser resultere i skader som f.eks. brækkede lemmer, eller at æg skubbes ud af reder på fuglefjelde.

Erfaringer har vist, at dyr er mest følsomme for forstyrrelser, når de forekommer i høj tæthed i afgrænsede områder f.eks. fuglefjelde og kælvningsområder for rensdyr. Tilvænning til forstyrrelse er mest sandsynlig uden for yngleperioder, og hvis der ikke samtidig er jagt på arten.

Virkningerne af forstyrrelser kan afbødes ved at minimere forstyrrelser i de optimale fourageringsområder og ved at minimere aktiviteter, der forårsager flugt. For at minimere effekterne af forstyrrelser er det vigtigt kende dyrearternes udbredelsesområder, deres yngleområder og de tidspunkter, hvor arterne er mest følsomme over for forstyrrelser.

Etablering af veje og anden infrastruktur gør det lettere at komme ind i områder, som hidtil har været mindre tilgængelige. Det kan øge forstyrrelsesniveauet for dyrelivet, og det kan øge jagttrykket.

Etablering af reservoir, infrastruktur eller omlægning af vandløb kan medføre tab af fourageringsområder, der påvirker dyrelivet ved at mindske det samlede udbud af føde. Hvis de påvirkede dyrebestande er begrænsede af fødemængden, kan mindskede fourageringsområder have en negativ konsekvens på lokalt bestandsniveau.

I det følgende gennemgås eksempler på opmærksomhedspunkter i forbindelse med miljøvurderinger for de væsentligste dyrearter/-grupper og for vegetationen. Det skal understreges, at egentlige vurderinger af miljøeffekter forudsætter detaljeret beskrivelse af det konkrete område og vandkraftprojekt.

3.1.1 Rensdyr

Antallet af rensdyr i de grønlandske bestande har historisk set svinget (Meldgaard, 1986; Moshøj et al., 2011; Vibe, 1967), og både klimaforandringer og overgræsning er foreslået som forklaring på svingningerne. Den nuværende kvotebaserede forvaltning sigter mod at stabilisere antallet af dyr i de større bestande.

Forstyrrelser og tab af fourageringsområder er begge centrale for at vurdere et vandkraftprojekts virkninger på rensdyrbestande. Det er derfor vigtigt at kende rensdyrbestandens størrelse og kerneområder på forskellige tidspunkter af året. Særligt bør der lægges vægt på at vide, hvor rensdyrene befinder sig i kælvningstiden, hvor forstyrrelser har den største negative effekt (Aastrup, 2000).

Forstyrrelser i forbindelse med anlægsarbejder og andre aktiviteter kan resultere i:

- at rensdyrene flytter til nye områder (Vistnes & Nellemann, 2001; Vistnes et al., 2004), hvor der er risiko for, at deres muligheder for at overleve de fødebegrænsninger, der er forbundet med vinteren, forringes (Reimers, 1982).
- at de ændrer deres vandringer (Reimers et al., 2007; Skarin & Ahman, 2014; Vistnes et al., 2004).
- at deres aktivitetsmønstre ændres, så de f eks. bruger flere ressourcer på flugt eller på at finde føde, hvis de fortrænges fra deres optimale fourageringsområder (Crete et al., 1996; Murphy & Curatolo, 1987; Parker et al., 1990; Skarin & Åhman, 2014; Vistnes & Nellemann, 2007; Wilson et al., 2014).

Alle disse mulige effekter har betydning for bestandenes reproduktion (Pachkowski et al., 2013) og dødelighed (Adamczewski et al., 1992; Pinard et al., 2012; Reimers et al., 2021; Thomas, 1982; Weladji & Forbes, 2002).

I Norge har der været meget debat om vindmøllers effekter på rensdyrbestande (Nilssen, 2019) og på transmissionslinjers effekt på rensdyrs fordeling i deres udbredelsesområder. Baseret på en omfattende gennemgang af videnskabelige artikler om emnet fandt Vistnes og Nellemann (2007), at rensdyr reducerede brugen af områder med infrastruktur eller menneskelige aktiviteter med 50-95% indenfor 5 km fra kilden til forstyrrelse.

Kendskab til følgende forhold vedrørende rensdyr er væsentlige for at vurdere potentielle miljøeffekter ved vandkraft:

- Bestandsstørrelse.
- Kerneområder i kælvningstiden og om vinteren.
- Vandringsmønstre.
- Evt. andre stressorer udover dem, der er relateret til anlægs- og driftfaser, for rensdyr herunder jagttryk og beliggenhed af vigtige jagtområder.
- Følsomme områder og tidspunkter.

3.1.2 Moskusokser

I projektområdet findes moskusokser i den nordlige del (Cuyler, 2022). Moskusokser er naturligt udbredt i de nordligste områder i Arktis, hvor der ikke er ret mange menneskelige aktiviteter. Der findes derfor kun få undersøgelser af moskusoksers reaktioner overfor forstyrrelser.

Undersøgelser fra Melville Island, Canada, viste, at moskusokser reagerede på en snescooter på 345 m afstand, og at 50 % af flokken blev opmærksom på ca. 265 m afstand. Voksne hunner reagerede som regel først på forstyrrelsen (McLaren and Green (1985).

Moskusoksers reaktion på seismisk feltarbejde om vinteren blev undersøgt på Jameson Land i Østgrønland (Olesen, 1986). Olesen fandt øget andel af energikrævende aktiviteter og nedsat fødesøgningstid, når snescootere og bæltekøretøjer og helikoptere passerede.

De menneskelige aktiviteter vurderes derfor at kunne påvirke moskusokserne negativt. Det sker fordi aktiviteterne påvirker dyrenes energiforbrug og fedtakkumulering og dermed dyrenes reproduktion og vinteroverlevelse.

I forbindelse med de seismiske undersøgelser i Østgrønland i 1980'erne blev der ikke dokumenteret effekter på moskusoksebestandens størrelse (Aastrup & Mosbech, 2000). Der er begrænset viden i litteraturen om effekter af menneskelige aktiviteter på lokalt bestandsniveau, hvis man undtager jagt (Cuyler et al., 2020).

Kendskab til følgende forhold vedrørende moskusokser er væsentlige for at vurdere potentielle miljøeffekter ved vandkraft:

- Bestandsstørrelse.
- Kerneområder i kælvningstiden og om vinteren.
- Vandringsmønstre.
- Evt. andre stressorer for moskusokser, herunder jagttryk og beliggenhed af de vigtigste jagtområder.
- Følsomme områder og tidspunkter.

3.1.3 Fugle

Fugle kan blive påvirket af forstyrrelser og tab af yngle- og fourageringsområder. I projektområdet kan blisgås og canadagås samt strømand potentielt blive væsentligt påvirket, mens der ikke forventes væsentlige påvirkninger på bestandsniveau for de fleste andre fuglearter. Dog bør status for rødlistede arter som havørn og jagtfalk opdateres.

Blisgås og canadagås anvender lavtliggende, tidligt snefrie områder i Sydvestgrønland, når de ankommer fra Europa og Nordamerika om foråret. Disse forårsrastepladser er vigtige i en periode på ca. 14 dage i maj. Nogle af disse områder er kortlagt for en del år siden, og en del findes indenfor området mellem Nuuk og Kangerlussuaq (Boertmann & Egevang, 2002; Fox & Glahder, 2010; Fox et al., 2003; Fox et al., 2002; Glahder, 1999; Kristiansen & Jarrett, 2002; Malecki et al., 2000). I denne periode er gæssene meget følsomme for forstyrrelser, i en grad så ynglesuccesen kan påvirkes. Derefter slår gæssene sig ned på ynglelokaliteter, som er spredt over større områder. Gæssene er også følsomme for forstyrrelser i rugetiden (hovedsagelig juni). I juli (efter rugeperioden) forekommer gæssene igen mere koncentreret i specifikke områder.

Efter yngleperioden fælder gæssene deres svingfjer og kan ikke flyve i en periode frem til midten af august. I fældeområderne skal de kunne finde føde i 3-4 uger og samtidig kunne søge tilflugt, hvis de forstyrres af deres naturlige fjender (primært polarræv). Idet fældningen ikke er fuldt synkroniseret, vil det dreje sig om 6-8 uger, hvor der foregår fældning. Menneskelige forstyrrelser kan have stor betydning i denne periode. Blisgæs reagerer ved at flygte, når mennesker til fods er ca. 0.5 km fra dem. Gæssenes reaktion er kraftigere på lyden af helikopterflyvning, som de reagerer på i en afstand af 2-9 km, hvis helikopteren flyver lavt (Meixell & Flint, 2017; Moriguchi et al., 2010; Mosbech & Glahder, 1991; Rozell et al., 2024). Hvis gæs bliver skræmt væk fra deres fældeområde, kan det vare op til en uge, før de vender tilbage, og i nogle tilfælde sker det slet ikke. Derved mister gæssene tid til at græsse, og der er derfor risiko for, at de ikke når at få indtaget tilstrækkelig føde og dermed energi til at kunne klare efterårstrækket til vinterkvartererne i Europa og Nordamerika.

Strømand forekommer fåtalligt i projektområdet (Boertmann, 2003, 2008; Boertmann & Mosbech, 2002). I yngleperioden i juni til september opholder de sig i elve med stærk strøm, hvor de lever af mygge- og fluelarver og pupper. Ændringer i afstrømningsmønsteret i et område kan påvirke eller ødelægge dens levesteder.

Skibs- og helikoptertrafik forbundet med vandkraftanlæg kan påvirke havfugle, der opholder sig i de berørte fjorde. Mange havfugle yngler på fuglefjelde. Kraftige forstyrrelser kan udløse flugtreaktioner, der medfører, at æg eller unger bliver skubbet ud af deres rede og går tabt, at forældrefuglenes energiforbrug øges, og kan føre til øget prædation af æg og unger, fra reder som forlades under flugten (Carney & Sydeman, 1999; Labansen et al., 2021). Ligeledes kan fuglene blive fortrængt fra vigtige fødesøgningsområder i nærheden af kolonien, og hvis der ikke er alternative fødeområder, kan det i yderste konsekvens betyde, at der ikke længere er tilstrækkeligt fødegrundlag i nærområdet til opretholdelse af kolonien.

For de nævnte arter og artsgrupper er det vigtigt at have kendskab til:

- Bestandsstørrelse.
- Vigtigste kerne- og fødesøgningsområder i træktiden, i yngletiden og i fældeperioden.
- Evt. andre stressorer for gæs, strømænder og havfugle, herunder jagttryk og beliggenhed af de vigtigste jagtområder.

3.1.4 Havpattedyr

I anlægsfasen vil der forekomme skibstransport af mandskab, varer og konstruktionsmateriel til og fra havneanlægget. I driftsfasen kan disse transporter være af begrænset omfang. Transporterne vil fremkalde både over- og undervandsstøj, som kan påvirke adfærd og lokale bestande af havpattedyr (Erbe et al., 2018). Særlig fokus bør være omkring at minimere forstyrrelse af de rødlistede arter hvalros, hvidhval og spættet sæl, der kan være i eller i nærheden af området. Andre arter af sæl og hval kan i forskellig grad blive forstyrret afhængig af artens karakteristika og periode af året. Nogle arter tilpasser sig hurtigt.

Kendskab til nedenstående punkter er vigtig for at vurdere miljøeffekter på havpattedyr:

- Bestandsstørrelse.
- Vigtigste forekomstområder og -tider.
- Vigtigste fødesøgningsområder- og tider.
- Migrationsruter.
- Evt. andre stressorer, herunder jagttryk og beliggenhed af de vigtigste jagtområder.

3.1.5 Fjeldørreder

Etablering af reservoir og drift af et vandkraftanlæg ændrer afstrømningsforholdene i et større område og kan påvirke de fjeldørreder, som forekommer i mange grønlandske søer og elve (Anon., 1986; Johansen et al., 2008). I reservoiret ændres de hydrologiske forhold generelt, og den varierende vandstand, kan påvirke reservoirets indhold af næringsstoffer og eventuelle tungmetaller, hvorved områder med gydepladser kan blive påvirket negativt.

Efter etablering af vandkraftreservoirer ses ofte stigninger i methylkviksølv, som følge af methylering af uorganisk kviksølv (Kelly et al., 1997; Calder et al. 2016; Hall et al., 1997, Oiffer et al., 2009). Methylkviksølv er giftigt for fisk og højere op i fødekæden (Jonsson et al., 2022). Da uorganisk kviksølv findes i det Grønlandske miljø (AMAP, 2021; Dietz et al., 2022) anbefales det, at problematikken undersøges i forbindelse med etablering af vandkraft reservoirer.

Fjeldørreder findes i to former: En standform, som tilbringer hele livet i ferskvand, og en vandrende form, som tilbringer sommeren i havet, og som om efteråret vandrer op i elve og søer for at gyde og tilbringe vinteren. Når æggene er klækket, tilbringer den vandrende form 3 til 4 år i ferskvand, før den begynder sin årlige sommervandring til havet. I elve, hvor vandtilførslen reduceres som følge af overførsel af vand til reservoiret, kan vandstanden blive så lav, at fjeldørreder ikke kan overvintre eller vandre op i elven. I de tilfælde vil fjeldørredbestanden forsvinde fra den pågældende elv.

Den vandrende form vokser langt hurtigere end standformen og har størst betydning som konsumfisk og for turisme- og lystfiskeri.

I fjeldørredens livscyklus er følgende faktorer centrale:

- Fourageringsområder.
- Gydeområder.
- Overvintringspladser – i elve/søer skal der findes områder, der ikke bundfryser.
- For den vandrende form skal det være muligt at nå både gyde- og overvintringsområder fra havet.

Ved etablering af vandkraft kan følgende påvirke fjeldørreder negativt:

- Spærring af vandløb, hvor der er opgang af den vandrende form.
- Reducering af vandføring i elve, hvor fjeldørreder har opgang og gyder og/eller overvintrer.
- Indholdet af methylkviksølv i reservoir, afløbselve og udløbsdeltaer kan stige som følge af methylering af organisk materiale i de oversvømmede områder.
- Etablering af reservoir med varierende vandstand påvirker fouragerings- og gyde- og overvintringsområder for fjeldørreder.

3.1.6 Vegetation

Vegetation, plantesamfund og arter, kan påvirkes af vandkraftaktiviteter gennem:

- Oversvømmelse af vegetationsdækkede områder ved etablering af reservoir med varierende vandstand.
- Inddragelse af vegetationsdækkede områder til infrastruktur, udtag af sand eller grus, materialedeponier m.m.
- Ændrede fugtighedsforhold i landområder, der grænser op til reservoir.
- Ændrede lysforhold som følge af støvspredning.
- Ændringer i det lokale klima (ifølge 4.1.7).
- Støvpåvirkning fra trafik på veje.

Sjældne vegetationstyper, herunder de beskyttede naturtyper saltsøer og ensvarme kilder, og rødlistede plantearter (Boertmann & Bay, 2018) er særligt fåtallige og dermed sårbare.

I forbindelse med miljøvurdering af konkrete projekter er nedenstående forhold vigtige:

- Hvilke og hvor store områder med sjældne biotoper og arter, der påvirkes.
- Vigtigheden af de 'mistede' områder som føderessource for planteædere og afledte effekter på rensdyr- og moskusbestande.

3.1.7 Hydrografi og lokalklima i fjorde

Etablering af vandkraft indebærer ændringer i, hvor meget ferskvand der tilføres fjorden på forskellige tidspunkter af året. Desuden ændres den totale vandmængde, der tilføres fjorden, fordi vandet fra oplande, som tidligere har haft udløb et andet sted i fjorden (eller i et helt andet fjordsystem), er flyttet til vandkraftreservoiret. Det kan medføre:

- Ændring i tidspunkt og varighed af islægning af fjord.
- Ændring i saltholdighed, turbiditet (hvor klart vandet er) og andre hydrografiske parametre i fjorden.

Buch (1983) vurderede overordnet, at ovenstående ændringer i den lokale hydrografi i fjorden kan påvirke lokalklimaet nogle få kilometer fra det punkt, hvor ferskvand fra kraftværket løber ud i fjorden:

- Ændring i lufttemperaturens maksimums- og minimumsværdier på forskellige årstider.
- Ændring i frekvensen af tåge, frostrøg og rimdannelse.
- Ændring i isforholdene.

Man bør vurdere, hvad disse forhold kan betyde for vegetation, fiskebestande, havfugle og havpattedyr i fjorden. Særlig interesse knytter sig til gyde- og fiskeområder for stenbider og lodde (Johansen et al., 2008).

3.1.8 Landskabs- og terrænforhold

Vandkraftværker har betydelige effekter på landskabet, hvor transmissionslinjer, reservoir med varierende vandstand samt deponier til udsprængt materiale fra tunneletablering er de mest markante.

I Norge er der mange års erfaringer med afbødning af negative effekter af den landskabelige herlighedsværdi (placering af transmissionslinjer og udformning og placering af deponier for udsprængt materiale) og afbødende foranstaltninger i elve med fiskebestande (Eie, 2013; Hillestad, 1992):

Det udsprængte materiale kan indeholde metaller, der bliver frigivet ved kontakt med luft og vand. Der bør derfor foreligge en geokemisk vurdering af, om der kan forekomme bjergarter med miljøfarlige metaller i det udsprængte materiale.

4 Generelle anlæg og aktiviteter ved aftagerprojekter: Power-to-X anlæg og aluminiumssmelter

Aftagerprojekter til et vandkraftanlæg kan være f.eks. et Power-to-X (PtX) anlæg og en aluminiumssmelter.

Et PtX-anlæg kan f.eks. benyttes til produktion af ammoniak (Power-to-Ammonia anlæg, PtA). Det første skridt i processen er elektrolyse, hvor vand spaltes til ilt og brint. Brint kan derefter bruges i en synteseproces, hvor der tilsættes nitrogen, og der fremstilles ammoniak. Elektricitet til den energikrævende produktion af ammoniak kommer fra vandkraftanlægget. Det er på nuværende tidspunkt ikke kendt om PtA vil blive aktuelt som aftageprojekt.

Der findes kun ganske få PtX-anlæg på verdensplan, og derfor er der begrænset viden om afledte miljøpåvirkninger. Yara i Norge åbnede i august 2024 et PtX-anlæg, hvor der skal produceres gødning. I Danmark er inden for de seneste år åbnet et anlæg på Als og ved Rødekro samt et demonstrationsanlæg i Lemvig, hvor der fremstilles ammoniak. Desuden har Energistyrelsen i Danmark udbudt yderligere projekter.

En aluminiumssmelter producerer aluminium ved reduktion af aluminiumoxid, ofte ved brug af Hall-Héroult-processen. Dette er en elektrolytisk proces, hvorfor der skal benyttes enorme mængder strøm.

Vandkraftanlæggene er en stor og væsentlig del af aftagerprojekternes aftryk på miljøet. I tillæg til elementerne ved et vandkraftanlæg er de generelle anlæg og infrastruktur, der etableres igennem sådanne typer aftagerprojekter, samt afledte fysiske ændringer, følgende (Figur 3):

Et større fabriksanlæg med udledning til fjord og atmosfære

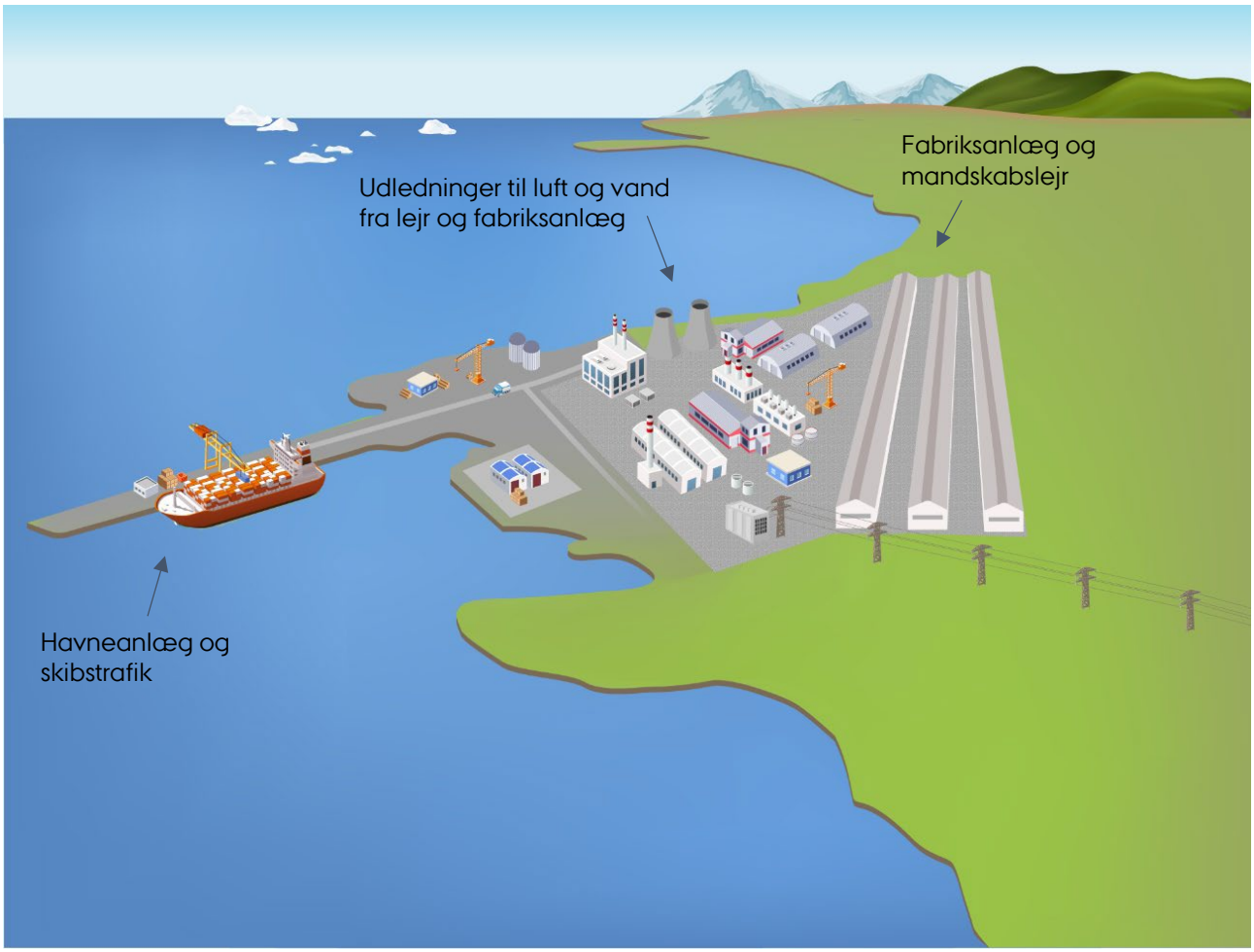
Fabriksanlægget er kernen i aftagerprojekterne. Aftagerprojekterne og den valgte teknologi har betydning for, hvilke konkrete elementer der indgår, men vil især have betydning for drivhusgasudledninger til atmosfæren.

Veje, landingsbaner og mandskabslejr

Anlæg ved en mandskabslejr er tilsvarende eller mere omfattende end for vandkraftanlægget. De fleste af anlæg ved aftagerprojekter er forbundet med veje. Vejene er som regel grusveje, og i forbindelse med vejene vil der være materialeudtag, da vejene primært etableres med lokale materialer. Der vil være en varierende mængde af trafik med flere former for køretøjer. Mandskabslejren (hvis anlægget ikke er bynært) fungerer som base for personalet, og der vil være trafik af personale til og fra alle elementer i aftagerprojektet. I nogle tilfælde etableres landingsbane(r).

Udskibningsfaciliteter

Der etableres typisk havnefaciliteter i forbindelse med aftagerprojekterne for at sikre udskibning af f.eks. aluminium og ammoniak. Der kan forventes en betydelig skibstrafik.



Figur 3. Konceptuel fremstilling af typiske elementer i et Power-to-X anlæg og en Aluminiumssmelter. Elementerne inkluderer bl.a. havneanlæg og skibstrafik, mandskabslejr, fabriksanlæg, transmissionsledninger. Bemærk at især for fabriksanlæg vil den præcise udformning, elementer inkluderet og størrelse afhænge af endeligt anlæg.

5 Generelle miljøeffekter af aftagerprojekter

Overordnet set er de miljømæssige påvirkninger fra aftagerprojekter knyttet til forstyrrelser, der relaterer sig til etablering af vandkraftsanlægget (se afsnit 2) samt etablering og drift af aftagerprojektets fabriksanlæg, mandskabslejr og øget skibstrafik. I tillæg hertil kan forventes udledninger til luft- og havmiljø fra fabriksanlæg og mandskabslejr, f.eks. affald og spildevand, der ikke er afdækket i notatet.

For alle typer aftagerprojekter skal der opbygges en infrastruktur med fabriksbygninger, indkvartering af personale samt veje. Affald og spildevand fra disse anlæg bør håndteres miljømæssigt forsvarligt efter gældende standarder. Uafhængig af aftagerprojektet vil infrastrukturen, der opbygges i forbindelse med fabriksanlægget, have samme effekter som nævnt for vandkraftanlæggets tilsvarende elementer (se afsnit 2) og bør miljøvurderes tilsvarende.

I forbindelse med aftagerprojekter gennemføres et betydeligt antal skibstransporter til og fra anlæggene. Transporterne vil skabe støj og anden forstyrrelse over og under vandet, hvilket kan påvirke havfugle og -pattedyr. Det er derfor vigtigt at vurdere den øgede skibstrafik i relation til eksisterende trafik i de berørte områder.

Effekter af spild og udslip som følge af uheld er ikke behandlet i dette notat, men spild af ammoniak i 'worst-case' scenarier er beskrevet i Fritt-Rasmussen et al. (2022). Fritt-Rasmussen (2022) inkluderer vurdering af de potentielle miljøpåvirkninger af et worst-case ammoniakspild fra Power-to-X-anlæg (PtX) og skibstransport i 3 forskellige områder: Kangerlussuaq (Sdr. Strømfjord), Kangerlussuatsiaq (Evighedsfjorden) og Nuup Kangerlua (Godthåbsfjorden). I vurderingen er modellerede værdier og estimater af ammoniakkoncentrationer i miljøet og tærskelværdier for toksicitet medtaget og brugt til at estimere potentielle risikozoner for miljøpåvirkninger. De overordnede konklusioner fra vurderingerne er, at et større, worst-case ammoniakudslip sandsynligvis vil forårsage alvorlige toksiske skader op til adskillige kilometer fra spildstedet. Den faktiske påvirkning af et spild vil i høj grad afhænge af vejr- og strømforhold, udslippets størrelse samt genopretningstiden for de berørte organismer. Det er meget vigtigt, at de højeste sikkerhedsstandarder implementeres for at undgå en ulykke og for at redde menneskeliv.

Nedenfor gennemgås overordnet de mulige miljøeffekter fra aftagerprojekterne aluminiumsmelter og PtX-anlæg (Tabel 3), samt de forhold, som er væsentlige at have kendskab til for at vurdere påvirkninger af dyre- og planteliv. Redegørelsen er ikke udtømmende, da der endnu ikke foreligger konkrete beskrivelser af aftagerprojekterne og de valgte teknologier.

5.1.1 Power-to-X anlæg

Et PtX-anlæg rummer flere forskellige komponenter, der bl.a. kan medføre støj i omgivelserne fra f.eks. elektrolyseprocessen. Desuden kan der være emissioner af overskydende procesgasser til atmosfæren. PtX-produktionen vil være baseret på elektricitet fra vandkraft, og vil derfor have en mindre CO_2-udledning end anlæg baseret på konventionelle energikilder. Ud over de effekter der knytter sig til vandkraft, kan der være en miljømæssig effekt ved

det vandforbrug, der er forbundet med elektrolysen (Koj at al, 2019). En konkret vurdering af de miljømæssige effekter af et stort vandforbrug må afvente detaljerne af et konkret projekt. Men overordnet relateres miljøeffekterne fra et stort vandforbrug til ændringer i nærtliggende ferskvandsmiljøer.

Afhængig af den anvendte teknologi kan der være kemiske biprodukter, som skal håndteres miljømæssigt forsvarligt. Koj et al. (2019) understreger, at elektricitetskilden (her vandkraft) og den anvendte metode er de væsentligste forhold at kende for at belyse de miljømæssige forhold. Uden et konkret, grønlandsk projekt kan man altså på nuværende tidspunkt ikke vurdere miljøeffekter udover dem, der knytter sig til vandkraft som energikilde.

5.1.2 Aluminiumssmelter

Aluminiumssmeltere baseret på vandkraft giver trods meget betydelige CO_2-emissioner ved elektrolyseprocessen (Anon., 2010) et relativt mindre klimamæssigt aftryk end aluminiumssmeltere baseret på traditionelle energikilder som kul og olie (Kovacs, 2015). Med forbehold for manglende detaljer om den konkrete udformning af smelteren, så sammenfattedes effekterne af aluminiumssmelteren i Alcoa's projekt således (Anon., 2008, 2010):

- Øgede mængder affald fra aluminiumsproduktion og relaterede processer.
- Spildevand fra aluminiumsproduktion og relaterede processer.
- Øgede luftemissioner (CO_2, SO_2, fluorider, fluorerede drivhusgasser, PAH'er, partikler).

Tabel 3. Oversigt over afledte effekter ved drift af Power-to-X anlæg og Aluminiumssmelter.

Afledte effekter	Power-to-X	Al-smelter
Forstyrrelser af dyreliv ved udskibning	x	x
Tab af fouragerings- og yngleområder for dyreliv	x	x
Tab/påvirkning af rødlistede plantearter	x	x
Spildevand og affald fra drift af mandskabslejre og transport af mandskab	x	x
Øgede CO_2-emissioner		x
Stort vandforbrug	x	
Risiko for spild af Al-malm i forbindelse med transport - herunder skibstransport		x
Risiko for spild eller udslip af ammoniak på land eller i forbindelse med skibstransporter	x	
Tab af landskabets herlighedsværdi	x	x

6 Afsluttende bemærkninger

Nærværende notat indeholder en generel oversigt over anlæg og aktiviteter ved et vandkraftværk og de mulige miljømæssige effekter. For konkrete projekter kan der tages udgangspunkt i oversigten, men først, når et projekt er beskrevet i detaljer, kan effekterne vurderes nøjere.

Følgeprojekterne er på nuværende tidspunkt i begrænset grad konkrete, hvorfor notatet oversigt er begrænset til infrastruktur, mens de procesmæssige forhold kun er berørt kursorisk.

7 Referenceliste

Aastrup, P. (2000). Responses of West Greenland caribou to the approach of humans on foot. Polar Research, 19(1), 83-90. https://doi.org/10.1111/j.1751-8369.2000.tb00331.x.

Aastrup, P., & Mosbech, A. (2000). Population demography of the muskoxen in Jameson Land, 1982-1990. Rangifer, 20(4), 229-238. https://doi.org/10.7557/2.20.4.1518

Adamczewski, J., Gunn, A., Laarveld, B., & Flood, P. F. (1992). Seasonal changes in weight, condition and nutrition of free-ranging and captive muskox females. Rangifer, 12(3), 179-183. https://doi.org/10.7557/2.12.3.1041

AMAP. (2021). AMAP Assessment 2021: Mercury in the Arctic. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Tromsø, Norway. 324pp.

Anon. (1986). Miljømæssig vurdering af vandkraftprojekt Kangerluarsunnguaq/Buksefjord Nuuk/Godthåb. Grønlands Fiskeri- og Miljøundersøgelser, Juli 1986. https://dce2.au.dk/Pub/arcticenvironment/reports/ArcticReport37.pdf.

Anon. (2000). Rules for field work and reporting regarding mineral resources (excluding hydrocarbons) in Greenland, Unofficial translation. Government of Greenland, Bureau of Minerals and Petroleum. https://govmin.gl/wp-content/uploads/2020/03/Rules_for_Fieldwork_and_Reporting_regarding_Mineral_Resources.pdf.

Anon. (2008). Sammenfatning af strategisk miljøvurderingsrapport (SMV 2008 rapport – DK). Udarbejdet i forbindelse med aluminiumsprojektet af Grønlands Hjemmestyres SMV arbejdsgruppe, 1. marts 2008, Nuuk. Grønlands Hjemmestyre.http://www.smv.gl/DK/SMV_2008/SMV2008_00_sammenfatning_DK_01.pdf

Anon. (2010). Kapitel 2 - Miljø. Strategisk Miljøvurdering. SMV 2010 Rapport. Udarbejdet i forbindelse med aluminiumsprojektet af Grønlands Selvstyres SMV arbejdsgruppe. Grønlands Selvstyre, Nuuk, Juli 2010 http://www.smv.gl/DK/SMV_2010/SMV2010_02_miljo_DK.pdf

Anon. (2019). Guidelines for Waste Handling from Temporary Work Camps. The Environment Agency for Mineral Resources Activities (EAMRA). Government of Greenland, 4. https://govmin.gl/wp-content/uploads/2019/09/Guidelines_for_Waste_Handling_from_Temporary_Work_Camps.pdf.

Beale, C. M., & Monaghan, P. (2004). Human disturbance: people as predation-free predators? Journal of Applied Ecology, 41(2), 335-343. https://doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00900.x.

Boertmann, D. (2003). Distribution and conservation of the Harlequin Duck, *Histrionicus histrionicus*, in Greenland. Canadian Field-Naturalist, 117(2), 249-256. https://doi.org/10.22621/cfn.v117i2.704.

Boertmann, D. (2008). Harlequin Ducks in Greenland. Waterbirds, 31, 4-7. https://doi.org/10.1675/1524-4695-31.sp2.4.

Boertmann, D., & Bay, C. (2018). Grønlands Rødliste 2018 – Fortegnelse over grønlandske dyr og planters trusselstatus. https://natur.gl/raadgivning/roedliste/

Boertmann, D., & Egevang, C. (2002). Canada Geese *Branta canadensis* in West Greenland: In conflict with Greenland White-fronted Geese *Anser albifrons flavirostris*? Ardea, 90(2), 335-336.

Boertmann, D., & Mosbech, A. (2002). Molting Harlequin Ducks in Greenland. Waterbirds, 25(3), 326-332. https://doi.org/10.1675/1524-4695(2002)025[0326:Mhdig]2.0.Co;2.

Buch, E. (1983). Vandkraft i Grønland. Lokalklima og isforhold. Grønlands Fiskeriundersøgelser. December 1983. https://dce2.au.dk/Pub/arcticenvironment/reports/ArcticReport88.pdf.

Carney, K. M., & Sydeman, W. J. (1999). A review of human disturbance effects on nesting colonial waterbirds. Waterbirds, 22(1), 68-79. https://doi.org/10.2307/1521995.

Calder, R. S. D., Schartup, A. T., Li, M. L., Valberg, A. P., Balcom, P. H., & Sunderland, E. M. (2016). Future Impacts of Hydroelectric Power Development on Methylmercury Exposures of Canadian Indigenous Communities. Environmental Science & Technology, 50(23), 13115-13122. https://doi.org/10.1021/acs.est.6b04447

Crete, M., Couturier, S., Hearn, B. J., & Chubbs, T. E. (1996). Relative contribution of decreased productivity and survival to recent changes in the demographic trend of the Riviere George caribou herd. Rangifer, 16(4), 27-36.

Cuyler, C., Marques, T.A., Correia, I.J.F., Jensen, A., Hegelund, P. & Wagnholt, J. (2022). 2018 Status Muskoxen, Maniitsoq & Sisimiut, West Greenland. Pinngortitaleriffik – Greenland Institute of Natural Resources. Technical Report, Issue no. 119, 2022.

Cuyler, C., Rowell, J., Adamczewski, J., Anderson, M., Blake, J., Bretten, T., Brodeur, V., Campbell, M., Checkley, S. L., Cluff, H. D., Côté, S. D., Davison, T., Dumond, M., Ford, B., Gruzdev, A., Gunn, A., Jones, P., Kutz, S., Leclerc, L. M.,…Ytrehus, B. (2020). Muskox status, recent variation, and uncertain future. Ambio, 49(3), 805-819. https://doi.org/10.1007/s13280-019-01205-x.

Dietz, R., Wilson, S., Loseto, L. L., Dommergue, A., Xie, Z. Q., Sonne, C., & Chételat, J. (2022). Special issue on the AMAP 2021 assessment of mercury in the Arctic. Science of the Total Environment, 843, 157020. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157020.

Eftestol, S., Tsegaye, D., Flydal, K., & Colman, J. E. (2021). Cumulative effects of infrastructure and human disturbance: a case study with reindeer. Landscape Ecology, 36(9), 2673-2689. https://doi.org/10.1007/s10980-021-01263-1.

Eie, J. A. (2013). Vannkraft og miljø. Resultater fra FoU-programmet Miljøbasert vannførin. Norges vassdrags- og energidirektorat. https://publikasjoner.nve.no/rapport/2013/rapport2013_73.pdf.

Erbe, C., Dunlop, R., & Dolman, S. (2018). Effects of Noise on Marine Mammals. In: Slabbekoorn, H., Dool-ing, R., Popper, A., Fay, R. (eds). Effects of Anthropogenic Noise on Animals. *Springer Handbook of Auditory Research*, vol 66. Springer, New York, NY. https://doi.org/10.1007/978-1-4939-8574-6_10

Fox, A. D., & Glahder, C. M. (2010). Post-moult distribution and abundance of white-fronted geese and Canada geese in West Greenland in 2007. Polar Research, 29(3), 413-420. https://doi.org/10.1111/j.1751-8369.2010.00183.x.

Fox, A. D., Glahder, C. M., & Walsh, A. J. (2003). Spring migration routes and timing of Greenland white-fronted geese - results from satellite telemetry. Oikos, 103(2), 415-425. https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2003.12114.x.

Fox, A. D., Hilmarsson, J. O., Einarsson, O., Walsh, A. J., Boyd, H., & Kristiansen, J. N. (2002). Staging site fidelity of Greenland White-fronted Geese *Anser albifrons flavirostris* in Iceland. Bird Study, 49, 42-49. https://doi.org/10.1080/00063650209461243.

Frederiksen, M., Boertmann, D., Labansen, A., Laursen, K., Loya, W. M., Merkel, F., Mosbech, A., & Aastrup, P. (2017). Review af det videnskabelige grundlag for færdselsregler i følsomme områder for dyrelivet i Grønland. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 62 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi Videnskabelige rapport nr. 242

Fritt-Rasmussen, J., Gustavson, K., Aastrup, P., Agersted, M. D., Boertmann, D., Clausen, D. S., Juncher Jørgensen, C., Lansø, A. S., & Mosbech, M. (2022). Assessment of the potential environmental impacts of a major ammonia spill from a Power-to-X plant and from shipping of ammonia in Greenland. Aarhus University, DCE- Danish Centre for Environment and Energy, 88 pp. Scientific Report No. 487.

Glahder, C. M. (1999). Spring staging areas of the Greenland white-fronted goose (*Anser albifrons flavirostris*) in West Greenland. Arctic, 52(3), 244-256. https://www.jstor.org/stable/40511777.

Hall, B. D., Cherewyk, K. A., Paterson, M. J., & Bodaly, R. A. (2009). Changes in methyl mercury concentrations in zooplankton from four experimental reservoirs with differing amounts of carbon in the flooded catchments. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 66(11), 1910-1919. https://doi.org/10.1139/f09-123.

Hillestad, K. O. (1992). Vannkraft og Landskap. Kraft og Miljø, Issue 19. NVE Norges Vassdrags- og Energiverk. https://publikasjoner.nve.no/kraftogmiljoe/kraftogmiljoe_19.pdf.

Johansen, P., Aastrup, P., Boertmann, D., Glahder, C., Johansen, K., Nymand, J., Rasmussen, L. M., & Tamstorf, M. (2008). Aluminiumsmelter og vandkraft i det centrale Vestgrønland Faglig rapport fra DMU nr. 664. http://www.dmu.dk/Pub/FR664.pdf.

Johansen, P., Asmund, G., Søndergaard, J., Gustavson, K., Bach, L., Fritt-Rasmussen, J., & Aastrup, P. (2015). Guidelines for preparing an Environmental Impact Assessment (EIA) Report for Mineral Exploitation in Greenland (3rd Ed.). Mineral Resources Authority 2015. Naalakkersuisut, Government of Greenland.https://govmin.gl/wp-content/uploads/2022/05/VVMEIA_UK.pdf.

Jonsson, S., Mastromonaco, M. N., Wang, F., Bravo, A. G., Cairns, W. R. L., Chételat, J., Douglas, T. A., Lescord, G., Ukonmaanaho, L., & Heimbürger-Boavida, L. E. (2022). Arctic methylmercury cycling. Science of the Total Environment, 850, Article 157445. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157445

Johnson, C. J., Boyce, M. S., Case, R. L., Cluff, H. D., Gau, R. J., Gunn, A., & Mulders, R. (2005). Cumulative effects of human developments on arctic wildlife. Wildlife Monographs, 160(1), 1-36. https://doi.org/10.2193/0084-0173(2005)160[1:CEOHDO]2.0.CO;2.

Johnston, T. A., Bodaly, R. A., & Mathias, J. A. (1991). PREDICTING FISH MERCURY LEVELS FROM PHYSICAL CHARACTERISTICS OF BOREAL RESERVOIRS. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 48(8), 1468-1475. https://doi.org/10.1139/f91-174

Kelly, C. A., Rudd, J. W. M., Bodaly, R. A., Roulet, N. P., StLouis, V. L., Heyes, A., Moore, T. R., Schiff, S., Aravena, R., Scott, K. J., Dyck, B., Harris, R., Warner, B., & Edwards, G. (1997). Increases in fluxes of greenhouse gases and methyl mercury following flooding of an experimental reservoir. Environmental Science & Technology, 31(5), 1334-1344. https://doi.org/10.1021/es9604931

Koj, J. C., Wulf, C., & Zapp, P. (2019). Environmental impacts of power-to-X systems - A review of technological and methodological choices in Life Cycle Assessments. Renewable & Sustainable Energy Reviews, 112, 865-879. https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.06.029

Kovacs, V. B. K., L. (2015). Comparative Analysis of the Environmental Impacts of Aluminum Smelting Technologies. In: Hyland, M. (ed.) Light Metals 2015. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-48248-4_88.

Kristiansen, J. N., & Jarrett, N. S. (2002). Inter-specific competition between Greenland White-fronted Geese (*Anser albifrons flavirostris*) and Canada Geese (*Branta canadensis interior*) moulting in West Greenland: Mechanisms and consequences. Ardea, 90(1), 1-13.

Labansen, A. L., Merkel, F., & Mosbech, A. (2021). Reactions of a colonial seabird species to controlled gunshot disturbance experiments. Wildlife Biology, 2021(1), wlb.00752. https://doi.org/10.2981/wlb.00752.

Malecki, R. A., Fox, A. D., & Batt, B. D. J. (2000). An aerial survey of nesting Greater White-fronted and Canada Geese in west Greenland. Wildfowl, 5, 49-58.

McLaren, M. A., & Green, J. E. (1985). The reactions of muskoxen to snowmobile harassment. Arctic, 38(3), 188-193.

Meixell, B. W., & Flint, P. L. (2017). Effects of Industrial and Investigator Disturbance on Arctic-Nesting Geese. Journal of Wildlife Management, 81(8), 1372-1385. https://doi.org/10.1002/jwmg.21312.

Meldgaard, M. (1986). The Greenland caribou - zoogeography, taxonomy, and population dynamics. Bioscience, 20.

Moriguchi, S., Amano, T., Ushiyama, K., Fujita, G., & Higuchi, H. (2010). Seasonal and sexual differences in migration timing and fat deposition in the Greater White-fronted Goose. Ornithological Science, 9(1), 75-82. https://doi.org/10.2326/osj.9.75.

Mosbech, A., & Glahder, C. (1991). Assessment of the impact of helicopter disturbance on moulting pink-footed geese *Anser brachyrhynchus* and barnacle geese *Branta leucopsis* in Jameson Land, Greenland. Ardea, 79(2), 232-237.

Moshøj, C., Forchammer, M. C., & Aastrup, P. (2011). Temporal and spatial variations in the long-term fluctuations of wildlife populations in Greenland. National Environmental Research Institute, Aarhus University, 36 pp. NERI Technical Report No. 808. http://www.dmu.dk/Pub/FR808.pdf.

Murphy, S. M., & Curatolo, J. A. (1987). Activity budgets and movement rates of caribou encountering pipelines, roads, and traffic in northern Alaska. Canadian Journal of Zoology, 65(10), 2483-2490. https://doi.org/10.1139/z87-377.

Nilssen, T. R. (2019). South Saami Cultural Landscape Under Pressure in: Hermandstrand, H., Kolberg, A., Nilssen, T. R. &Sem, L. (eds). Indigenous identity of the south saami: Historical and political perspectives on a minority within a minority, Chapter 9, page 171-186. https://doi.org/10.1007/978-3-030-05029-0_9.

Nygaard, K. H. & Aastrup, P. (1989). Miljømæssige aspekter ved vandkraftudbygning i Grønland. Nordisk Ministerråd.

Oiffer, L., & Siciliano, S. D. (2009). Methyl mercury production and loss in Arctic soil. Science of the Total Environment, 407(5), 1691-1700. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.10.025.

Olesen, C. R. (1986). Forstyrrelse af moskusokser i forbindelse med vinterseismisk arbejde. Jameson Land Januar - Marts 1986. Grønlands Fiskeri- og Miljøundersøgelser. https://www2.dmu.dk/Pub/arcticenvironment/reports/ArcticReport23.pdf.

Pachkowski, M., Cote, S. D., & Festa-Bianchet, M. (2013). Spring-loaded reproduction: effects of body condition and population size on fertility in migratory caribou (*Rangifer tarandus*). Canadian Journal of Zoology, 91(7), 473-479. https://doi.org/10.1139/cjz-2012-0334.

Parker, K. L., White, R. G., Gillingham, M. P., & Holleman, D. F. (1990). Comparison of energy metabolism in relation to daily activity and milk consumption by caribou and muskox neonates. Canadian Journal of Zoology, 68(1), 106-114. https://doi.org/10.1139/z90-015.

Pinard, V., Dussault, C., Ouellet, J.-P., Fortin, D., & Courtois, R. (2012). Calving rate, calf survival rate, and habitat selection of forest-dwelling caribou in a highly managed landscape. Journal of Wildlife Management, 76(1), 189-199. https://doi.org/10.1002/jwmg.217.

Plante, S., Dussault, C., Richard, J. H., & Côté, S. D. (2018). Human disturbance effects and cumulative habitat loss in endangered migratory caribou. Biological Conservation, 224, 129-143. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.05.022.

Reimers, E. (1982). Winter mortality and population trends of reindeer on Svalbard, Norway. Arctic and Alpine Research, 14(4), 295-300. https://doi.org/10.2307/1550792.

Reimers, E., Dahle, B., Eftestol, S., Colman, J. E., & Gaare, E. (2007). Effects of a power line on migration and range use of wild reindeer. Biological Conservation, 134(4), 484-494. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.08.034.

Reimers, E., Eftestol, S., & Colman, J. E. (2021). Vigilance in reindeer (*Rangifer tarandus*); evolutionary history, predation and human interference. Polar Biology, 44(5), 997-1007. https://doi.org/10.1007/s00300-021-02857-w.

Rozell, K. B., Johnson, C. B., Prichard, A. K., Gall, A. E., & McGuire, R. L. (2024). Responses of nesting greater white-fronted geese to oil development in the Arctic. Journal of Wildlife Management, 88(4), e22575. https://doi.org/10.1002/jwmg.22575.

Skarin, A., & Ahman, B. (2014). Do human activity and infrastructure disturb domesticated reindeer? The need for the reindeer's perspective. Polar Biology, 37(7), 1041-1054. https://doi.org/10.1007/s00300-014-1499-5.

Skarin, A., & Åhman, B. (2014). Do human activity and infrastructure disturb domesticated reindeer? The need for the reindeer's perspective. Polar Biology, 37(7), 1041-1054. https://doi.org/10.1007/s00300-014-1499-5.

Størset, L. (2009). Miljøvirkninger av vannkraft - forslag til undersøkelsesmetodikk. NVE, Norges Vassdrags- og Energidirektorat, Rapport nr. 3 – 2009. Oktober 2009. ISBN: 978-82-410-0694-4. https://publikasjoner.nve.no/rapport_miljoebasert_vannfoering/2009/miljoebasert2009_03.pdf.

Therivel, R., & Ross, B. (2007). Cumulative effects assessment: Does scale matter? Environmental Impact Assessment Review, 27(5), 365-385. https://doi.org/10.1016/j.eiar.2007.02.001.

Thomas, D. C. (1982). The relationship between fertility and fat reserves of peary caribou. Canadian Journal of Zoology, 60(4), 597-602. https://doi.org/10.1139/z82-089.

Vibe, C. (1967). Arctic Animals in Relation to Climate Fluctuations. Meddelelser om Grønland, nr. 170, pp. 227.

Vistnes, I., & Nellemann, C. (2001). Avoidance of cabins, roads, and power lines by reindeer during calving. Journal of Wildlife Management, 65(4), 915-925. https://doi.org/10.2307/3803040.

Vistnes, I., & Nellemann, C. (2007). Impacts of human activity on reindeer and caribou: The matter of spatial and temporal scales. Rangifer Report (12), 47-56. https://doi.org/10.7557/2.27.3.269.

Vistnes, I., Nellemann, C., Jordhoy, P., & Strand, O. (2004). Effects of infrastructure on migration and range use of wild reindeer. Journal of Wildlife Management, 68(1), 101-108. https://doi.org/10.2193/0022-541x(2004)068[0101:eoioma]2.0.co;2.

Wang, M., Benestad, R.E., Overland, J.E., Salvatori, R., Salzano, R. *et al. (2022).* Model assessment and future of the Arctic. In: AMAP Arctic Climate Change Update 2021: Key Trends and Impacts, Arctic monitoring and Assessment Programme (AMAP), Tromsø (2022), pp. 31-49. https://www.amap.no/documents/doc/arctic-climate-change-update-2021-key-trends-and-impacts.-summary-for-policy-makers/3508

Weladji, R. E., & Forbes, B. C. (2002). Disturbance Effects of Human Activities on Rangifer Tarandus Habitat: Implications for LifeHistory and Population Dynamics. Polar Geography, 26(3), 171-186. https://doi.org/DOI: 10.1080/789610191.

Wilson, R. R., Gustine, D. D., & Joly, K. (2014). Evaluating Potential Effects of an Industrial Road on Winter Habitat of Caribou in North-Central Alaska. Arctic, 67(4), 472-482.