



Pilottest av fagpanelprotokollen for vurdering av god økologisk tilstand – arktisk tundra

Jane U. Jepsen¹, Nigel G. Yoccoz², og Rolf A. Ims²

Bidragstere (alfabetisk):

Ragnhild Bjørkås¹, Kari-Anne Bråthen², Hanna Bøhner², Dorothee Ehrich², Eva Fuglei³, John-Andre Henden², Ketil Isaksen⁵, Jesper Madsen⁶, Åshild Ø. Pedersen³, Virve Ravolainen³, Eeva Soininen², Audun Stien¹, Ingunn Tombre¹, Torkild Tveraa¹, Ole Einar Tveito⁴, Ole Petter L. Vindstad²

¹ Norsk institutt for naturforskning, Avdeling for arktisk økologi, Framsenteret, Tromsø

² UiT Norges arktiske universitet, Institutt for arktisk og marin biologi, Framsenteret, Tromsø

³ Norsk Polarinstitutt, Framsenteret, Tromsø

⁴ Meteorologisk institutt, Avdeling for klimatjenester, Oslo

⁵ Meteorologisk institutt, Avdeling for modell- og klimaanalyse, Oslo

⁶ Århus Universitet, Institut for Bioscience, Rønde, Danmark

Innholdsfortegnelse

Innledning.....	4
1 Sammensetning av fagpanelet	5
2 Datagrunnlag for vurdering av økologisk tilstand	6
2.1 Avgrensningen av økosystemet	6
2.2 Overordnede betraktninger rundt datagrunnlaget	8
3 Estimering av indikatorverdier	16
4 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand	26
4.1 Begrunnelse for fenomenene	29
4.1.1 Begrunnelse for fenomener – lavarktisk tundra	29
4.1.2 Begrunnelse for fenomener – høyarktisk tundra.....	47
5 Egenskaper	57
6 Samlet vurdering	64
6.1 Samlet vurdering av kunnskapsgrunnlaget	64
6.2 Samlet vurdering av anvendte fenomener	69
6.3 Samlet vurdering av økologisk tilstand til egenskaper på tvers av indikatorer og for økosystemet som helhet.....	80
7 Oversikt over vedlegg til protokollen	100
Appendiks 1 – Indikatorer for lavarktisk tundra	100
Appendiks 2 – Indikatorer for høyarktisk tundra	100
Referanser	101
Fotnoter til Samlet vurdering av kunnskapsgrunnlaget (Tabell 6.1a,b).....	110

Innledning

Fagpanelprotokollen er inspirert av tilnærmingen til vurderinger i internasjonale organer som IPCC, IPBES, og EFES (l'Évaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques) som har det til felles at evalueringer av endringer i, og tilstanden til, komplekse systemer (klimasystemer, økosystemer) gjøres av bredt sammensatte fagpaneler etter stringente protokoller. I Fagpanelprotokollen gjøres det en strukturert vurdering av graden av evidens for at de enkelte økosystemegenskaper, og økosystemet som helhet, endrer seg så mye at en er over i en dårligere tilstand utfra fastsatte indikatorer. Samlet vurdering av tilstand i Fagpanelprotokollen krever ikke at absolutte referanseverdier eller grenseverdier settes, og anvender ikke skalerte indikatorer. Fagpanelprotokollen krever at man har en god kvalitativ forståelse for hva som kjennetegner de enkelte indikatorer og egenskaper i god økologisk tilstand (e.g. en normativ god tilstand), uten at dette nødvendigvis innebærer at man kan beskrive tilstanden kvantitativt. I tillegg krever Fagpanelprotokollen at man kan sette opp en eller flere formaliserte forventninger til hvordan hver indikator endrer seg mot dårligere tilstand som følge av påvirkning fra de menneskeskapte driverne i økosystemet (såkalte 'fenomener'). Vurderingen gjøres av et bredt sammensatt fagpanel bestående av personer med ekspertise på det aktuelle økosystemet, og kan inkludere lokale eller nasjonale stakeholders. Fagpanelets arbeide er basert på en grundig oppsummering av kunnskapsgrunnlagets kvalitet, en statistisk analyse av indikatorverdier og endringer i disse etter et hensiktsmessig analytisk rammeverk, samt en formalisert beskrivelse av alle fenomener. For indikatorer der man kan sette absolutte grenseverdier for dårlig tilstand anvendes disse som kvantitative fenomener (e.g. dårlig tilstand for indikator X tilsvarer at indikatorverdien for X har overskredet grenseverdien). Dersom slike grenseverdier ikke kan settes, formuleres fenomenene kvalitativt (e.g. dårlig tilstand for indikator X tilsvarer at indikatorverdien for X er så lav/høy at dette påvirker egenskapens eller økosystemets tilstand negativt).

Fagpanelets oppgave er:

- I. å vurdere hvor gyldige hvert av de anvendte fenomener er (e.g. hvor sikker man kan være på at endringer i disse representerer menneskelig påvirkning)
- II. hvor stor grad av evidens er det for at hvert fenomen har inntruffet (e.g. hvor store endringer ser man og i hvor høy grad er disse biologisk betydelige)
- III. basert på I og II gjøre en samlet vurdering av økologisk tilstand for hver økosystemegenskap på tvers av indikatorer og fenomener, til fastsatte kategorier for graden av avvik fra en normativ god økologisk tilstand
- IV. basert på III gjøre en samlet vurdering av økologisk tilstand for økosystemet som helhet
- V. vurdere forventet videre utvikling i økosystemets tilstand i det omfanget kunnskapsgrunnlaget tillater dette
- VI. gi anbefalinger for videreutvikling av datagrunnlag, indikatorsett og fenomener frem mot neste omløp i vurderingen.

1 Sammensetning av fagpanelet

I pilottesten av Fagpanelprotokollen for arktisk tundra har fagpanelet vært sammensatt av forskere med økologisk og klimatisk ekspertise på både høy- og lavarktiske økosystemer. De ulike deltakere har hatt litt ulike roller, oppsummert i Tabell 1.1. Siden pilottesten har blitt utført med sterk tidsbegrensning var det av praktiske årsaker ikke mulig for alle deltakere i fagpanelet å delta i selve den samlede vurderingen, som ble gjennomført under en heldags workshop i april måned. De som deltok i denne workshoppen er markert med 'deltaker i fagpanelvurderingen'. De som er markert som 'ekspert' har på ulikt vis bidratt med data, dataanalyse, formulering av enkeltindikatorer, og /eller kommentarer på utvalgte deler av vurderingen.

Tabell 1.1. Sammensetning av fagpanelet med rollefordeling.

Navn, adresse, epost	Rolle i fagpanelet	Ekspert på enkeltindikatorer/arter/egenskaper
Jane Uhd Jepsen, NINA, jane.jepsen@nina.no	Hovedforfatter, datahåndtering, deltaker i fagpanelvurderingen, Ekspert	Fjellbjørk, primærproduksjon
Rolf A. Ims, UiT, rolf.ims@uit.no	Hovedforfatter, deltaker i fagpanelvurderingen, Ekspert	Smågnagere, snøugle, øvrige predatorer
Nigel Yoccoz, UiT, nigel.yoccoz@uit.no	Hovedforfatter, datahåndtering, deltaker i fagpanelvurderingen, Ekspert	Smågnagere, abiotiske indikatorer
Ragnhild Bjørkås, NINA	Datahåndtering, sekretær for fagpanelet	
Audun Stien, NINA, audun.stien@nina.no	Ekspert, deltaker i fagpanelvurderingen	Drøvtyggere (tamrein, svalbardrein, elg)
Ingunn Tombre, NINA, ingunn.tombre@nina.no	Ekspert	Kortnebbgås, hvitkinngås
Eeva Soininen, UiT, eeva.soininen@uit.no	Ekspert, deltaker i fagpanelvurderingen	Smågnagere, plantevekstformer
John-Andre Henden, UiT, john-andre.henden@uit.no	Ekspert, deltaker i fagpanelvurderingen	Rype, fuglesamfunn
Dorothee Ehrich, UiT, dorothee.ehrich@uit.no	Ekspert	Fjellrev, rødrev, øvrige predatorer, smågnagere
Ole Petter L. Vindstad, UiT, ole.p.vindstad@uit.no	Ekspert, deltaker i fagpanelvurderingen	Fjellbjørk
Kari Anne Bråthen, UiT, kari.brathen@uit.no	Ekspert	Plantevekstformer, primærproduksjon
Hanna Bøhner, UiT, hanna.bohner@uit.no	Ekspert, deltaker i fagpanelvurderingen	Plantevekstformer, primærproduksjon
Eva Fuglei, NP, eva.fuglei@npolar.no	Ekspert	Fjellrev, svalbardrype
Virve Ravolainen NP, virve.ravolainen@npolar.no	Ekspert	Plantevekstformer, primærproduksjon
Åshild Ø. Pedersen, NP, ashild.pedersen@npolar.no	Ekspert	Svalbardrein, svalbardrype
Ole Einar Tveito, MET, oleet@met.no	Ekspert, deltaker i fagpanelvurderingen	Abiotiske indikatorer
Ketil Isaksen, MET, ketili@met.no	Ekspert	Abiotiske indikatorer
Jesper Madsen, Århus Universitet, jm@bios.au.dk	Ekspert	Kortnebbgås, hvitkinngås
Therese Sigurdson, NP, Therese.Sigurdson@npolar.no	Observatør i fagpanelvurderingen	
Torkild Tveraa, NINA, torkild.tveraa@nina.no	Ekspert	Primærproduksjon, tamrein

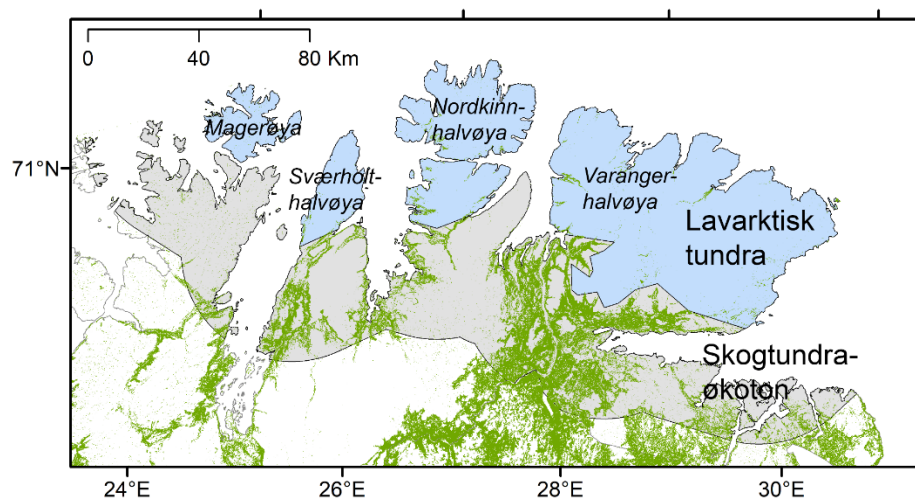
2 Datagrunnlag for vurdering av økologisk tilstand

2.1 Avgrensningen av økosystemet

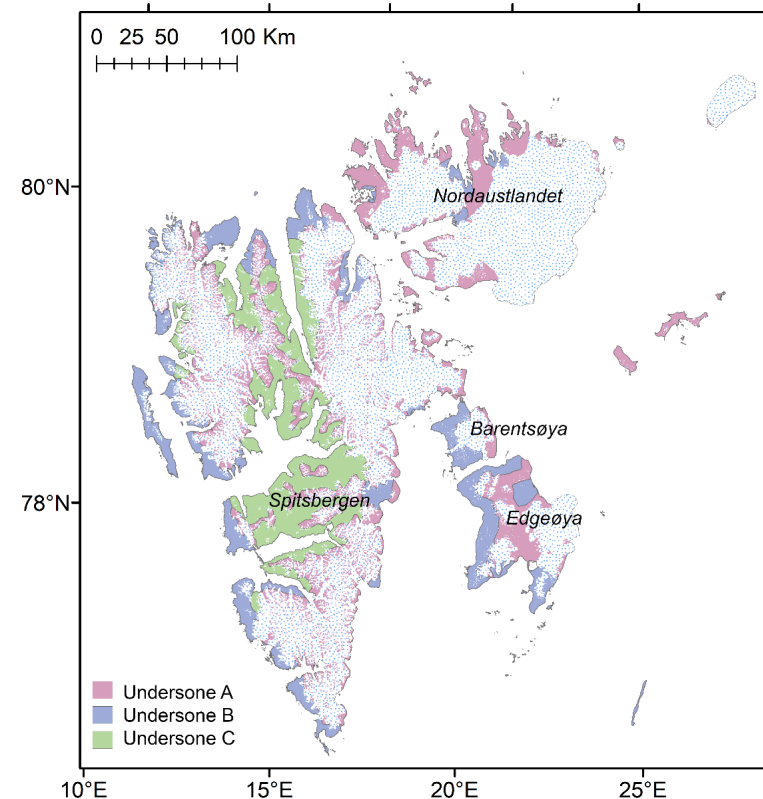
Økosystemet som vurderes her er arktisk tundra. Økosystemet inndeles i to undersystemer; lavarktisk tundra som bare forekommer på det norske fastlandet, og høyarktisk tundra som bare forekommer på Svalbard. Fagsystemet anvender samme geografiske avgrensningen av arktisk tundra som er anvendt i NiN. NiN tar utgangspunkt i de 5 bioklimatiske undersoner i Arktis som er definert i det sirkumpolare arktiske vegetasjonskartet (CAVM Team 2003, Tabell 2.1). På det norske fastlandet forekommer minst to undersoner, undersone E og undersone D; på Svalbard forekommer tre undersoner, undersone C, undersone B og undersone A. Disse undersoner er basert på den geografiske sammenhengen mellom sommertemperaturen og forekomst/fordelingen av funksjonelle plantegrupper. Arctic Biodiversity Assessment (ABA 2013) fant at denne vegetasjonsbaserte klassifikasjonen til en viss grad kunne indikere tilstedeværelse av funksjonelle grupper innen høyere trofiske nivåer, selv om det kan være betydelige geografiske forskjeller som trolig skyldes andre abiotiske variable, istidshistorikk, topografi og arealbruk. I bruken av disse må det derfor tas hensyn til at sirkumpolart fastsatte grenser ikke nødvendigvis treffer lokalt. I NiN regnes alle områder som henger sammen med områder nord for den polare skoggrensa, det vil si alle områder hvorfra det er mulig å nå kysten uten å krysse skogsmark, som arktiske (<https://artsdatabanken.no/Pages/181902>). Med denne definisjonen inkluderes Varangerhalvøya, Nordkinnhalvøya, Sværholthelvøya og Magerøya i Lav-Arktis (Figur 2.1a). Økologisk tilstand i lavarktisk tundra påvirkes av biotiske prosesser i den tilgrensede skogtundra-økotonen. Eksempler på slike prosesser kan være utmarksbeite og insektutbrudd som påvirker skogens helsetilstand og tregrensens struktur og lokalisering, eller nordlig ekspansjon av boreale arter. Fagsystemet inkluderer derfor et mindre sett av indikatorer som griper på tvers av lavarktisk tundra og skogtundra-økotonen. Det er ikke mulig å sette en entydig biologisk begrunnet grense for hvilken geografisk skala slike økoton-indikatorer bør vurderes på. I fagsystemet er derfor den geografiske avgrensningen av skogtundra-økotonen definert som en fast buffersone på 40 km sør for den lavarktiske tundraen. For høyarktisk tundra inkluderes hele Svalbard unntatt Bjørnøya (Figur 2.1b). På Svalbard beregnes indikatorer med heldekkende datagrunnlag (eks. basert på satellittdata) for hver bioklimatisk undersone for å illustrere eventuelle kontraster i indikatorenes tilstand mellom undersoner. På fastlandet beregnes slike indikatorer separat for lavarktisk tundra og skogtundra-økotonen.

Tabell 2.1. De fem sirkumpolart fastsatte arktiske bioklimatiske undersoner. *) Basert på gjennomsnittlig temperatur i juli (CAVM Team, 2003).

CAVM undersone	NiN	Betegnelse	Klimatisk avgrensning*
E	6SX-1	Arktisk kratt-tundrasone (ASHTZ)	9-12°C
D	6SX-2	Sørarktisk tundrasone (SATZ)	7-9°C
C	6SX-3	Mellomarktisk tundrasone (MATZ)	5-7°C
B	6SX-4	Nordarktisk tundrasone (NATZ)	3-5°C
A	6SX-5	Arktisk polarørkensone (APDZ)	<3°C



Figur. 2.1a. Geografisk avgrensning av vurderingsområdet for lavarktisk tundra (blå), og den tilgrensende skogtundra-økotonen (grå). Utbredelsen av skog er vist i grønt.



Figur. 2.1b. Geografisk avgrensning av vurderingsområdet for høyarktisk tundra, inndelt i tre bioklimatiske undersoner (CAVM Team, 2003). Hele Svalbard unntatt Bjørnøya er inkludert. Utbredelsen av isbreer er vist som stiplet areal.

2.2 Overordnede betraktninger rundt datagrunnlaget

Datagrunnlaget for arktisk tundra hentes fra langsiktige tematiske overvåkingssystemer og -programmer (COAT – Klimaøkologisk observasjonssystem for arktisk tundra, MOSJ – Miljøovervåking Svalbard og Jan Mayen, Hjorteviltportalen, Reinbase, Hønsefuglportalen, og internasjonal overvåking av arktiske gåsebestander), meteorologiske overvåkingsprogrammer (SeNorge, METs stasjonsnettverk), internasjonale fjernmålingsprogrammer, og fra Miljødirektoratet egne tjenester (inngrepsfri natur INON). Både MOSJ og COAT er dedikerte spesifikt til overvåking av arktiske økosystemer. MOSJ har et bredt fokus på forvaltningsrelevante miljøindikatorer for både atmosfære, land, og hav inkludert påvirkningsfaktorer slik som fiskeri, ferdsel og forurensning. COAT har et smalere fokus på spørsmålsdrevet, adaptiv overvåking av klimaeffekter på høy- og lavarktiske tundraøkosystemer, og henter sentrale tilstandsvariabler fra alle de ovennevnte programmer. Tett integrasjon opp mot forvaltning er sentralt i COAT og realiseres eksempelvis gjennom lokale referansegrupper, og test av adaptive forvaltningstiltak (f.eks på fjellrev og målerrammet skogtundra). COAT Svalbard inngår som en sentral komponent i den terrestre delen av SIOS – Svalbard Integrated Arctic Earth Observing System .

Den romlige dekningen til MOSJ og COAT er bestemmende for den romlige dekningen til store deler av dagens datagrunnlag for indikatorer for tundra i Fagsystemet. Overvåkingen av terrestre dyrearter i MOSJ har, til dels av logistiske hensyn, hatt sitt hovedfokus i nærområdene til Longyearbyen og Ny Ålesund. Det innebærer at lange feltbaserte tidsserier er begrenset til de sentrale daler på Nordenskiöldland og til Brøggerhalvøya. Av logistiske hensyn og av hensyn til vernebestemmelsene er det vanskelig å se for seg at datagrunnlaget for høyarktisk tundra noen gang kan bli 'arealrepresentativt' *sensu stricto*, og man bør derfor fokusere på å oppnå romlig representativitet gjennom gode modellbaserte design som tillater generaliseringer og ekstrapolasjoner av sammenhenger utover de overvåkede områder. Derfor vurderes datagrunnlaget i fagpanelprotokollen ikke kun med tanke på arealrepresentativitet, men også men tanke på om datagrunnlaget tillater modellbaserte generaliseringer. COAT Svalbard er underlagt samme logistiske og geografiske hensyn som MOSJ og bygger på og supplerer den langsiktige overvåkingen i MOSJ. På fastlandet bygger COAT på lang tids forskningsinnsats i Østfinnmark, med særlig fokus på Varangerhalvøya. Lavarktisk tundra og den assosierte økotonen mot nord-boreal skog (skogtundra) har her et relativt mindre geografisk omfang enn landområdene på Svalbard. Dessuten er det færre logistiske begrensninger som gjør at mulighetene både for utvidelse av dagens overvåking og uavhengige tester av ekstrapolerbarheten av estimer fra lokale modellbaserte design er større.

Den tidsmessige dekningen av datagrunnlaget for arktisk tundra ble grundig vurdert i forrige rapport (Jepsen et al. 2018, kap.3). Her ble det både vurdert om datagrunnlaget var overlappende med den klimatiske referanseperioden og, dersom dette ikke var tilfellet, om det var samlet i en periode som avvek vesentlig fra den klimatiske referanseperiode. For størsteparten av indikatorer var konklusjonen at datagrunnlaget hadde intet eller svært begrenset overlapp med referanseperioden, samt at de var samlet i et klima som hadde vesentlige avvik fra klimaet i referanseperioden, i særdeleshet for temperatur. Datagrunnlaget må altså antas å representere

en tilstand som ikke tilsvarer et 1961-1990 klima og som allerede i varierende omfang er påvirket av antropogene klimaendringer. Dette er et viktig argument for å anvende en protokoll som ikke baserer vurderingen av hva som representerer 'god tilstand' på absolute referanseverdier, ettersom slike da ville måtte settes uten data eller på et svært utilstrekkelig datagrunnlag for mange indikatorer.

Det pågår i øyeblikket en betydelig investering i oppbygging av COATs dataportal som skal forvalte COATs data, og avledede tilstandsvariabler, samt tilgjengeliggjøre disse for offentlighet, forvaltning og andre overvåkingsprogrammer. Dataportalen skal være operasjonell ved utgangen av 2020. Mange av COATs sentrale tilstandsvariabler inngår som indikatorer for arktisk tundra i Fagsystemet, og vil ved utgangen av 2020 kunne leveres fra COATs data portal om ønskelig.

Tabell 2.2a Beskrivelse av datagrunnlaget for vurdering av tilstand i lavarktisk tundra.

Data-sett navn	Data-sett ID	Datasett DOI	Eier	Lagring i dag	Lagring i 2020	Ansvarlig i forhold til fagsystemet	Beskrivelse av data og metode	Tidsperiode (start-slutt)
MODIS EVI	LA1	10.5067/MODIS/MOD13Q1.006	NASA Goddard Space Flight Center, Ocean Ecology Laboratory, Ocean Biology Processing Group. Moderate-resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) Terra	https://lpdaac.usgs.gov/	Rådata: https://lpdaac.usgs.gov/ Avledede indikatorverdier: COAT DATA Portal www.coat.no/Data	COAT	Heldekkende datasett på EVI hver 16. dag hele året med 250 x 250 m oppløsning basert på MODIS produkt MOD13Q1	2000-idag
Biomassemålinger/dekningsgradsmålinger plantevekstformer	LA2	Tilgjengelig i 2020	UiT, Kari Anne Bråthen	Lokalt på UiT	Rådata: COAT DATA Portal www.coat.no/Data Avledede indikatorverdier: COAT DATA Portal www.coat.no/Data	COAT	Stående biomasse av karplanter i tundra vegetasjonstyper (hei, snøleie, krattenger) estimert årlig midt i vekstsesongen (Bråthen et al., 2007, Soininen et al., 2018)	2005-idag
Krattdannende vier	LA3	Tilgjengelig i 2020	UiT, Kari Anne Bråthen	Lokalt på UiT	Rådata: COAT DATA Portal www.coat.no/Data Avledede indikatorverdier: COAT DATA Portal www.coat.no/Data	COAT	Stående biomasse av krattdannende vier i tundra vegetasjonstyper (hei, krattenger) estimert årlig midt i vekstsesongen (Bråthen et al., 2007, Soininen et al., 2018)	2005-idag
Fangstserier smågnagere	LA4	Tilgjengelig i 2020	UiT, Eeva Soininen	Lokalt på UiT. Oppdaterte tall publiseres løpende i årsrapporter	Rådata: COAT DATA Portal www.coat.no/Data Avledede indikatorverdier: COAT	COAT	Antall smågnagere av ulike arter i primære tundra vegetasjonstyper (Soininen et al., 2018)	2004/05-idag

				www.coat.no/Fjellrev/Varanger	DATA Portal www.coat.no/Data			
Statistikk reinbase, abundans	LA5	Tilgjengelig i 2020	NINA, Audun Stien	Reinbase www.reinbase.no Ressursregnskapet for reindriftsnæringen https://www.landbruksdirektoratet.no/no/reindriften/for-siidaandeler/publikasjoner	Rådata: Reinbase www.reinbase.no Avledede indikatorverdier: Reinbase www.reinbase.no	COAT	Distriktsvis statistikk på antall rein	1981-idag
Statistikk reinbase, slaktevekt, tap	LA6	Tilgjengelig i 2020	NINA, Audun Stien	Reinbase www.reinbase.no Ressursregnskapet for reindriftsnæringen https://www.landbruksdirektoratet.no/no/reindriften/for-siidaandeler/publikasjoner	Rådata: Reinbase www.reinbase.no Avledede indikatorverdier: Reinbase www.reinbase.no	COAT	Distriktsvis statistikk på slaktevekt og tap	1981/98-idag
Statistikk «Sett elg»	LA7	Tilgjengelig i 2020	NINA, Audun Stien/Erling Solberg	Hjorteviltportalen www.hjortevilt.no	Rådata: Hjorteviltportalen www.hjortevilt.no Avledede indikatorverdier: www.hjortevilt.no	COAT	Kommunevis statistikk på antall elg sett inkl. aldersgruppe og kjønn (Solberg et al., 2014)	2000-idag
Hiovervåkning fjellrev	LA8	Tilgjengelig i 2020	Miljødirektoratet	Lokalt på UiT. Oppdaterte tall publiseres løpende i årsrapporter www.coat.no/Fjellrev/Varanger . Nasjonale tall tilgjengelige på Miljøstatus www.miljostatus.no OBS: delvis unntatt offentlighet	Rådata: COAT DATA Portal www.coat.no/Data Avledede indikatorverdier: COAT DATA Portal www.coat.no/Data OBS: delvis unntatt offentlighet	COAT	Årlig overvåking av kjente fjellrevhi i tiltaks- og referanseområder for registrering av om det er yngling samt minimums kullstørrelse. I tiltaksområder foregår utskyting av rødrev (Ims et al., 2017)	1999-idag
Fotofeller fjellrev	LA9	Tilgjengelig i 2020	UiT, Dorothee Ehrich	Lokalt på UiT	Rådata: COAT DATA Portal www.coat.no/Data	COAT	Kamerafeller utplassert ved åtestasjoner på vinteren i	2005-idag

					Avledede indikatorverdier: COAT DATA Portal www.coat.no/Data		tiltaks- og referanseområder. I tiltaksområder foregår utskyting av rødvrev (Ims et al., 2017)	
Hekkebestand fjellvåk, fjelljo, snøugle	LA10	Tilgjengelig i 2020	UiT, Rolf Ims	Lokalt på UiT. Oppdaterte tall publiseres løpende i årsrapporter www.coat.no/Fjellrev/Varanger	Rådata: COAT DATA Portal www.coat.no/Data Avledede indikatorverdier: COAT DATA Portal www.coat.no/Data	COAT	Kartlegging av reir i faste overvåkingsområder (Ims et al., 2017)	2005/06-idag
Fotofelle rødvrev	LA11	Tilgjengelig i 2020	UiT, Dorothee Ehrich	Lokalt på UiT	Rådata: COAT DATA Portal www.coat.no/Data Avledede indikatorverdier: COAT DATA Portal www.coat.no/Data	COAT	Kamerafeller utplassert ved åtestasjoner på vinteren i tiltaks- og referanseområder. I tiltaksområder foregår utskyting av rødvrev (Ims et al., 2017)	2005-idag
Linjetaksering rype	LA12	Tilgjengelig i 2020	UiT, John-André Henden	https://www.gbif.org/dataset/c47f13c1-7427-45a0-9f12-237aad351040	Rådata: https://www.gbif.org/dataset/c47f13c1-7427-45a0-9f12-237aad351040 Avledede indikatorverdier: COAT DATA Portal www.coat.no/Data eller Hønsefuglportalen www.honsefugl.nina.no	COAT	Tetthet av rype per arealenhet basert på taksering av faste linjer. Tetthet estimeres basert på avstandsmetoden (distance sampling).	2000-idag
Skitt-tellinger rype	LA13	Tilgjengelig i 2020	UiT, John-André Henden	Lokalt på UiT. Oppdaterte tall publiseres løpende i årsrapporter www.coat.no/Fjellrev/Varanger	Rådata: COAT DATA Portal www.coat.no/Data Avledede indikatorverdier: COAT DATA Portal www.coat.no/Data	COAT	Presence-absence av rypeskitt i småkvadrater. 8 plot av 50 x 50 cm plassert systematisk innen hvert 15 x 15 m småkvadrat (Henden et al., 2011)	2005-idag
Fjellbjørk skogtundra	LA14	https://doi.org/10.5061/dryad.1nm650h	NINA, Jane U. Jepsen	https://doi.org/10.5061/dryad.1nm650h	Rådata: COAT DATA Portal www.coat.no/Data Avledede indikatorverdier: COAT DATA Portal www.coat.no/Data	COAT	Tre-tetthet, tre-helse, og rekruttering langs faste overvåkingstransekter plassert i skog med ulik grad av påvirkning fra målerutbrudd (Jepsen et al., 2013, Vindstad et al., 2019)	2010 + 2016

Bioklimatiske undersoner basert på gridda klima-data	LA15	Tilgjengelig i 2020	MET, Ole Einar Tveito	SeNorge, www.senorge.no	Rådata: SeNorge, www.senorge.no Avledede indikatorverdier: COAT DATA Portal www.coat.no/Data	COAT	Bioklimatiske undersoners utbredelse beregnet fra heldekkende griddede data (LA18) på gjennomsnittlig julitemperatur (CAVM Team, 2003)	1958-idag
Areal inngrepsfrie naturområder	LA16	Tilgjengelig i 2020	NINA, Jane U. Jepsen	Miljøstatus, www.miljostatus.no/indikator-inngrepsfrie-omrader	Rådata: https://www.miljostatus.no/indikator-inngrepsfrie-omrader Avledede indikatorverdier: COAT DATA Portal www.coat.no/Data	COAT	Heldekkende datasett som angir tap av arealer med inngrepsfri natur per status-år vurdert utfra avstand fra større tekniske installasjoner (DN-rapport 1995-6, https://tema.miljodirektoratet.no/no/Tema/Miljoovervakning/Inngrepsfrie-naturomrader-i-Norge/)	1988, 1998, 2003, 2008, 2013
Punkttakseringer av fuglesamfunn	LA17	Tilgjengelig i 2020	UiT, John-André Henden	Lokalt på UiT	Rådata: COAT DATA Portal www.coat.no/Data Avledede indikatorverdier: COAT DATA Portal www.coat.no/Data	COAT	Punkttaksering med 3 gjen-tak i juli i tundrahabitater. Abundans per art, samt artsrikhet estimert basert på occupancy/N-mixture models (Henden et al., 2013)	2005-idag
Temperatur, gridda	LA18	Tilgjengelig i 2020	MET, Ole Einar Tveito	SeNorge, www.senorge.no	Rådata: SeNorge, www.senorge.no Avledede indikatorverdier: COAT DATA Portal www.coat.no/Data	COAT	SeNorge2 data. Daglige griddede data med 1x1 km oppløsning (Lussana et al., 2018a, Lussana et al., 2018b)	1958-idag
Nedbør, gridda	LA19	Tilgjengelig i 2020	MET, Ole Einar Tveito	SeNorge, www.senorge.no	Rådata: SeNorge, www.senorge.no Avledede indikatorverdier: COAT DATA Portal www.coat.no/Data	COAT	SeNorge2 data. Daglige griddede data med 1x1 km oppløsning (Lussana et al., 2018a, Lussana et al., 2018b)	1958-idag
Snødekke	LA20	Tilgjengelig i 2020	MET, Ole Einar Tveito	SeNorge, www.senorge.no	Rådata: SeNorge, www.senorge.no Avledede indikatorverdier: COAT DATA Portal www.coat.no/Data	COAT	SeNorge2 data. Daglige griddede data med 1x1 km oppløsning (Lussana et al., 2018a, Lussana et al., 2018b)	1958-idag
Snøprofiler	LA22	Tilgjengelig i 2020	UiT, Nigel G. Yoccoz	Lokalt på UiT	Rådata: COAT DATA Portal www.coat.no/Data	COAT	Årlige snøprofiler i krattenger og hei med måling av snødybde,	2006-idag

					Avledede indikatorverdier: COAT DATA Portal www.coat.no/Data		lagstruktur og hardhet/tykkelse per lag.	
--	--	--	--	--	--	--	--	--

Tabell 2.2b Beskrivelse av datagrunnlaget for vurdering av tilstand i høyarktisk tundra.

Datasekk navn	Data-sett ID	Datasekk DOI	Eier	Lagring i dag	Lagring i 2020	Ansvarlig i forhold til fagsystemet	Beskrivelse av data og metode	Tidsperiode (start-slutt)
MODIS EVI	HA1	Tilgjengelig i 2020	NASA Goddard Space Flight Center, Ocean Ecology Laboratory, Ocean Biology Processing Group. Moderate-resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) Terra	https://lpdaac.usgs.gov/	Rådata: https://lpdaac.usgs.gov/ Avledede indikatorverdier: COAT DATA Portal www.coat.no/Data	COAT	EVI hver 16. dag hele året med 250 x 250 m oppløsning basert på MODIS produkt MOD13Q1	2000-idag
Telling, Svalbardrein	HA2	Tilgjengelig i 2020	Norsk Polarinstitutt, Åshild Ø. Pedersen	MOSJ, www.mosj.no/no/fauna/land/svalbardrein-bestand.html	Rådata: MOSJ, www.mosj.no/no/fauna/land/svalbardrein-bestand.html Avledede indikatorverdier: MOSJ, www.mosj.no/no/fauna/land/svalbardrein-bestand.html	COAT	Årlige tellinger av antall Svalbardrein på sommerstid (Adventdalen) eller vintertid (Brøggerhalvøya) i faste telleområder (Aanes et al., 2003, Hansen et al., 2019a)	1978/79-idag
Kalvingsrater og kadavre, Svalbardrein	HA3	Tilgjengelig i 2020	Norsk Polarinstitutt, Åshild Ø. Pedersen	Lokalt på NP	Rådata: COAT DATA Portal www.coat.no/Data Avledede indikatorverdier: COAT DATA Portal www.coat.no/Data	COAT	Kun data for Adventdalen. Antall kalv per simle under sommertellingen (1979-i dag). Antall kadavre funnet (1991-i dag)(Hansen et al., 2019a)	1979/1991-idag
Telling vinterområder, kortnebbgås	HA5	Tilgjengelig i 2020	Aarhus Universitet, Jesper Madsen	Oppdaterte tall publiseres løpende: http://egmp.aewa.info/resources/publications	Rådata: COAT DATA Portal www.coat.no/Data Avledede indikatorverdier: COAT DATA Portal www.coat.no/Data	COAT	Årlige bestandstall basert på telling i vinterområder (Madsen et al., 2017)	1965-idag
Telling vinterområder, hvitkinngås	HA6	Tilgjengelig i 2020	Aarhus Universitet, Jesper Madsen	Oppdaterte tall publiseres løpende: https://monitoring.w	Rådata: COAT DATA Portal www.coat.no/Data	COAT	Årlige bestandstall basert på telling i vinterområder (Musgrove et al., 2011,	1988-idag

				wt.org.uk/our-work/goose-swan-monitoring-programme/species-accounts/svalbard-barnacle-goose/	Avledede indikatorverdier: COAT DATA Portal www.coat.no/Data		Wildfowl and Wetlands Trust, 2017)	
Hiovervåkning , fjellrev	HA7	Tilgjengelig i 2020	Norsk Polarinstitutt, Eva Fuglei	MOSJ, www.mosj.no/no/fauna/land/fjellrev-bestand.html OBS: delvis unntatt offentlighet	Rådata: http://www.mosj.no/no/fauna/land/fjellrev-bestand.html Avledede indikatorverdier: COAT DATA Portal www.coat.no/Data OBS: delvis unntatt offentlighet	COAT	Årlig overvåking av kjente fjellrevhi for registrering av om det er yngling samt minimums kullstørrelse (Eide et al., 2012, Hansen et al., 2013)	1993/97 -idag
Punkttaksering, Svalbardrype	HA8	Tilgjengelig i 2020	Norsk Polarinstitutt, Eva Fuglei	MOSJ, www.mosj.no/no/fauna/land/svalbardrype-bestand.html	Rådata: MOSJ, www.mosj.no/no/fauna/land/svalbardrype-bestand.html Avledede indikatorverdier: COAT DATA Portal www.coat.no/Data	COAT	Punkttakseringer av tilstedeværelse av territoriell hanner på faste overvåkingspunkter (Pedersen et al., 2012, Soininen et al., 2016)	2000-idag
Bioklimatiske undersoner basert på gridda klimadata	HA10	Tilgjengelig i 2020	MET, Ole Einar Tveito/NINA, Jane Uhd Jepsen	https://archive.norstore.no/pages/public/datasetDetail.jsf?id=10.11582/2018.00006	Rådata: https://archive.norstore.no/pages/public/datasetDetail.jsf?id=10.11582/2018.00006 Avledede indikatorverdier: COAT DATA Portal www.coat.no/Data	COAT	Bioklimatiske undersoners utbredelse beregnet fra heldekkende griddede data (HA12) på gjennomsnittlig julitemperatur (CAVM Team, 2003)	1961-idag
Areal inngrepsfrie naturområder	HA11	Tilgjengelig i 2020	NINA, Jane Uhd Jepsen	Miljødir WMS/WFS tjeneste	Rådata: Miljødir WMS/WFS tjeneste Avledede indikatorverdier: COAT DATA Portal www.coat.no/Data	COAT	Heldekkende datasett som angir tap av arealer med inngrepsfri natur per status-år vurdert ut fra avstand fra større tekniske installasjoner (Miljødirektoratets rapport M-703, https://tema.miljodirektoratet.no/no/Tema/Miljoovervakning/Inngrepsfrie-naturomrader-i-Norge/)	1990 og 2015

Temperatur, gridda	HA12	Tilgjengelig i 2020	MET, Ole Einar Tveito	https://archive.norstore.no/pages/public/datasetDetail.jsf?id=10.11582/2018.00006	Rådata: https://archive.norstore.no/pages/public/datasetDetail.jsf?id=10.11582/2018.00006 Avledede indikatorverdier: COAT DATA Portal www.coat.no/Data	COAT	Sval-Imp datasettet med 1x1 km oppløsning basert på ERA40 og ERA Interim (Østby et al., 2017, Vikhamar-Schuler et al., 2019)	1958-2017
Nedbør, gridda	HA13	Tilgjengelig i 2020	MET, Ole Einar Tveito	https://archive.norstore.no/pages/public/datasetDetail.jsf?id=10.11582/2018.00006	Rådata: https://archive.norstore.no/pages/public/datasetDetail.jsf?id=10.11582/2018.00006 Avledede indikatorverdier: COAT DATA Portal www.coat.no/Data	COAT	Sval-Imp datasettet med 1x1 km oppløsning basert på ERA40 og ERA Interim (Østby et al., 2017, Vikhamar-Schuler et al., 2019)	1958-2017
Permafrost, borehull	HA14	Tilgjengelig i 2020	MET, Ketil Isaksen	MOSJ: www.mosj.no/en/climate/land/permafrost.html	Rådata: MOSJ: www.mosj.no/en/climate/land/permafrost.html Avledede indikatorverdier: MOSJ: www.mosj.no/en/climate/land/permafrost.html	COAT	Temperatur i permafrost for de øverste 15 meter, Jansonhaugen (Isaksen et al., 2001)	1999-idag
Snødekke, gridda	HA15	Tilgjengelig i 2020	MET, Ole Einar Tveito	https://archive.norstore.no/pages/public/datasetDetail.jsf?id=10.11582/2018.00006	Rådata: https://archive.norstore.no/pages/public/datasetDetail.jsf?id=10.11582/2018.00006 Avledede indikatorverdier: COAT DATA Portal www.coat.no/Data	COAT	Sval-Imp datasettet med 1x1 km oppløsning basert på ERA40 og ERA Interim (Østby et al., 2017, Vikhamar-Schuler et al., 2019)	1958-2017

3 Estimering av indikatorverdier

I dette kapittel beskrives metoder for hvordan indikatorverdier beregnes basert på datagrunnlaget presentert i Kap. 2. Først beskrives det overordnede analytiske rammeverket anvendt til å estimere endringsrater i abiotiske indikatorer, og indikatorer som er basert på tidsserier. Deretter presenteres spesifikke metoder for hver enkelt indikator kort i tabellform (Tabell 3.1 a Lavarktisk tundra og Tabell 3.1b Høyarktisk tundra). I Fagpanelprotokollen skal den overordnede metoden anvendt for vurdering av usikkerhet angis til en av tre overordnede kategorier: (1) basert på etablerte statistiske metoder (modell eller design-basert), hvor variasjon i rom og/eller tid i utvalget er brukt, (2) kvantitative metoder utviklet spesielt for formålet (for eksempel permuteringstilnærminger som er ikke basert på et utvalg eller statistisk fordeling), (3) ekspertvurderinger med antatte statistiske fordelinger. I denne piloten er metode 2) og 3) aldri brukt. Vi angir derfor kun metode 1). Dersom datagrunnlaget som var til rådighet for piloten ikke tillater vurdering av usikkerheter er dette angitt. Appendix 1 og 2 er viktige supplement til Kap. 3. Disse inneholder grafiske fremstillinger av alle indikatorverdier, og bakgrunnsdata for disse, samt supplerende metoder for estimering av indikatorverdier der dette er påkrevd.

Abiotiske indikatorer (klima) - Estimering av endringsrater etter referanseperiode 1961-90

For å estimere lineære endringer etter 1991, med utgangspunkt i referanseperiode 1961-90, er det brukt en to-trinns bootstrap: 1) bootstrap av data for de første 30 årene (1961-90) som grunnlag for å estimere usikkerhet i gjennomsnittet for referanseperioden, 2) bootstrap av data for 1991-2017/8, med en lineær regresjonsmodell med utgang (origo) i gjennomsnittet for 1961-90. Ikke alle abiotiske indikatorer kan estimeres basert på en enkelt lineær sammenheng. For indikatorer som hadde lineære endringer på log-skala og fordelinger tilsvarende Poisson (eks. uttrykt som antall dager, eller med varians proporsjonal med gjennomsnittet), er det brukt en log-lineær modell og en to-trinns bootstrap. Den eneste forskjellen fra den lineære modellen (basert på normalfordeling) er at gjennomsnittet for 1961-90 i trinn 2 ble spesifisert som et offset i en glm funksjon.

Øvrige indikatorer - Estimering av endringsrater for tidsserier

For å estimere lineære endringer, er det brukt regresjonsmodeller med forskjellige struktur for residualene. AIC ble brukt for å velge den beste modellen. Mulige modeller var: 1) AR0, dvs en vanlig lineær regresjon med uavhengige residualer, 2) AR1, dvs 1ste orden autoregressiv modell for residualer, 3) AR2, 2dre orden autoregressiv modell for residualer, og 4) ARMA11, dvs 1ste orden autoregressiv og glidende gjennomsnitt modell. Funksjonen `gls()` i R-biblioteket `nlme` er brukt for å regne alle modeller. Prediksjon for den beste modellen basert på AIC ble beregnet med funksjonen `predictSE.gls()` i biblioteket `AICmodavg`. Estimeringsmetoden REML ble brukt, unntatt noen få tilfeller hvor modellen ikke konvergente og estimeringsmetoden ML ble brukt isteden. Når transformering (log eller logit) ble brukt, viser vi tilbaketransformerte predikerte verdier. R^2 ble beregnet som kvadraten av korrelasjonen mellom de predikerte og de observerte verdiene, og 95% konfidensintervaller ble beregnet med funksjon `intervals()` i `nlme`. For enkelte tidsserier med kjent AR-struktur, som for eksempel smågnagere, ble det brukt systematisk AR2 modeller (Bjørnstad *et al.*, 1995, Henden *et al.*, 2009). Hvilken modell som ble valgt for hver enkelt datasett fremgår av figurene med indikatorverdier og bakgrunnsdata i Appendix 1 og 2.

Tabell 3.1a. Metoder for estimering av indikatorverdier for lavarktisk tundra. Supplerende metoder for enkelte indikatorer er gitt i Appendiks 1 til denne vurderingen.

Indikator	Datasett ID	Metoder for estimering av indikatorverdi(er)	Metode for estimering av usikkerhet
Maksimal produktivitet	LA1	Det anvendes estimer fra fjernmålingsdata (heldekkende for økosystemet). Årlig maksimal produktivitet i vekstsesongen beregnes i form av maks EVI per piksel over alle observerte verdier i perioden juni – august hvert år. Endringsrate i maksimal produktivitet over alle år beregnes per piksel med en lineær regresjon (ARO). Som indikatorverdi brukes både frekvensfordelinger av endringsrater (regresjonskoeffisient), og en kart-fremstilling av hvilke arealer som viser grønnings/bruningstrender i den aktuelle tidsperioden.	Kategori 1) Basert på statistiske metoder.
Start på vekstsesongen	LA1	Det anvendes estimer fra fjernmålingsdata (heldekkende for økosystemet). Start på vekstsesongen beregnes per piksel som den dato der EVI overstiger 50% av maks produktivitet. Endringsrate i start på vekstsesongen over alle år beregnes per piksel med en lineær regresjon (ARO). Som indikatorverdi brukes både frekvensfordelinger av endringsrater (regresjonskoeffisient), og en kart-fremstilling av hvilke arealer som viser tidligere/seinere start på vekstsesongen.	Kategori 1) Basert på statistiske metoder.
Plantebiomasse	LA2	Indikatorverdien er årlig stående biomasse i eng og hei. Endringsrate i indikatoren beregnes per vegetasjonstype med AR-modeller som beskrevet over.	Kategori 1) Basert på statistiske metoder.
Plantevekstformer vs. smågnagere	LA2, LA4	Plantevekstformer representeres ved årlig stående biomasse. Smågnagere representeres ved totalabundans (fangst/100 felledøgn) av alle smågnagere per overvåkingsområde og sesong (vår og høst). Indikatorverdien er mengdeforholdet mellom de to trofiske nivåer uttrykt som log ratio plantevekstformer:smågnagere. Endringsraten i indikatorverdien beregnes med AR-modeller som beskrevet over.	Kategori 1) Basert på statistiske metoder.
Plantevekstformer vs. drøvtyggere	LA2, LA5	Plantevekstformer representeres ved årlig stående biomasse. Drøvtyggere representeres ved totalabundans av rein på distriktsnivå. Indikatorverdien er mengdeforholdet mellom de to trofiske nivåer uttrykt som log ratio plantevekstformer:rein. Endringsraten i indikatorverdien beregnes med AR-modeller som beskrevet over.	Kategori 1) Basert på statistiske metoder.

Smågnagere vs. karnivore vertebrater	LA4, LA10	Smågnagere representeres ved sesongvis (vår og høst) totalabundans (fangst/100 felledøgn) av alle smågnagere per overvåkingsområde. Karnivore vertebrater utgjøres her av fjelljo, fjellvåk, og snøugle. De representeres ved årlig totalabundans (antall hekkende par) per overvåkingsområde. Indikatorverdien er mengdeforholdet mellom de to trofiske nivåer uttrykt som log ratio smågnagere:karnivorer. Endringsraten i indikatorverdien beregnes med AR-modeller som beskrevet over.	Kategori 1) Basert på statistiske metoder.
Drøvtyggere vs. karnivore vertebrater	LA5, LA11	Drøvtyggere representeres ved årlig totalabundans av rein i Varangerdistriktene. Karnivore vertebrater representeres ved rødrev (årlig andel dager med rødrev på kamerafeller). Indikatorverdien er mengdeforholdet mellom de to trofiske nivåer uttrykt som log ratio rein:rødrev. Endringsraten i indikatorverdien beregnes med AR-modeller som beskrevet over.	Kategori 1) Basert på statistiske metoder.
Plantevekstformer	LA2	Plantevekstformer representeres ved årlig stående biomasse av de mest sentrale arter/funksjonelle grupper i eng og hei. Endringsrater i plantebiomasse over alle år beregnes per art/funksjonell gruppe og per vegetasjonstype med AR-modeller som beskrevet over. Som indikatorverdier brukes både stående biomasse, og mengdeforholdet i form av log ratio mellom mere spiselige versus mindre spiselige funksjonelle grupper (urter/spiselige gress:silikariske gress, urter/spiselige gress:krekling)	Kategori 1) Basert på statistiske metoder.
Herbivore vertebrater	LA4, LA5, LA7, LA12	Herbivore vertebrater representeres ved smågnagere, rype, rei og elg. Smågnagere representeres ved sesongvis (vår og høst) totalabundans (fangst/100 felledøgn) av alle smågnagere per overvåkingsområde. For rype brukes årlig estimert tetthet oppdelt på Varanger og øvrige arealer i Østfinnmark. Rein representeres ved årlig totalabundans i hver av Varangerdistriktene, mens elg representeres ved årlig antall sett elg/dag i alle tundrakommuner i Østfinnmark. Indikatorverdiene er 1) mengdeforholdet mellom rein (mer arktisk) og elg (mer boreal) uttrykt som log ratio rein:elg, 2) mengdeforholdet mellom lemen (mer arktisk) og fjellrotte/gråsidemus (mer boreale) uttrykt som log ratio lemen:mus, og 3) mengdeforholdet mellom rype og rein uttrykt som log ratio rype:rein. Endringsraten i indikatorverdiene beregnes med AR-modeller som beskrevet over.	Kategori 1) Basert på statistiske metoder.
Karnivore vertebrater	LA9, LA10, LA11	Karnivore vertebrater representeres ved årlig abundans av rødrev, fjellrev (andel dager på kamerafeller), fjelljo, fjellvåk og snøugle	Kategori 1) Basert på statistiske metoder.

		(antall hekkende par). Indikatorverdiene er 1) mengdeforholdet mellom fjellrev (mer arktisk) og rødrev (mer boreal) uttrykt som $\log \text{ratio fjellrev:rødrev}$, og 2) mengdeforholdet mellom fjelljo (mer arktisk) og fjellvåk (mer boreal) uttrykt som $\log \text{ratio fjelljo:fjellvåk}$. Endringsraten i indikatorverdiene beregnes med AR-modeller som beskrevet over.	
Krattdannende vier	LA3	Indikatoren representeres ved årlig stående biomasse av krattdannende vier i primære vegetasjonstyper. Endringsraten i indikatoren beregnes per vegetasjonstype med AR-modeller som beskrevet over.	Kategori 1) Basert på statistiske metoder.
Krekling	LA2	Indikatoren representeres ved årlig stående biomasse av krekling i primære vegetasjonstyper. Endringsraten i indikatoren beregnes per vegetasjonstype med AR-modeller som beskrevet over.	Kategori 1) Basert på statistiske metoder.
Fjellbjørk i skogtundra	LA14	Indikatoren representeres ved tetthet av levende fjellbjørk (trær/m ²) samt tetthet av frøplanter under 1.3 m høyde (planter/m ²) i faste overvåkingstransektter. Datagrunnlaget tillater ikke beregning av endringsrater.	Kategori 1) Basert på statistiske metoder.
Lemen	LA4	Indikatorverdien er årlig, sesongvis (vår og høst) totalabundans (fangst/100 felledøgn) av lemen per overvåkingsområde. Endringsraten i indikatoren beregnes med AR-modeller som beskrevet over.	Kategori 1) Basert på statistiske metoder.
Rype	LA12, LA13	Indikatoren representeres ved to ulike tetthetsindekser; årlig antall rype/km ² estimert fra linjetakseringsdata fra Østfinnmark og årlig sannsynlighet for tilstedeværelse av rype estimert fra skittellinger i faste overvåkingsruter på Varanger. Endringsraten i indikatoren beregnes med AR-modeller som beskrevet over.	Kategori 1) Basert på statistiske metoder.
Tamrein abundans	LA5	Indikatorverdien er årlig totalabundans av rein i Varangerdistriktene. Endringsraten i indikatoren beregnes med AR-modeller som beskrevet over.	Det er ikke knyttet et usikkerhetsmål til dette datasettet.
Tamrein kalvevekt	LA6	Indikatorverdien er årlig gjennomsnittlig slaktevekt for reinkalver i Varangerdistriktene. Endringsraten i indikatoren beregnes med AR-modeller som beskrevet over.	Det er ikke knyttet et usikkerhetsmål til dette datasettet.
Tamrein produksjon	LA6	Indikatorverdien er årlig kalveprosent etter tap i Varangerdistriktene. Endringsraten i indikatoren beregnes med AR-modeller som beskrevet over.	Det er ikke knyttet et usikkerhetsmål til dette datasettet.
Rødrev kameraindeks	LA11	Indikatorverdien er årlig andel dager med rødrev på kamerafeller i tiltaks- og kontrollområder. Endringsraten i indikatoren beregnes med AR-modeller som beskrevet over.	Det er ikke knyttet et usikkerhetsmål til dette datasettet i piloten. Usikker-

			hetsmål vil kunne beregnes (jvf Anbefalinger for videreutvikling i Appendiks 1)
Snøleier	LA2	Indikatorverdien er årlig andel av faste overvåkingsplot i snøleie som har tilstedeværelse av dvergbusker. Endringsraten i indikatoren beregnes med AR-modeller som beskrevet over.	Kategori 1) Basert på statistiske metoder.
Bioklimatiske undersoner	LA15	Indikatorverdien er samlet tundraareal som rent klimatiske ligger innen de bioklimatiske undersoner D (eller kaldere), undersone E samt nordborealt (sone F) beregnet for den klimatiske referanseperioden (1961-1990) og for hver 10 års periode etter denne. Det beregnes ikke endringsrater.	Kategori 1) Basert på statistiske metoder.
Areal inngrepsfrie naturområder (INON)	LA16	Indikatorverdien er samlet inngrepsfritt areal beregnet for hver bioklimatisk undersone for hvert statusår (1988, 1998, 2003, 2008, 2013). Det beregnes ikke endringsrater.	Det er ikke knyttet et usikkerhetsmål til dette datasettet.
Fjellrev abundans	LA8	Indikatorverdien er årlig antall kull observert i hhv tiltaks- og kontrollområder. Endringsraten i indikatoren beregnes med AR-modeller som beskrevet over.	Det er ikke knyttet et usikkerhetsmål til dette datasettet i piloten. Data for enkelthi er unntatt offentligheten. Usikkerhetsmål vil kunne beregnes dersom data fra enkelthi kan anvendes.
Fjellrev produksjon	LA8	Indikatorverdien er årlig kullstørrelse observert på hi i hhv tiltaks- og kontrollområder. Endringsraten i indikatoren beregnes med AR-modeller som beskrevet over.	Kategori 1) Basert på statistiske metoder.
Fjellrev kameraindeks	LA9	Indikatorverdien er andel dager med fjellrev på kamerafeller i tiltaks- og kontrollområder. Endringsraten i indikatoren beregnes med AR-modeller som beskrevet over.	Kategori 1) Basert på statistiske metoder.
Snøugle abundans	LA10	Indikatorverdien er årlig antall hekkende par i faste overvåkingsområder. Datagrunnlaget tillater ikke beregning av endringsrater.	Det er ikke knyttet et usikkerhetsmål til dette bestandsestimatet. Dette skyldes svært få forekomster av hekkende snøugle i overvåkingsperioden.
Snøugle produksjon	LA10	Indikatorverdien er årlig kullstørrelse hos hekkende par i faste overvåkingsområder. Datagrunnlaget tillater ikke beregning av endringsrater.	Kategori 1) Basert på statistiske metoder.
Fuglesamfunn	LA17	Fuglesamfunn representeres med total estimert abundans av fuglearter oppdelt i habitat (åpen tundra versus kratt). I tillegg anvendes artsrikhet av tundraarter. Både abundans og artsrikhet er estimert fra en occupancy/N-mixture modell. Indikatorverdien er	Kategori 1) Basert på statistiske metoder.

		mengdeforholdet mellom tundra og krattarter uttrykt som log ratio tundraarter:krattarter. Endringsraten i indikatoren beregnes med AR-modeller som beskrevet over.	
Ekstremkuldedager	LA18	Indikatorverdien er årlig antall dager i løpet av vinteren (nov.-apr.) som har middeltemperatur < -30°C for tundra og økoton. I tillegg anvendes fordelingen av pikselvise endringsrater over alle år etter den klimatiske referanseperioden (dvs 1991-2018). Endringsraten i indikatoren beregnes med log-lineære modeller som beskrevet for abiotiske indikatorer over.	Kategori 1) Basert på statistiske metoder.
Vintermildværsdager	LA18	Indikatorverdien er årlig antall dager i løpet av vinteren (nov.-apr.) som har middeltemperatur < 0°C for tundra og økoton. I tillegg anvendes fordelingen av pikselvise endringsrater over alle år etter den klimatiske referanseperioden (dvs 1991-2018). Endringsraten i indikatoren beregnes med log-lineære modeller som beskrevet for abiotiske indikatorer over.	Kategori 1) Basert på statistiske metoder.
Graddager	LA18	Indikatorverdien er årlig antall graddager (> 5°C). Indikatorverdien er årlig akkumulert nedbør innenfor tundra og økoton. I tillegg anvendes fordelingen av pikselvise endringsrater over alle år etter den klimatiske referanseperioden (dvs 1991-2018). Endringsraten i indikatoren beregnes med lineære modeller som beskrevet for abiotiske indikatorer over.	Kategori 1) Basert på statistiske metoder.
Graddagssum vekstsesong	LA18	Indikatorverdien er årlig graddagssum (> 5°C) i vekstsesongen (mai-okt) for tundra og økoton. Endringsraten i indikatoren beregnes med lineære modeller som beskrevet for abiotiske indikatorer over.	Kategori 1) Basert på statistiske metoder.
Nedbør	LA19	Indikatorverdien er årlig akkumulert nedbør innenfor tundra og økoton. I tillegg anvendes fordelingen av pikselvise endringsrater over alle år etter den klimatiske referanseperioden (dvs 1991-2018). Endringsraten i indikatoren beregnes med lineære modeller som beskrevet for abiotiske indikatorer over.	Kategori 1) Basert på statistiske metoder.
Nedbør vekstsesong	LA19	Indikatorverdien er årlig akkumulert nedbør i vekstsesongen (mai-okt) for tundra og økoton. Indikatorverdien er årlig akkumulert nedbør innenfor tundra og økoton. I tillegg anvendes fordelingen av pikselvise endringsrater over alle år etter den klimatiske referanseperioden (dvs 1991-2018). Endringsraten i indikatoren beregnes med lineære modeller som beskrevet for abiotiske indikatorer over.	Kategori 1) Basert på statistiske metoder.

Snødekke varighet	LA20	Indikatorverdien er årlig antall dager i løpet av vinteren (nov.-apr.) som har snødekke for tundra og økoton. Indikatorverdien er årlig akkumulert nedbør innenfor tundra og økoton. I tillegg anvendes fordelingen av pikselvise endringsrater over alle år etter den klimatiske referanseperioden (dvs 1991-2018). Endringsraten i indikatoren beregnes med lineære modeller som beskrevet for abiotiske indikatorer over.	Kategori 1) Basert på statistiske metoder.
Bakkeis	LA22	Indikatorverdien er årlig andel av snøprofiler som har hard snø eller is i de underste 5 cm mot bakken. Endringsraten i indikatoren beregnes med lineære modeller som beskrevet for abiotiske indikatorer over.	Kategori 1) Basert på statistiske metoder.

Tabell 3.1b. Metoder for estimering av indikatorverdier for høyarktisk tundra. Supplerende metoder for enkelte indikatorer er gitt i Appendiks 2 til denne vurderingen.

Indikator	Datasekk ID	Metoder for estimering av indikatorverdi(er)	Metode for estimering av usikkerhet
Maksimal produktivitet	HA1	Det anvendes estimerer fra fjernmålingsdata (heldekkende for økosystemet). Årlig maksimal produktivitet i vekstsesongen beregnes i form av maks EVI per piksel over alle observerte verdier i perioden juni – august hvert år. Endringsrate i maksimal produktivitet over alle år beregnes per piksel med en ARO modell. Som indikatorverdi brukes både frekvensfordelinger av endringsrater (regresjonskoeffisient), og en kart-fremstilling av hvilke arealer som viser grønnings/bruningstrender i den aktuelle tidsperioden.	Kategori 1) Basert på statistiske metoder.
Start på vekstsesongen	HA1	Det anvendes estimerer fra fjernmålingsdata (heldekkende for økosystemet). Start på vekstsesongen beregnes per piksel som den dato der EVI overstiger 50% av maks produktivitet. Endringsrate i start på vekstsesongen over alle år beregnes per piksel med en ARO modell. Som indikatorverdi brukes både frekvensfordelinger av endringsrater (regresjonskoeffisient), og en kart-fremstilling av hvilke arealer som viser tidligere/seinere start på vekstsesongen.	Kategori 1) Basert på statistiske metoder.
Plantevekstformer vs. svalbardrein	HA1, HA2	I fravær av tidsserier på biomasse av plantevekstformer anvendes samme data som for indikatoren Maksimal produktivitet som proxy for plantebiomasse. Plantevekstformer representeres ved	Kategori 1) Basert på statistiske metoder.

		gjennomsnittlig maksimal produktivitet i telleområder for rein i hhv Adventdalen og Brøggerhalvøya. For Svalbardrein representeres ved total antall rein innen telleområdene. Indikatorverdien er mengdeforholdet mellom de to trofiske nivåer uttrykt som log ratio plantevekstformer:svalbardrein. Endringsraten i indikatoren beregnes med AR-modeller som beskrevet over.	
Plantevekstformer vs. gjess	HA1, HA5, HA6	I fravær av tidsserier på biomasse av plantevekstformer anvendes samme data som for indikatoren Maksimal produktivitet som proxy for plantebiomasse. Plantevekstformer representeres ved gjennomsnittlig maksimal produktivitet for Nordenskiöldland. Gjess representeres ved det årlige bestandsestimatet for hvitkinngås og kortnebbgås samlet basert på tellinger i vinterområdene. Indikatorverdien er mengdeforholdet mellom de to trofiske nivåer uttrykt som log ratio plantevekstformer:gjess. Endringsraten i indikatoren beregnes med AR-modeller som beskrevet over.	Kategori 1) Basert på statistiske metoder.
Herbivore vertebrater vs. fjellrev	HA2, HA5, HA6, HA7	Herbivore vertebrater utgjøres her av kortnebbgås, hvitkinngås, og svalbardrein. Gjess representeres ved det årlige bestandsestimatet for hvitkinngås og kortnebbgås samlet basert på tellinger i vinterområdene. Svalbardrein representeres ved total antall rein innen telleområdene i Adventdalen og Brøggerhalvøya. Fjellrev representeres ved den årlige andelen av alle kjente hi som er i bruk innen overvåkingsområdene for fjellrev. Indikatorverdier er mengdeforholdet mellom de to trofiske nivåer uttrykt separat for gjess og rein som hhv log ratio gjess:fjellrev og log ratio rein:fjellrev. Endringsraten i indikatoren beregnes med AR-modeller som beskrevet over.	Kategori 1) Basert på statistiske metoder.
Herbivore vertebrater	HA2, HA5, HA6, HA8	Herbivore vertebrater utgjøres her av kortnebbgås, hvitkinngås, rype og svalbardrein. Rype representeres ved årlig tetthet av stegger (antall/km ²) estimert basert på punkttakseringer. Gjess representeres ved det årlige bestandsestimatet for hvitkinngås og kortnebbgås samlet basert på tellinger i vinterområdene. Svalbardrein representeres ved total antall rein innen telleområdene. Mengdeforholdet mellom rype og gjess uttrykkes ved log ratio rype:gjess. Endringsraten i indikatoren beregnes med AR-modeller som beskrevet over.	Kategori 1) Basert på statistiske metoder.
Kortnebbgås abundans	HA5	Indikatorverdien er det årlige totale bestandsestimatet for kortnebbgås basert på tellinger i vinterområder. Endringsraten i indikatoren beregnes med AR-modeller som beskrevet over.	Det er ikke knyttet et usikkerhetsmål til dette bestandsestimatet

Hvitkinngås abundans	HA6	Indikatorverdien er det årlige totale bestandsestimatet for hvitkinngås basert på tellinger i vinterområder. Endringsraten i indikatoren beregnes med AR-modeller som beskrevet over.	Det er ikke knyttet et usikkerhetsmål til dette bestandsestimatet
Svalbardrein abundans	HA2	Indikatorverdien er årlig totalabundans av svalbardrein i hhv Adventdalen og Brøggerhalvøya. Endringsraten i indikatoren beregnes med AR-modeller som beskrevet over.	Det er ikke knyttet et usikkerhetsmål til disse bestandsestimater
Svalbardrein dødelighet	HA3	Indikatorverdien er det totale antallet kadavre per år i telleområdet i Adventdalen. Endringsraten i indikatoren beregnes med AR-modeller som beskrevet over.	Det er ikke knyttet et usikkerhetsmål til dette estimatet
Svalbardrein produksjon	HA3	Indikatorverdien er antall kalver per simle per år i telleområdet i Adventdalen. Endringsraten i indikatoren beregnes med AR-modeller som beskrevet over.	Det er ikke knyttet et usikkerhetsmål til dette estimatet
Fjellrev abundans	HA7	Indikatorverdien er den årlige andelen av alle kjente hi som er i bruk innen overvåkingsområdene for fjellrev (Advent/Sassen og Brøgger/Kongsfjorden). Endringsraten i indikatoren beregnes med AR-modeller som beskrevet over.	Det er ikke knyttet et usikkerhetsmål til dette estimatet. Data på enkelthi er unntatt offentligheten. Usikkerhetsmål vil kunne beregnes ifm videreutvikling av indikatoren
Bioklimatiske undersoner	HA10	Indikatorverdien er samlet tundraareal som rent klimatiske ligger innenfor de bioklimatiske undersoner A, B, C beregnet for den klimatiske referanseperioden (1961-1990) og for hver 10års periode etter denne. Det beregnes ikke endringsrater.	Kategori 1) Basert på statistiske metoder.
Areal inngrepsfrie naturområder (INON)	HA11	Indikatorverdien er samlet inngrepsfritt areal beregnet for hver bioklimatisk undersone for hvert statusår (1990 og 2015). Datagrunnlaget tillater ikke beregning av endringsrater.	Der er ikke knyttet et usikkerhetsmål til dette estimatet
Svalbardrype abundans	HA8	Indikatorverdien er årlig tetthet av stegger (antall/km ²) estimert fra en statistisk modell basert på punkttakseringer. Endringsraten i indikatoren beregnes med AR-modeller som beskrevet over.	Kategori 1) Basert på statistiske metoder.
Ekstremkuldedager	HA12	Indikatorverdien er årlig antall dager i løpet av vinteren (nov.-apr.) som har middeltemperatur under -20°C innenfor hver av de bioklimatiske undersoner A, B, C. I tillegg anvendes fordelingen av pikselvise endringsrater over alle år etter den klimatiske referanseperioden (dvs 1991-2017). Endringsraten i indikatoren beregnes med log-lineære modeller som beskrevet for abiotiske indikatorer over.	Kategori 1) Basert på statistiske metoder.
Vintermildværsdager	HA12	Indikatorverdien er årlig antall dager i løpet av vinteren (nov.-apr.) som har middeltemperatur > 0°C innenfor hver av de bioklimatiske undersoner A, B, C. I tillegg anvendes fordelingen av pikselvise endringsrater over alle år etter den klimatiske referanseperioden	Kategori 1) Basert på statistiske metoder.

		(dvs 1991-2017). Endringsraten i indikatoren beregnes med log-lineære modeller som beskrevet for abiotiske indikatorer over.	
Julitemperatur	HA12	Indikatorverdien er årlig gjennomsnittlig julitemperatur innenfor hver av de bioklimatiske undersoner A, B, C, samt for observasjonstidsserien fra Svalbard lufthavn. I tillegg anvendes fordelingen av pikselvise endringsrater over alle år etter den klimatiske referanseperioden (dvs 1991-2017). Endringsraten i indikatoren beregnes med lineære modeller som beskrevet for abiotiske indikatorer over.	Kategori 1) Basert på statistiske metoder.
Nedbør	HA13	Indikatorverdien er årlig akkumulert nedbør innenfor hver av de bioklimatiske undersoner A, B, C, samt for observasjonstidsserien fra Svalbard lufthavn. I tillegg anvendes fordelingen av pikselvise endringsrater over alle år etter den klimatiske referanseperioden (dvs 1991-2017). Endringsraten i indikatoren beregnes med lineære modeller som beskrevet for abiotiske indikatorer over.	Kategori 1) Basert på statistiske metoder.
Permafrost	HA14	Indikatorverdien er årlig permafrosttemperatur på 5, 10, og 15 meters dyp, samt årlig maksimal dypde av det aktive laget. Endringsraten i indikatoren beregnes med AR-modeller som beskrevet over.	Kategori 1) Basert på statistiske metoder.
Snødekke varighet	HA15	Indikatorverdien er årlig antall dager i løpet av vinteren (nov.-apr.) som har snødekke. I tillegg anvendes fordelingen av pikselvise endringsrater over alle år etter den klimatiske referanseperioden (dvs 1991-2017). Endringsraten i indikatoren beregnes med lineære modeller som beskrevet for abiotiske indikatorer over.	Kategori 1) Basert på statistiske metoder.

4 Vurdering av avvik fra god økologisk tilstand

I dette kapittel beskrives metoder for hvordan vurderingen av avvik fra god økologisk tilstand er gjort. Først følger en liste over hvilke fenomener som er tilknyttet hver enkelt indikator, samt overordnet metode anvendt for vurdering av om/i hvilket omfang fenomenet har inntruffet (Tabell 4.1a Lavarktisk tundra, og Tabell 4.1b Høyarktisk tundra). Etterfølgende gis en begrunnelse for hvert enkelt fenomen, hvorfor det utgjør et avvik fra god tilstand, samt dets kopling til menneskelige drivere.

Tabell 4.1a. Liste over fenomener og metoder for vurdering av om/i hvilket omfang fenomener har inntruffet – lavarktisk tundra. I henhold til protokollen for fagpanel-prinsippet angis metode som en eller flere av tre alternativer: 1) I forhold til litteraturbasert grenseverdi, 2) I forhold til variasjon beregnet fra indikatorserien (eks. 'Time of Emergence (ToE)', eller endringsrater), 3) I forhold til observerte effekter på andre deler av systemet.

Indikator	Kortnavn/ID for fenomen	Metode for vurdering av om/i hvilket omfang fenomenet har inntruffet
Maksimal produktivitet	1) Endring i maksimal produktivitet – grønning og bruning [LF1]	Metode 2) og 3)
Start på vekstsesongen	1) Tidligere start på vekstsesongen [LF2]	Metode 2) og 3)
Plantebiomasse	1) Endring i primærproduksjon og stående biomasse [LF3]	Metode 2) og 3)
Plantevekstformer vs. smågnagere	1) Økt biomasse av planter i forhold til smågnagere i næringskjeden [LF4]	Metode 2) og 3)
Plantevekstformer vs. drøvtyggere	1) Endring i biomasseforholdet mellom plantevekstformer og drøvtyggere [LF5]	Metode 2) og 3)
Smågnagere vs. karnivore vertebrater	1) Minkende biomasse av karnivore vertebrater i forhold til smågnagere [LF6]	Metode 2) og 3)
Drøvtyggere vs. karnivore vertebrater	1) Endring i biomasseforhold mellom drøvtyggere og karnivore vertebrater [LF7]	Metode 2) og 3)
Plantevekstformer	1) Endringer i sammensetning av plantevekstformer i plantesamfunnet [LF8]	Metode 2) og 3)
Herbivore vertebrater	1) Endringer i sammensetning av funksjonelle grupper i samfunnet av herbivore vertebrater [LF9]	Metode 2) og 3)
Karnivore vertebrater	1) Økende borealisering av samfunnet av karnivore vertebrater [LF10]	Metode 2) og 3)
Krattdannende vier	1) Endring i abundans av krattdannende vier i elvedaler [LF11]	Metode 2) og 3)
Krekling	1) Økende abundans av krekling i åpne vegetasjonstyper [LF12]	Metode 2) og 3)
Fjellbjørk i skogtundra	1) Sviktende rekruttering etter målerutbrudd [LF13], 2) varig minkende tre-satt areal og/eller tre-tetthet [LF14]	Metode 2) og 3)

Lemen	1) Mindre frekvente og markante lemenår [LF15]	Metode 2) og 3)
Rype	1) Lav og/eller minkende abundans av lirype [LF16]	Metode 2) og 3)
Tamrein abundans	1) Endring i abundans av tamrein [LF17]	Metode 2) og 3)
Tamrein kalvevekt	1) Lave eller minkende kalvevekter hos tamrein [LF18]	Metode 2) og 3)
Tamrein produksjon	1) Lav eller minkende produksjon hos tamrein [LF19]	Metode 2) og 3)
Rødrev kameraindeks	1) Økende andel dager med rødrev på kamerafeller [LF20]	Metode 2) og 3)
Snøleier	1) Gjengroing av snøleier [LF21]	Metode 2) og 3)
Bioklimatiske undersoner	1) Minkende areal som rent klimatisk befinner seg i de lavarktiske tundrasonene D og E. [LF22]	Metode 1), 2) og 3)
Areal inngrepsfrie naturområder (INON)	1) Minkende areal av inngrepsfri natur [LF23]	Metode 2) og 3)
Fjellrev abundans	1) Fravær av varig øking i fjellrevbestanden til tross for tiltak [LF24]	Metode 2) og 3)
Fjellrev produksjon	1) Lav kullstørrelse hos fjellrev [LF25]	Metode 2) og 3)
Fjellrev kameraindeks	1) Fravær av varig øking i andel dager med fjellrev på kamerafeller til tross for tiltak [LF26]	Metode 2) og 3)
Snøugle abundans	1) Fravær av hekkende snøugler i majoriteten av smågnagerårene knyttet til lav abundans av lemen [LF27]	Metode 2) og 3)
Snøugle produksjon	2) Lav og/eller minkende kullstørrelse hos snøugle i smågnagerår [LF28]	Metode 2) og 3)
Fuglesamfunn	1) Minkende abundans og artsrikhet av tundraarter [LF29]	Metode 2) og 3)
Ekstremkuldedager	1) Minkende frekvens av ekstremkuldedager [LF30]	Metode 2) og 3)
Vintermildværsdager	1) Økende frekvens av vintermildværsdager [LF31]	Metode 2) og 3)
Graddager	1) Økende antall graddager [LF34]	Metode 2) og 3)
Graddagssum vekstsesong	1) Økende graddagssum i vekstsesongen [LF35]	Metode 2) og 3)
Nedbør	1) Endring i årsnedbør [LF36]	Metode 2) og 3)
Nedbør vekstsesong	1) Endring i nedbør i vekstsesongen [LF37]	Metode 2) og 3)
Snødekke varighet	1) Kortere snøsesong [LF38]	Metode 2) og 3)
Bakkeis	1) Økende forekomst av bakkeis/hard snø i underste lag [LF39]	Metode 2) og 3)

Tabell 4.1b. Liste over fenomener og metoder for vurdering av om/i hvilket omfang fenomener har inntruffet – høyarktisk tundra. I henhold til protokollen for fagpanel-prinsippet angis metode som en eller flere av tre alternativer: 1) I forhold til litteraturbasert grenseverdi, 2) I forhold til variasjon beregnet fra indikatorserien (eks. 'Time of Emergence (ToE)' eller endringsrater), 3) I forhold til observerte effekter på andre deler av systemet.

Indikator	Kortnavn/ID for fenomen	Metode for vurdering av om/i hvilket omfang fenomenet har inntruffet
Maksimal produktivitet	1) Endring i maksimal produktivitet – grønnning og brunng [HF1]	Metode 2) og 3)
Start på vekstsesongen	1) Tidligere start på vekstsesongen [HF2]	Metode 2) og 3)
Plantevekstformer vs. svalbardrein	1) Endring i biomasseforholdet mellom plantevekstformer og drøvtyggere [HF3]	Metode 2) og 3)
Plantevekstformer vs. gjess	1) Økt biomasse av gjess i forhold til planter i næringsnett [HF4]	Metode 2) og 3)
Herbivore vertebrater vs. fjellrev	1) Endring i biomasseforholdet mellom herbivore vertebrater og fjellrev [HF5]	Metode 2) og 3)
Herbivore vertebrater	1) Endringer i sammensetning av den funksjonelle gruppen herbivore vertebrater [HF6]	Metode 2) og 3)
Kortnebbgås abundans	1) Endring i abundans av kortnebbgås [HF7]	Metode 2) og 3)
Hvitkinngås abundans	1) Endring i abundans av hvitkinngås [HF8]	Metode 2) og 3)
Svalbardrein abundans	1) Endring i abundans av svalbardrein [HF9]	Metode 2) og 3)
Svalbardrein dødelighet	2) Høy eller økende dødelighet hos svalbardrein [HF10]	Metode 2) og 3)
Svalbardrein produksjon	1) Lav eller minkende produksjon hos svalbardrein [HF11]	Metode 2) og 3)
Fjellrev abundans	1) Minkende abundans av fjellrev [HF12]	Metode 2) og 3)
Bioklimatiske undersoner	1) Minkende areal som rent klimatisk befinner seg i de høyarktiske tundrasonene A, B, og C. [HF13]	Metode 1), 2) og 3)
Areal inngrepsfrie naturområder (INON)	1) Minkende areal av inngrepsfri natur [HF14]	Metode 2) og 3)
Svalbardrype abundans	1) Minkende abundans av svalbardrype [HF15]	Metode 2) og 3)
Ekstremkuldedager	1) Minkende frekvens av ekstremkuldedager [HF17]	Metode 2) og 3)
Vintermildværsdager	1) Økende frekvens av vintermildværsdager [HF18]	Metode 2) og 3)
Julitemperatur	1) Økende julitemperatur [HF20]	Metode 2) og 3)
Nedbør	1) Endring i årsnedbør [HF21]	Metode 2) og 3)
Permafrost	1) Økende temperatur i permafrostens øverste 15 m [HF22], 2) økende dybde av det aktive laget [HF23]	Metode 2) og 3)

Snødekke varighet	1) Kortere snøsesong [HF24]	Metode 2) og 3)
-------------------	-----------------------------	-----------------

4.1 Begrunnelse for fenomenene

4.1.1 Begrunnelse for fenomener – lavarktisk tundra

Indikator: Maksimal produktivitet – Fenomen: Endring i maksimal produktivitet – grønning og bruning [LF1]

I god økologisk tilstand er den maksimale primærproduksjonen (maksimal biomassetilvekst per arealenhet i vekstsesong) hovedsakelig begrenset av temperaturen i vekstsesongen, slik den er definert for de lavarktiske bioklimatiske undersonene D og E (CAVM Team, 2003). Indikatoren vil imidlertid variere mye mellom ulike vegetasjons- og landskapstypene innen disse sonene bl.a. basert på topografiske, edafiske (berggrunn) og hydrologiske forhold. Bakkebaserte produktivitetsstudier eller fjernmålingsstudier som grunnlag for å sette referanseverdier, er ikke tilgjengelig for norsk Lav-Arktis i den klimatiske referanseperioden. Konsistente endringsrater i fjernmålingsbaserte indikatorer som kan tolkes med hensyn til endringer i viktige drivere, gir imidlertid gode indikatorer for fra avvik fra en god tilstand.

De viktigste menneskelige driverne av endringer i denne tilstanden er klimaendringer (gjennom endrede vekstforhold; Beck & Goetz, 2011, Vickers *et al.*, 2016) og beite (fra forvaltbare planteetere; Bråthen *et al.*, 2017). Indirekte kan klimaendringer også påvirke indikatoren gjennom intensiverte insektutbrudd (Jepsen *et al.*, 2009) særlig i økotonen eller redusert beitepåvirkning fra smågnagere (Olofsson *et al.*, 2012) på grunn av fravær eller demping av sykliske toppår (Ims *et al.*, 2011, Kleiven *et al.*, 2018). Koplingen til menneskelige drivere (både klimatiske og biotiske) vurderes som sikker, men ofte er plantebiomasse og maksimal produktivitet et komplekst produkt av multiple drivere som opererer på ulike skalaer, og det kan være utfordrende å skille effekten av ulike drivere. Forståelsen av betydningen av endringer i planteproduktivitet i det lavarktiske økosystemet vurderes som god. Planteproduktivitet påvirker beitegrunnlaget til både små og store planteetere, med konsekvenser eksempelvis for kroppsvekt og reproduktiv suksess hos hjortedyr (Hamel *et al.*, 2011, Tveraa *et al.*, 2013). Fenomenet må vurderes ulikt for tundra og økoton, og både grønningstrender og bruningstrender kan indikere dårligere tilstand avhengig av årsaken. For tundra vil grønningstrender indikere at systemet beveger seg mot en mindre arktisk tilstand. Grønningstrender vurderes som **biologisk betydelige** dersom eksempelvis i) økt produktivitet kan koples til økt forbuskning, ii) produktiviteten i tundraområder over tid nærmer seg eller tilsvarer produktiviteten i tre- eller busk-satt areal i økotonen. Bruningstrender i tundra kan indikere vinterskader på vegetasjonen, og vurderes som **biologisk betydelige** dersom i) de kan koples til slike og er av et omfang som kan påvirke beitegrunnlaget for beitedyr. For økotonen vil bruningstrender indikere påvirkning fra enten klimatiske (tørke) eller biotiske (insektutbrudd) drivere. Bruningstrender i økotonen vurderes som **biologisk betydelige** dersom eksempelvis i) de påvirker arealbruken til beitedyr eller vilt, ii) de er varige langt utover varigheten av den relevante påvirkning, og dermed involverer skogdød og/el manglende regenerering av vegetasjonen. Grønningstrender i økotonen vil ikke umiddelbart representere dårligere tilstand.

Indikator: Start på vekstsesongen – Fenomen: Tidligere start på vekstsesongen [LF2]

Starten på vekstsesongen slik den skal være i god tilstand er i prinsippet bestemt av klimaregimet i den klimatiske referanseperioden 1961-1990. Selv om klimadata er tilgjengelig fra denne perioden, har de aktuelle klimavariablene ikke en romlig oppløsning som gir det mulig å definere snøforhold og temperaturer for de aktuelle vegetasjonsstrata og dermed heller ikke referanseverdier for norsk Lav-Arktis.

Den viktigste menneskelige driveren av endringer i denne tilstanden er klimaendringer. Start på vekstsesongen påvirkes av temperatur og snøsmelting og med klimaendringer forventes tidligere start på vekstsesongen i både tundra og økoton grunnet tidligere snøsmelting og varmere vårtemperaturer. Koplingen til disse drivere vurderes som sikker (Iler et al., 2017). Tidspunkt på start på vekstsesongen er sentral for trofiske mange interaksjoner (Durant et al., 2005, Høye et al., 2007) og påvirker i likhet med indikatoren *Maksimal produktivitet* både kroppsvekt og reproduktiv suksess hos eksempelvis hjortedyr. Denne påvirkning kan være både i positiv (Tveraa et al., 2013) og negativ (Kerby & Post, 2013) retning, avhengig av hvilken mekanisme som ligger til grunn. Forståelsen av endringer i fenomenet vurderes dermed som god. Endringer i start på vekstsesongen vurderes som **biologisk betydelige** dersom de eksempelvis i) resulterer i økt mismatch mellom tidspunkt for start på vekstsesongen og tidspunkt for kalving hos rein, ii) er en driver av omfattende vegetasjonsendringer gjennom lengre vekstsesong, iii) resulterer i økt match mellom tidspunkt for egg-klekking hos mållerlarver og løvsprett hos bjørk.

Indikator: Plantebiomasse - Fenomen: Endring i stående biomasse [LF3]

I god økologisk tilstand er stående biomasse hos karplanter hovedsakelig begrenset av klima i vekstsesongen, slik den definert for de lavarktiske bioklimatiske undersonene D og E (Walker et al., 2012). Den stående biomassen vil videre variere mye mellom ulike vegetasjonstypene/naturtypene innen disse sonene bl.a. basert på edafiske (berggrunn) og hydrologiske forhold og kan ikke uten videre sammenlignes med oppgitte estimater fra Sibir eller Nord-Amerika (Walker et al., 2012). Setting av referanseverdier ville kreve dedikerte studier fra norsk Lav-Arktis for den klimatiske referanseperioden og slike finnes ikke. Konsistente endringsrater over år i stående plantebiomasse i sentrale vegetasjonstyper i økosystemet (som reflekterer endringer i netto primærproduksjon) kan tolkes med hensyn til viktige drivere - gir imidlertid gode indikatorer for avvik fra en god tilstand.

De viktigste menneskelige drivere av endringer i denne tilstanden er klimaendringer, gjennom vekstforhold (Beck & Goetz, 2011, Vickers et al., 2016) og beite fra store planteetere (Bråthen et al., 2017). En viktig naturlig driver er beite fra smågnagere (Olofsson et al., 2014), som kan også kan være knyttet til menneske-drevne klimaendringer gjennom demping eller fravær av sykliske toppår (Cornulier et al., 2013). Koplingen til menneskelige drivere (både klimatiske og biotiske) vurderes som sikker (van der Wal & Stien, 2014), men ofte er plantebiomasse et komplekst produkt av multiple drivere som opererer på ulike skalaer, og det kan være utfordrende å skille

effekten av ulike drivere. I likhet med indikatoren *Maksimal produktivitet* vurderes forståelsen av denne indikatorens rolle i det lavarktiske økosystemet som god. Redusert plantebiomasse indikerer reduserte vekstvilkår og/eller økt beitepress. Sterkt økende plantebiomasse indikerer endring mot et mindre arktisk system. Endringer vurderes som **biologisk betydelige** dersom eksempelvis i) økt plantebiomasse kan koples til økt forbuskning i åpne vegetasjonstyper.

Indikator: Plantevekstformer vs. smågnagere – Fenomen: Økt biomasse av planter i forhold til smågnagere i næringskjeden [LF4]

I god økologisk tilstand har smågnagere (fjellmarkmus, gråsidemus og lemen) og relaterte plantevekstformer synkrone, sykliske 4-5-års biomassesvingninger med en regularitet og amplitude som bidrar til å vedlikeholde karakteristiske vegetasjonstyper for lavarktisk tundra (f. eks. snøleier og krattenger).

De viktigste menneskelige drivere av endringer i denne tilstanden er klimaendringer (Tape et al., 2006, Myers-Smith et al., 2015) og beite fra store planteetere (Bråthen et al., 2017) og koplingen til disse drivere vurderes som sikker. Klimaendring forandrer vekstvilkår for plantevekstformer (Beck & Goetz, 2011, Vickers et al., 2016) og påvirker smågnagersykluser (Kausrud et al., 2008, Berteaux et al., 2017). Beite fra forvaltbare planteetere påvirker også plantevekstformer (Bråthen et al., 2017). Et varmere klima forventes å gi en biomasseforskyvning mot større plantebiomasse relativt til smågnagerbiomasse. Den stående plantebiomassen vil øke, med større andel biomasse knyttet til vedaktige vekster (Christie et al., 2015) som igjen vil føre til tilstandsendringer i typiske vegetasjonstyper for lavarktisk tundra (f. eks. krattenger og snøleier) med lavere beitekvalitet som konsekvens. Mindre regulær og/eller mer dempet smågnagersyklus i et varmere klima fører til svakere beiteeffekt-pulser på vegetasjonen og dermed mindre korrelert dynamikk mellom herbivorer og planter i denne næringskjeden (Olofsson et al., 2014, Ravolainen et al., 2014). Forståelsen av betydningen av disse endringene vurderes som god. Endringer i biomasseforholdet planter:smågnagere vurderes som **biologisk betydelige** dersom eksempelvis i) forskyvningen skyldes økt forbuskning i åpne vegetasjonstyper.

Indikator: Plantevekstformer vs. drøvtyggere – Fenomen: Endring i biomasseforholdet mellom plantevekstformer og drøvtyggere [LF5]

I god økologisk tilstand har drøvtyggere bestandsstørrelser og beiteeffekter som bidrar til å opprettholde beitede plantevekstformer i en tilstand som karakteriserer lavarktisk tundra (undersone D og E).

De viktigste menneskelige drivere av endringer i denne tilstanden er klimaendringer og forvaltning. Klimaendring forandrer vekstvilkår for plantevekstformer (Beck & Goetz, 2011, Vickers et al., 2016) og kan påvirke drøvtyggerbiomassen (Tveraa et al., 2014), selv om drøvtyggerbiomassen i stor grad også er bestemt av forvaltningsavgjørelser med hensyn på høsting (Tveraa et al., 2007). Samlet sett vurderes koplingen til disse drivere som mindre sikker. Forskyvninger i begge retninger i biomasseforholdet plantevekstformer:drøvtyggere kan indikere dårlig tilstand avhengig av årsaken. Overabundans av drøvtyggere kan gi tilstandsendringer i vegetasjonen mot dominans av mindre spiselige vekstformer (silikaholdige gress, mindre næringsrike vekstformer; Bråthen et al., 2017) som gir mindre

sekundærproduksjon (produksjon av herbivormasse) særlig hos typiske arktiske herbivorer (rein, rype og smågnagerarter). Underabundans av drøvtyggere kan gi raskere forbuskning og skogdannelse og dermed bidra til en borealisering av lav-arktisk tundra (Bråthen et al 2017). Forståelsen av betydningen av disse endringene vurderes som god. Endringer i biomasseforholdet plantevekstformer:drøvtyggere vurderes som **biologisk betydelige** dersom eksempelvis i) forskyvningen skyldes overabundans av drøvtyggere og påvirker primærproduksjonen i beitegrunnlaget og evt bestandstørrelsen hos andre tundraarter negativt ii) forskyvningen skyldes økt forbuskning av åpne vegetasjonstyper.

Indikator: Smågnagere vs. karnivore vertebrater – Fenomen: Minkende biomasse av karnivore vertebrater i forhold til smågnagere [LF6]

I god økologisk tilstand har smågnagerne 4-5-års abundans-sykler med en regularitet og amplitude (topp-abundanser) som gir numerisk respons i smågnagerpredatorer (fjellrev, fjellvåk, fjelljo, snøugle) slik at dette bidrar til å vedlikeholde levedyktige populasjoner av disse predatorene.

De viktigste menneskelige driver av endringer i denne tilstanden er klimaendring (via ustabile vintre og økt forekomst av bakkeis) og koplingen vurderes som sikker. Redusert abundans av smågnagere som en følge av en mindre regulær og/eller mer dempet smågnagersyklus i et varmere klima, fører til svikt i reproduksjon hos smågnageravhengige predatorer, og dermed til redusert abundans av disse predatorene (Ims et al., 2017). I tillegg kan en forandring i sammensetningen av smågnagersamfunnet mot en mindre andel lemen (Ims et al., 2011), føre til en svakere numerisk respons på predator/karnivornivå, da flere predatorarter foretrekker lemen fremfor andre smågnagerarter (Hellström et al., 2014). Spesielt snøugle er avhengig av høye lementettheter for å hekke (Jacobsen et al., 2018). Det er muligheter for terskeeffekter (f.eks. bestandskollaps) pga ikke-linearitet i predatorers funksjonelle og numeriske respons (Schmidt et al., 2012). Forståelsen av betydningen av disse endringene vurderes som god for snøugle, men mer begrenset for de to andre artene som inngår i denne indikatoren (fjellvåk og fjelljo). Mens fjellvåk også hekker langs hele den norske fjellkjeden og i boreal skog, er fjelljo en arktisk art som kan også bli negativt påvirket av forbuskning av tundraen. Endringer i biomasseforholdet smågnagere:karnivore vertebrater vurderes som **biologisk betydelige** dersom eksempelvis i) forskyvningen skyldes svake eller fraværende smågnagertopper med videre effekter på høyere trofiske nivåer, eller en tydelig nedgang i rovdyrabundans til tross for vedvarende smågnagersykler.

Indikator: Drøvtyggere vs. karnivore vertebrater – Fenomen: Endring i biomasseforhold mellom drøvtyggere og karnivore vertebrater [LF7]

I god økologisk tilstand har drøvtyggere lav forekomst (lav biomasse) i tundraen på vinterhalvåret. Dette resulterer i lav forekomst av åtsler og dermed dårligere livsgrunnlag for boreale generalistpredatorer (rødrev) på den lavarktiske tundraen.

De viktigste menneskelige drivere av endringer i denne tilstanden er klimaendringer og forvaltning i form av høsting av tamrein og rovdyr. Koplingen til disse drivere vurderes som sikker, men det vil være betydelige interaksjoner mellom drivere som bestemmer

utviklingen av indikatoren, og det kan dermed være utfordrende å skille effekten av enkelt drivere. Økte bestander av tamrein, spesielt på vinteren, fører til økt tilstedeværelse av generalistpredatorer som rødrev i tundraen (Henden et al., 2014). Mildere vintre med mye ising og dårlig beite vil forskyve forholdet mot mer rovdyr, mens aktiv kontroll av rovdyrpopulasjoner kan bidra til en stor drøvtyggerbestand. Både klima (varmere vintre; (Pasanen-Mortensen et al., 2013)) og økt menneskelig aktivitet (Ims et al., 2017) bidrar til at generalistpredatorer som rødrev øker i abundans i Lav-Arktis. Disse sammenhengene er relativt godt dokumentert. Større og mer stabile bestander av generalistpredatorer (f.eks. rødrev) vil gi tilstandsendringer i næringsnettets trofiske struktur (forhold mellom predatorer og byttedyr) med konsekvenser for hvordan det er regulert (dvs. endring i funksjon), og bidrar til en borealisering av næringsnettets. De vil spesielt kunne ha en negativ effekt på bakkehekkende fugl som for eksempel rype (Breisjøberget et al., 2018). Forståelsen av betydningen av endringer i biomasseforholdet mellom drøvtyggere og karnivore vertebrater vurderes samlet sett som mindre god. Endringer i biomasseforholdet drøvtyggere:karnivore vertebrater vurderes som **biologisk betydelige** dersom eksempelvis i) forskyvningen utgjør en klar borealisering av tundranæringsnettets, ii) forskyvningen resulterer i endringer i økosystemets struktur og/eller funksjon gjennom økt press på fjellreven fra rødrev.

Indikator: Plantevekstformer – Fenomen: Endringer i sammensetning av vekstformer i plantesamfunnet [LF8]

I god økologisk tilstand har tundraens åpne vegetasjonstyper (hei, krattenger og snøleier) en sammensetning av funksjonelle grupper som karakteristisk for lavarktisk tundra (undersone D og E); jf. kvalitative kriterier angitt av CAVM. Det er imidlertid ikke mulig å sette spesifikke referanseverdier basert på CAVM-skjemaet fordi ulike vekstformers dominans varierer innen disse sonene sirkumpolart, bl.a. basert på biogeografiske, edafiske (berggrunn) og hydrologiske forhold. Kvantitative feltstudier er heller ikke tilgjengelig for norsk Lav-Arktis i den klimatiske referanseperioden.

De viktigste menneskelige drivere av endringer i denne tilstanden er klimaoppvarmingen i Arktis (Tape et al., 2006, Myers-Smith et al., 2015) og beite fra store planteetere (Bråthen et al., 2017) og koplingen til disse drivere vurderes som sikker. En viktig naturlig driver, som kan gi en indirekte kopling til klimaendringer, er beite fra smågnagere (Olofsson et al., 2014). Både klimaendringer, endret beitepress, men også endrede konkurranse- og vekstvilkår kan resultere i endrede abundansforhold mellom ulike plantevekstformer (Ravolainen et al., 2011, Elmendorf et al., 2012). Forståelsen av betydningen av endringer i sammensetning av plantesamfunnet i det lavarktiske økosystemet vurderes som god. I vurderingen av denne indikator legges vekt på gjennomgripende endringer på gruppenivå (dvs innen trofisk nivå) som påvirker økosystemets funksjon og representerer en mindre arktisk tilstand. Der er særlig fokus på borealisering og frafall av typisk arktiske arter og funksjoner og endrede abundansforhold mellom næringsrike og næringsfattige plantegrupper. Endringer vurderes som **biologisk betydelige** dersom eksempelvis i) forekomst av krattdannende planter øker, særlig arter som hører mer hjemme i boreale og nemorale klimasoner, ii) andel av boreale/nemorale arter i forhold til arktiske arter øker, iii) andel av næringsfattige i forhold til næringsrike planter øker.

Indikator: Herbivore vertebrater – Fenomen: Endringer i sammensetning av funksjonelle grupper i samfunnet av herbivore vertebrater [LF9]

I god økologisk tilstand har lemen viktige særegne funksjoner betinget av at denne arten utgjør en betydelig andel av totalabundansen i smågnagersamfunnet (bestående primært av lemen, gråsidemus og fjellmarkmus). Rein er den numerisk og funksjonelt dominerende drøvtyggeren på den lavarktiske tundraen.

De viktigste menneskelige drivere av endringer i denne tilstanden er klimaendringer, høsting og forvaltning (rype, rein, elg). Både klimaendringer, endret ressurstilgang og endret høstings/jakttrykk kan resultere i endrede abundans- og konkurranseforhold (direkte eller indirekte [«apparent»]) mellom ulike herbivorer, for koplingen til disse drivere vurderes som sikker. I vurderingen av denne indikator legges vekt på gjennomgripende endringer på gruppenivå (dvs innen trofisk nivå) som påvirker økosystemets funksjon og representerer en mindre arktisk tilstand. Der er særlig fokus på borealisering og frafall av typisk arktiske arter og funksjoner. En vesentlig redusert abundans av smågnagere som en følge av en mindre regulær og/eller mer amplitudedempet smågnagersyklus i et varmere klima, fører til i) redusert abundans av smågnageravhengige predatorer (Ims et al., 2017, Jacobsen et al., 2018), og ii) tilstandsendringer i vegetasjon (Olofsson et al., 2014, Ravolainen et al., 2014). Minkende dominans av den mest arktiske smågnagerarten, lemen, bidrar til en borealisering av næringsnett og forskyver konkurranseforholdet innen samfunnet av herbivorer. Forståelsen av betydningen av disse endringene vurderes som god. Økt dominans av store herbivorer gjennom vinteren kan sammen med variable vintre gir mer kadaverressurser for boreale åtseletere og generaliserte meso-predatorer (Henden et al., 2014) som øker predasjonstrykket på mellomstore herbivorer som rype og hare (Elmhagen et al., 2010, Breisjøberget et al., 2018). Det kan også endre konkurranseforholdet med mellomstore herbivorer i forbindelse med begrensede ressurser som vierkratt (Ims et al., 2007, Ehrich et al., 2012). Endringer vurderes som **biologisk betydelige** dersom eksempelvis i) der er en økende tilstedeværelse/dominans av boreale herbivorer relativt til arktiske herbivorer, ii) herbivorsamfunnet i tundraen (særlig i vinterhalvåret) i økende grad domineres av de store herbivorer (rein, elg).

Indikator: Karnivore vertebrater – Fenomen: Økende borealisering av samfunnet av karnivore vertebrater [LF10]

I god økologisk tilstand utgjør de arktiske karnivorer som er spesialisert på smågnagere (fjellrev, snøugle, fjelljo) en betydelig andel blant vertebrat-karnivorene i økosystemet.

De viktigste menneskelige drivere av endringer i denne tilstanden er klimaendringer og naturforvaltning som kan resultere i endrede abundans- og konkurranseforhold innen samfunnet av karnivore vertebrater. Koplingen til disse drivere vurderes jevnt over som sikker. Det fokuseres på borealisering av samfunnet gjennom en økning av mer generaliserte arter (rødrev og fjellvåk) og en reduksjon av mer spesialiserte arktiske arter (fjellrev og fjelljo). De arktiske artene påvirkes negativt av dempede og mer uregelmessige smågnagersykluser med en mindre andel lemen på grunn av varmere klima (Ims et al., 2017, Jacobsen et al., 2018). Rødrev blir begunstiget av økt ressurstilgang fra menneskelig aktivitet og økende hjortedyrbestander (Henden et al. 2014), og av mindre kalde vintre i Lav-Arkis

(Pasanen-Mortensen et al., 2013). Det er også mulig at det politisk bestemte fraværet av store rovdyr bidrar til øket utbredelse av rødrev (Ehrich et al., 2016). Koplingen til sistnevnte driver vurderes som mindre sikker. Forståelsen av betydningen av endringer i samfunnet av karnivore vertebrater vurderes som god. Borealiserings innebærer redusert lavarktisk biodiversitet og er et selvforsterkende fenomen fordi boreale arter (rødrev) utkonkurrerer arktiske arter (fjellrev) (Elmhagen et al., 2017, Ims et al., 2017). Videre vil en borealisering på grunn av økende dominans av spesielt rødrev ha en funksjonell betydning blant annet gjennom et økende predasjonstrykk på bakkehekkende fugl. Endringer vurderes som **biologisk betydelige** dersom eksempelvis i) økende tilstedeværelse av boreale karnivorer påvirker abundans eller tilstedeværelse av arktiske karnivorer negativt.

Indikator: Krattdannende vier – Fenomen: Endring i abundans av krattdannende vier i elvedaler [LF11]

I god økologisk tilstand er høyvokst vier en definerende vekstform for lavarktisk undersone E, særlig på sedimentflater langs vassdrag der de danner distinkte kratt i mosaikker med engvegetasjon (krattenger), og fyller en rekke viktige trofiske og biofysiske funksjoner. De viktigste menneskelige drivere av endringer i denne tilstanden er klimaendringer og beitetrykk fra store beitedyr (Bråthen et al., 2017) og koplingen til disse drivere vurderes som sikker. I vurderingen legges til grunn at krattdannende vier er et sentralt fenomen i elvedaler, både som beiteplante (Ravolainen et al., 2011) og som et viktig habitat for en rekke fuglearter heriblant rype (Henden et al., 2011). Kontinuerlig tilførsel av næring og fukt i elvedalene gir gode vekstvilkår for vier, men også et mangfold av plantearter som igjen representerer et mangfold av matplanter og habitater for herbivorer og fugler. I god tilstand er elvedalene i tundraen en mosaikk av vierkratt og mer lysåpen artsrik eng (Ravolainen et al., 2013). Både økende og minkende frekvens av krattdannede vier kan derfor indikere dårlig tilstand avhengig av omfang. Kraftige økninger der vierkratt i et varmere klima tar over elvedalenes åpne, artsrike enger vil være dårligere tilstand. Der vierkratt minsker kraftig i mengde vil habitatkvaliteten for en rekke fuglearter reduseres (Ims & Henden, 2012). Forståelsen av betydningen av endringer i indikatoren vurderes som god. Endringer i frekvens av krattdannende vier vil vurderes som **biologisk betydelig** dersom eksempelvis i) frekvensen minker til en grad der forekomst og artsrikhet av fuglesamfunnet påvirkes negativt, ii) frekvensen øker (gjengroingen) til en grad som medfører tap av habitat for engplanter.

Indikator: Krekling – Fenomen: Økende abundans av krekling i åpne vegetasjonstyper [LF12]

Krekling er nå den dominerende plantearten på lavarktisk tundra i Finnmark med betydelige kjemiske egenskaper som reduserer primær- og sekundærproduksjonen og artsmangfoldet av planter. Siden krekling responderer både på klimaendringer (øker i høyereliggende områder) og herbivorer (minker med økende lemenbeiting) er det uklart hvor langt den nåværende abundansen av krekling er fra god økologisk tilstand.

De viktigste menneskelige drivere av endringer er klimaendringer, beite har liten påvisbar betydning (Bråthen et al., 2007). I økotonen kan krekling reduseres av bjørkemålerutbrudd (Karlsen et al., 2013). I vurderingen legges til grunn at flere studier (Shevtsova et al., 1997, Tybirk et al., 2000, Bråthen et al., 2018) viser økende mengde krekling, og at denne økingen antas å ha sammenheng med økende

temperaturer. Koplingen til temperatur som menneskelige driver vurderes som relativt sikker. Krekling er en allelopatisk plante som påvirker sitt eget og omkringliggende områder med sekundære metabolitter, med redusert primærproduktivitet og redusert biologisk mangfold som konsekvens (Bråthen et al., 2018). Krekling kan således gi tilstandsendringer i vegetasjonen og i økosystemet. Forståelsen av betydningen av økende kreklingabundans vurderes som relativt god. En temperaturdrevet økende frekvens av krekling vil vurderes som **biologisk betydelig** dersom eksempelvis i) den resulterer i en nedgang i primærproduksjon og/eller arts mangfold av andre tundraarter.

Indikator: Fjellbjørk i skogtundra – Fenomen: 1) Sviktende rekruttering etter målerutbrudd [LF13], 2) varig minkende tresatt areal og/eller tre-tetthet [LF14]

I god økologisk tilstand er flerstammet fjellbjørk den definerende vekstform og helt dominerende treslaget i skogtundraen. Den utsettes for periodevis sykliske utbrudd av målere som ikke overskrider skogens evne til gjenvekst.

De viktigste menneskelige drivere av endringer i denne tilstanden er klimaendringer, gjennom endrede vekstforhold (Beck & Goetz, 2011, Vickers et al., 2016) og beite fra forvaltbare planteetere (Bråthen et al., 2017). Indirekte kan klimaendringer også påvirke indikatoren gjennom intensiverte insektutbrudd (Jepsen et al., 2009, Jepsen et al., 2013), med påfølgende økt dødelighet hos fjellbjørk. Disse koplinger til menneskelige drivere vurderes som relativt sikre, men der er komplekse interaksjoner både mellom klimatiske og biotiske drivere (vekstforhold og beite; (Vindstad et al., 2019)), og mellom biotiske drivere (målerutbrudd og reinbeite; (Biuw et al., 2014)) som opererer på ulike skalaer, og det kan være utfordrende å skille effekten av ulike drivere. Forståelsen av betydningen av endringer i rekruttering for fremtidig tresatt areal/tre-tetthet vurderes som mindre god. Usikkerheten knytter seg særlig til frøplanter, og omfanget og raten av nyetablering som må til for å opprettholde skogens strukturelle egenskaper over tid. Forståelsen av hvordan eventuelle langsiktige endringer i tre-satt areal/tre-tetthet påvirker økosystemet i skogtundra og tundra vurderes også som mindre god. Sviktende rekruttering og tap av skog/tresatt areal i økotonen vil være et tegn på at klimatiske eller biotiske (for herbivori) tålegrenser er overskredet og dermed dårlig tilstand for skogtundraen. Sviktende rekruttering etter målerutbrudd og påfølgende varig tap av tresatt areal/tre-tetthet vurderes som **biologisk betydelig** dersom eksempelvis i) dette fører til tap av leveområder/mattilgang og endringer i arealbruk og for beitedyr og vilt (Jepsen et al., 2013, Vindstad et al., 2014, Vindstad et al., 2015) , ii) dette påvirker skogtundraens reflektive egenskaper (albedo) på regional skala (Cohen et al., 2013, Biuw et al., 2014)

Indikator: Lemen – Fenomen: Mindre frekvente og markante lemenår [LF15]

I god økologisk tilstand er regulære lemensyklusler tilstede på den lavarktiske tundraen – særlig i høyereliggende områder (> 200 moh) - med abundans på vår/forsommer i toppårene som stor nok til å gi levedyktige bestander av lemenavhengige predatorarter (fjellrev og snøugle) og beiteeffekter på snøleivevegetasjon slik denne vegetasjonstypen opprettholdes.

Den viktigste menneskelige driveren av endringer i denne tilstanden er klimaforandring. Lemen er sårbar for mildere vinterklima, særlig minkende snødekke og økende forekomst av harde snølag og bakkeis (Kausrud et al., 2008, Berteaux et al., 2017). Denne koplingen

vurderes som relativt sikker. Forståelsen av betydningen av endringer i indikatoren vurderes som god. Redusert abundans av lemen som en følge av en mindre regulær og/eller mer dempet lemensyklus i et varmere klima vil bety svikt i reproduksjonen til arktiske lemenspesialister, særlig fjellrev og snøugle, og dermed økologisk dårligere tilstand (Ims et al., 2017). For eksempel, kan uteblivelse av en enkelt lementopp (som vil gi en periode på 7 år med lave lemenabundanser) være av avgjørende negativ betydning for levedyktigheten til en fjellrevbestand med en generasjonstid på ~4 år. Slike endringer i lemensyklus vil også påvirke den typiske vegetasjonen i snøleier som delvis er vedlikeholdt av regelmessig forstyrrelse fra lemen (Virtanen, 2000, Olofsson et al., 2014). I vurderingen av indikatoren må toppårenes frekvens, sesong-spesifikke amplitude og romlig synkronitet tas i betraktning. Sesongmessigheten er viktig bl.a. fordi predatorene er mest sensitiv til ressursgrunnlaget på våren. Datagrunnlaget bør ha tilstrekkelig tidsmessig dekning (minst 15-20 år) for å kunne dokumentere endringer. Færre og/eller mindre lementopper vurderes som **biologisk betydelige** dersom eksempelvis i) lementoppene er for lave eller for lite frekvente til opprettholde bestander av lemenspesialister, ii) lementoppene er for lave eller for lite frekvente til å medvirke til opprettholde snøleivegetasjon.

Indikator: Rype – Fenomen: Lav og/eller minkende abundans av liryne [LF16]

I god økologisk tilstand er liryne og fjellryne de eneste stedegne herbivore fugleartene på den lavarktiske tundraen i vinterhalvåret, hvor de har fluktuerende bestander i samvariasjon med smågnagersyklene med regelmessige bestandstopper med abundanser som gir grunnlag for en levedyktig jaktfalkbestand og bærekraftig jakt.

De viktigste menneskelige driverne av endringer i denne tilstanden er klimaendringer - bl.a. gjennom endret sesongmessighet og nedbørsmønster i kritiske perioder (Erikstad & Andersen, 1983, Henden et al., 2017), samt høsting/jakt (Pedersen et al., 2004, Sandercock et al., 2011). Indirekte kan klimaendringene også påvirke indikatoren gjennom intensiverte insektutbrudd (Jepsen et al., 2009, Jepsen et al., 2013) endret smågnagerdynamikk (Kausrud et al., 2008), samt økt tilgjengelighet av kadaver om vinteren for predatorer som igjen skifter byttefokus om vår-/sommersesongen (Henden et al., 2014, Marolla et al., 2019). Økt tilgang på kadaver er sannsynligvis en kombinasjon av forvaltningsdrevet økning i reinsdyrbestander og økt dødelighet av rein pga. endret vinterklima. Koblingen til noen menneskelige drivere (både klimatiske og biotiske) vurderes som mindre sikker, selv om relasjon til smågnagersvingningene samt den generelle betydningen av predasjon for produksjon og overlevelse vurderes som sikker (Fuglei et al., 2019a). Rypebestandene har hatt betydelig tilbakegang de seneste tiårene, til en grad hvor de ble rødlistet som nær truet (Henriksen & Hilmo, 2015). Sammenlignet med historiske tall (Hjeljord, 2015) er dagens bestander å anse som lave og dermed i utgangspunktet i dårlig tilstand. Denne tilstanden synes også å være representativ for den lavarktiske delen av Finnmark, som også har betydelig lavere bestandstettheter enn lavarktiske områder i Russland (Ehrich et al., 2012). Ytterligere svekket relasjon til smågnagersvingningene vil bety dårligere reproduksjon for rype i smågnagernes toppår, hvor predatorer i høy grad spiser smågnagere og lite rypeegg og kyllinger. Endringer i sesongmessighet i form av mismatch mellom draktskifte og snødekke kan gjøre rypene mer utsatt for predasjon i overgangene mellom sommer og vinter og

føre til lavere voksenoverlevelse og redusert rekruttering inn i hekkebestanden. Fravær av rypetopper kan føre til fravær/lavere bestand av rypespesialister (jaktfalk). Vedvarende lave tettheter og svak produksjon på grunn av høy predasjon og ugunstig værforhold, vil være en indikasjon på dårlig tilstand. Samlet sett vurderes forståelsen av betydningen av endringer i indikatoren som mindre god. Lav abundans av lirype vurderes som **biologisk betydelig** dersom eksempelvis i) bestanden ikke lengre understøtter levedyktige bestander av rypespesialister (jaktfalk), ii) bestanden ikke lengre understøtter bærekraftig jakt.

Indikator: Tamrein abundans – Fenomen: Endring i abundans av tamrein [LF17]

I god økologisk tilstand er tamreinen en funksjonelt viktig herbivor i lavarktisk tundra, som - med en bestandsstørrelse tilpasset beitegrunnlagets bærekapasitet - medvirker til å opprettholde tundravegetasjonens karakteriske (intakte) tilstand, motvirker gjengroing med krattdannende vier (i krattenger) og trær (ekspansjon av skogtundraen), og utgjør den betydeligste økosystemtjenesten for rein-driften og den samiske befolkningen i Øst-Finnmark. I følge et naturlig migrasjonsmønster er reinen ikke tilstede på vinteren i den lavarktiske tundraen på kysthalvøyene i Finnmark slik at den har ikke har trofiske funksjoner (beite - eller åtseleffekter) på tundraen i denne årstiden.

De viktigste menneskelige drivere av endringer i denne tilstanden er klimaendringer og forvaltningsmessige beslutninger med hensyn på høstingsuttaket i flokkene (Tveraa et al., 2007, Hausner et al., 2011, Tveraa et al., 2014) og disse koplinger vurderes som sikre, selv om det fortsatt særlig er usikkerhet knyttet til betydningen av snøforholdene på vinteren. Både over- og underabundans av rein kan bidra til dårlig tilstand gjennom beiteeffekter på vegetasjonen. Lavt beitepress på den vedaktige vegetasjonen kan føre til økt forbusking i tundraområder (Bråthen et al., 2017), mens høyere beitepress kan gi tilstandsendringer i vegetasjonen mot dominans av mindre spiselige vekstformer (Bråthen et al., 2007) og lav planteproduksjon i forhold til drøvtyggernes behov og dermed resultere i reduserte vekter og produksjonen hos tamrein. Indikatoren bør derfor sees i sammenheng med flere andre indikatorer, inkl. *Krattdannende vier, Fjellbjørk i skogtundra, Plantevekstformer, Tamrein produksjon og Tamrein kalvevekt*. Forståelsen av betydningen av endringer i tamrein abundans for egenskapen og økosystemets tilstand vurderes per i dag som relativt god. Endringer i abundans av tamrein vurderes som **biologiske betydelige** dersom eksempelvis i) underabundans medfører økt forbusking, særlig i elvedaler med tap av typiske tundrahabitater til følge, ii) overabundans medfører lav eller minkende produksjon hos tamrein.

Indikator: Tamrein kalvevekt – Fenomen: Lave eller minkende kalvevekter hos tamrein [LF18]

I god økologisk tilstand er kalvevekter hos tamrein i gjennomsnitt og over tid over anbefalte verdier for 'økologisk bærekraftig reindrift' (LMD, 2008).

De viktigste menneskelige drivere av endringer i denne tilstanden er klimaendringer og forvaltningsmessige beslutninger med hensyn på høstingsuttaket i flokkene (Tveraa et al. 2007, 2014, Hausner et al 2011) og koplingen til disse drivere vurderes som god. Lave eller minkende slaktevekter hos kalv i tamreinbestander signaliserer at tamreinen har vanskelige levevilkår. Dette kan skyldes forhold som

er direkte menneskeskapte som økte reintettheter gjennom reduserte uttak til slakt, eller indirekte mekanismer som menneskeskapte forandringer i klimatiske forhold som igjen påvirker beitegrunnlaget. Ved å se indikatoren i sammenheng med indikatorene *Tamrein abundans*, *Tamrein produksjon*, *Maksimal plantebiomasse*, *Plantevekstformer* og relevante abiotiske indikatorer vil man kunne gi en mer fullstendig vurdering av årsaken til avviket. Forståelsen av betydningen av endringer i kalvevekter vurderes som god. Lave eller minkende slaktevekter hos tamrein vurderes som **biologisk betydelig** dersom eksempelvis i) slaktevektene er lave over tid eller konsistent minkende.

Indikator: Tamrein produksjon – Fenomen: Lav eller minkende produksjon hos tamrein [LF19]

I god økologisk tilstand er produksjonen hos tamrein på et nivå der den bidrar til å opprettholde bestandene på nivå med gitte forvaltningsmål for reintall og kalvevekter.

De viktigste menneskelige drivere av endringer i denne tilstanden er klimaendringer og forvaltningsmessige beslutninger med hensyn på høstingsuttaket i flokkene (Tveraa et al. 2013, 2014) og koplingen til disse driverne vurderes som sikker. Lav eller minkende produksjon av kalv i tamreinbestander signaliserer at tamreinen har vanskelige levevilkår. Dette kan skyldes forhold som er direkte menneskeskapte som økte reintettheter gjennom reduserte uttak til slakt, eller indirekte mekanismer som menneskeskapte forandringer i klimatiske forhold og forandringer i rovviltforvaltningen som igjen påvirker plante- og rovvilt-samfunnet. Ved å se indikatoren i sammenheng med indikatorene *Tamrein abundans*, *Maksimal plantebiomasse*, *Plantevekstformer* og relevante abiotiske indikatorer vil man kunne gi en mer fullstendig vurdering av årsaken til avviket. Forståelsen av betydningen av endringer i produksjonen av kalv vurderes som god. Lav eller minkende produksjon hos tamrein vurderes som **biologisk betydelig** dersom eksempelvis i) produksjonen er lav over tid eller konsistent minkende.

Indikator: Rødrev kameraindeks – Fenomen: Økende andel dager med rødrev på kamerafeller [LF20]

I god økologisk tilstand forekommer en etablert bestand av rødrev bare i de mest produktive områdene (f. eks. kystnært lavland) i lav-Arktis.

De viktigste menneskelige drivere av endringer i denne tilstanden er klimaendringer og forvaltning/høsting og koplingen til disse driverne vurderes som god. Økningen av rødrevpopulasjonen drives først og fremst gjennom økt ressurstilgang (Elmhagen et al., 2017), som kan skyldes økt produktivitet generelt (Killengreen et al., 2007), økt utbygging (økt tilgang på mat tilknyttet hytter/turisme) og voksende populasjoner av store herbivorer spesielt på vinteren (Henden et al., 2014). I tillegg forventes varmere vintre å være gunstig for rødrev (Pasanen-Mortensen et al., 2013). Koplingen til disse drivere vurderes dermed som sikker. Økt tilstedeværelse av rødrev, særlig i øvre/fattigere deler av produktivitetsgradienten, er et tegn på borealisering og dermed dårligere lavarktisk tilstand. Kameraindeksen påvirkes av både abundans og aktivitet som vil være sammenliknbar mellom fjellrev og rødrev (Hamel et al., 2013). Forståelsen av betydningen av økte rødrevtettheter for fjellrev og delvis for bakkehekkende fugl er per i dag god. For rødrev vil en økende andel

dager med rødvær på kamerafellene vurderes som **biologisk betydelig** dersom eksempelvis i) økingen skjer i indre deler av tundra (langt fra kyst), fattigste deler av produktivitetsgradienten (høyereliggende områder), ii) økt forekomst av rødvær resulterer i økt konkurranse for fjellreven på hiplasser.

Indikator: Snøleier – Fenomen: Gjengroing av snøleier [LF21]

I god økologisk tilstand utgjør snøleivegetasjon en vesentlig, men flekkvis fordelt, naturtype i tundraøkosystemer som vedlikeholdes av et langvarig snødekke og beiteeffekter av særlig lemen.

Den viktigste menneskelige driveren av endringer i denne tilstanden er klimaendring, gjennom endringer i snødekkets varighet (Björk & Molau, 2007), og koplingen til denne driver vurderes som sikker. Snøleier utgjør en vesentlig, men flekkvis fordelt vegetasjonstilstand vedlikeholdt av langvarig snødekke og beiteeffekter av særlig lemen (Virtanen, 2000, Olofsson et al., 2014), men snøleier kan også være viktige beitelokaliteter for forvaltbare planteetere (Mysterud & Austrheim, 2014). Klimaendringer ha indirekte påvirkning på indikatoren gjennom forandret lemedynamikk. Forståelsen av betydningen av endringer i snøleier i det lavarktiske økosystemet vurderes som mindre god. Gjengroing av snøleier påvirker beitegrunnet til store og små planteetere, samt plantediversitet (Björk & Molau, 2007). Tilstandsskifte fra snøleier til heivegetasjon (overgroing med dvergbusker), eng eller krattvegetasjon (overgroing med høyvokst gress, urter eller vier) forventes under mindre beitepress fra lemen (ved fravær eller demping av lementopper), økende temperaturer og/eller kortere snødekke. Dette er klart et tegn på en mindre lavarktisk og dermed dårligere tilstand. Gjengroing av snøleier vurderes som **biologisk betydelig** dersom karplanter karakteristisk for hei (dvergbusker eller finnskjegg), eng (sturvokste gress eller urter) har blitt etablert i majoriteten av prøvefeltene.

Indikator: Bioklimatiske undersoner – Fenomen: Minkende areal som rent klimatisk befinner seg i de lavarktiske tundrasonene D og E [LF22]

I god økologisk tilstand befinner den lavarktiske tundraen i det nord-østlige Finnmark seg rent klimatisk i undersone D og E og krysser kun unntaksvis grensen til nord-boreal sone.

Den viktigste menneskelige driver av endringer i denne tilstanden er klimaendringer. Indikatoren er basert på gjennomsnittlig jultemperatur, og økende jultemperatur vil føre til en forskyvning av boreal sone nordover og dermed minkende areal som rent klimatisk befinner seg i de lavarktiske undersonene D (sørarktisk tundrasone) og E (arktisk kratt-tundrasone). IPCC konkluderer at det er 'ekstremt sannsynlig' (*extremely likely*) at mere enn halvparten av den observerte oppvarmingen av kloden fra 1950-2010 skyldes antropogene effekter (IPCC, 2014), og koplingen til menneskelige drivere vurderes derfor som sikker for alle temperaturavledede indikatorer inkl. bioklimatiske undersoner. Minkende areal som rent klimatisk befinner seg i tundrasonene D og E er en indikasjon på dårlig tilstand fordi det tilsier at disse områder på sikt vil understøtte nordboreale økosystemer. Forståelsen av betydningen av endringer i dette

fenomenet vurderes imidlertid som mindre god, da vi mangler grunnleggende kunnskap om hvordan og hvor raskt dagens raske abiotiske endringer vil påvirke tundraøkosystemets egenskaper, herunder sentrale trofiske interaksjoner. Endringer vurderes som **biologisk betydelige** dersom eksempelvis i) hele bioklimatiske undersoner blir borte ('vanishing climates'), ii) et minkende areal resulterer i økt forekomst/utbredelse av boreale økosystemelementer (arter, funksjoner) på bekostning av arktiske.

Indikator: Areal inngrepsfrie naturområder (INON) – Fenomen: Minkende areal av inngrepsfri natur [LF23]

I god økologisk tilstand er lavarktiske tundraområder tilnærmet upåvirket av større tekniske inngrep.

Utbygging er eneste driver av endringer i denne tilstanden. Indikatoren måler areal som er upåvirket av (> 1 km og > 5 km fra) utbygging av større installasjoner, og koplingen til driveren vurderes dermed som sikker. Tap av inngrepsfri natur, og den resulterende fragmentering av naturlige habitater, kan påvirke bevegelsesmønster og trekkruter til store beitedyr (Wolfe et al., 2000), og regnes derfor som en utvikling mot dårligere tilstand. Ulike studier viser imidlertid svært store kontraster både i forhold til om man finner en negativ effekt av tekniske installasjoner og hvor utpreget denne effekten er (Skarin & Ahman, 2014). Forståelsen av betydningen av endringer i denne indikator vurderes derfor som mindre god. Dette betyr også at, selv om tap av inngrepsfri natur i seg selv må betegnes som en utvikling i retning dårligere økologisk tilstand, så vurderes det ikke som mulig å sette absolutte grenser for hvor mye inngrepsfritt areal som må mistes før det representerer dårlig tilstand, da dette vil avhenge av typen av inngrep og hvor disse gjennomføres eks relativt til beiteland og kalvingsområder. Tap av inngrepsfri natur vurderes som **biologisk betydelig** dersom eksempelvis i) arealtapet er så stort at det har betydning for bevegelsesmønsteret eller produksjonen til beitedyr, særlig tamrein.

Indikator: Fjellrev abundans – Fenomen: Fravær av varig øking i fjellrevbestanden til tross for tiltak [LF24]

I god økologisk tilstand har fjellreven levedyktige bestander i alle bioklimatiske soner innen det arktiske tundrabiomet, og historiske informasjon og et stort antall gamle fjellrevhi vitner om at den lavarktiske delen av Finnmark har hatt en stor ynglebestand utbredt fra kyst til de høyestliggende områdene med sammenhengende tundravegetasjon.

Den viktigste menneskelige driveren av endringer i tilstand i dag er indirekte effekter av klimaendringer og denne koplingen vurderes som sikker. Fjellreven er en typisk arktisk art som er kritisk truet i Norge. Historisk sett er det antatt at den viktigste menneskelige driveren har vært jakt, men siden 1930 er fjellreven fredet. Arten var frem til 1980-tallet ansett som fremdeles vanlig i den lavarktiske delen av Øst-Finnmark (Ims et al., 2017). Etter dette avtok bestanden sterkt i antall og utbredelse og igangsettelse av et bevaringstiltak (rødrevkontroll) på Varangerhalvøya i 2005 endret ikke denne utviklingen. Bestanden ble i 2017 vurdert å være på nær utryddet (Ims et al., 2017). Fra og med 2018 har utsetting av fjellrev fra en avlsstasjon og tilleggsfôring blitt igangsatt som nye bevaringstiltak på Varangerhalvøya. Det er etablert en god forståelse av hvilke drivere som truer fjellrevbestanden både i Fennoskandia generelt og i norsk Lav-Arktis spesielt. Økt oppvarming og økt produktivitet generelt, og store bestander av store herbivorer spesielt, forventes å være gunstig for rødrev og ugunstig for fjellrev (Elmhagen et al., 2017). Mer ustabile vintre slår negativt ut på fjellrev via sviktende

lementopper (Ims et al., 2011) som gjør at reproduksjon uteblir eller kullstørrelser blir lave (Ims et al., 2017). Økt utbygging kan også gagne rødrev via økt tilgang på mat tilknyttet veier, hytter og turisme. Med økende rødrevbestander fortrenses fjellreven fra hiene også i indre deler av tundraen. På grunnlag av en svært liten bestand må indikatoren per i dag bedømmes til å være i en dårlig tilstand. Den videre utviklingen vil være avhengig av hvilken respons bestanden har på bevaringstiltakene som gjennomføres. Manglende øking i bestanden til tross for intensive tiltak (Landa et al., 2017), vil indikere at økosystemtilstanden, for eksempel gjennom fravær av lementopper, eller høye rødrevtettheter (til tross for kontrolltiltak), ikke lengre kan understøtte en fjellrevbestand. Et fravær av en varig økning i fjellrevbestanden (antall ynglende par) til tross for tiltak vil vurderes som **biologisk betydelig** uansett årsak, siden det i realiteten vil bety at arten vil dø ut i lavarktisk tundra.

Indikator: Fjellrev produksjon - Fenomen: Lav kullstørrelse hos fjellrev [LF25]

I god økologisk tilstand har fjellreven kullstørrelser som er sterkt betinget av tilgangen på lemen, med store kull (>9) i lemenår som gir en vekstrate i bestanden som i gjennomsnitt ≥ 0 (Henden et al., 2008).

Den viktigste menneskelige driveren av endringer i tilstand i dag er indirekte effekter av klimaendringer og denne koplingen vurderes som sikker. Det er etablert en god kunnskap om hvilke faktorer som styrer kullstørrelse hos fjellrev. I de deler av Arktis hvor fjellreven er spesialisert på lemen er det et sterkt sammenheng mellom kullstørrelsen og fase i syklusen. Det er normalt med kullstørrelser >9 valper i toppårene; mens gjennomsnittet over alle faser i syklus gjerne er 6-8 valper i regioner av Arktis som har tilstrekkelig datagrunnlag (Tannerfeldt & Angerbjørn, 1998). Det er også en klar sammenheng mellom kullstørrelse hos fjellrev og lementetthet i norsk Lav-Arktis, men gjennomsnittlig kullstørrelse i perioden 2005-2014 lå betydelig lavere (3.9 valper, $n=26$) enn andre lemenavhengig populasjoner (Ims et al., 2017). Sviktende reproduksjon i lemenår kan også skyldes forstyrrelse fra rødrev eller innavl i en vedvarende liten bestand (Noren et al., 2016). Små kullstørrelser på grunn av lite lemen, eller andre forhold vil være en klar indikasjon på dårlig tilstand. Små kullstørrelser vurderes som **biologisk betydelig** hvis i) kullstørrelsene er generelt lavere enn det som er normalt for lemenavhengige fjellrevbestander eller 2) ikke responderer på forvaltningstiltakene (kontroll av rødrevbestanden og tilleggsfôring).

Indikator: Fjellrev kameraindeks – Fenomen: Fravær av varig øking i andel dager med fjellrev på kamerafeller til tross for tiltak [LF26]

Samme beskrivelsen av god økologisk tilstand som for Fjellrev abundans, og samme menneskelige drivere som øvrige indikatorer på fjellrev. Koplingen til disse vurderes som sikker. Til forskjell fra indikatoren *Fjellrev abundans* vil kameraindeksen påvirkes av både abundans og aktivitet av fjellrev, og også reflektere abundansen av det ikke-reproduserende segmentet av bestanden, samt konkurransen om åtselressurser med særlig rødrev (Killengreen et al., 2012). Det vurderes foreløpig som mindre sikkert om og i hvilket omfang kameraindeksen for fjellrev påvirkes av tilleggsfôringen som utføres ved utsettingsplassene for fjellrev, og forståelsen av endringer i indikatoren vurderes derfor som mindre god. For fjellrev vil fravær av øking i andel dager med fjellrev på kamerafellene vurderes som

biologisk betydelig dersom eksempelvis i) det skjer i indre deler av tundraen/fattigste deler av produktivitetsgradienten, ii) det kan koples til en økende tilstedeværelse av rødrev.

Indikator: Snøugle abundans – Fenomen: Fravær av hekkende snøugler i majoriteten av smånagerårene knyttet til lav abundans av lemen [LF27]

I god økologisk tilstand er forekomsten av hekkende snøugle i lavarktisk tundra regelmessig og tett koplet til regulære lementoppår. Den lavarktiske delen av Finnmark har historisk sett blitt antatt å være et av de viktigste hekkeområdene for snøugla i Finnmark, men det finnes ikke historiske data på hekkebestandens størrelse og regularitet (Jacobsen et al., 2018).

Den viktigste menneskelige driveren av endringer i denne tilstanden er klimaendringer (indirekte) og denne koplingen vurderes som sikker. Snøugla går til hekking (responderer numerisk) når abundansen av lemen på våren overstiger en terskelverdi (Gilg et al., 2003). I norsk Lav-Arktis hvor det er egnede hekkehabitater for snøugle de høyereliggende/indre delene av kysthalvøyene ser ikke høy abundans av gråsidemus og/eller fjellrotte ut til å kompensere for fravær av lemen. Mildere og mer ustabile vintre som gir sjeldnere og/eller lavere lementopper, særlig om våren, vil gi tilvarende sjeldnere topper og lavere abundans hos snøugle (manglende numerisk respons). Forståelsen av betydningen av endringer i indikatoren vurderes som god. Snøugle er plassert i kategorien sterkt truet på den norske rødlista. Snøugler som tidvis hekker i norsk Lav-Arktis er en del av felles norsk-russisk bestand (Jacobsen et al., 2018). Et fravær av hekkende snøuglepar i lemenår vurderes som **biologisk betydelig** uansett årsak.

Indikator: Snøugle produksjon – Fenomen: Lav og/eller minkende kullstørrelse hos snøugle i smånagerår [LF28]

I god økologisk tilstand er forekomsten av hekkende snøugle i lavarktisk tundra regelmessig og tett koplet til regulære lementoppår. Den lavarktiske delen av Finnmark har historisk sett blitt antatt å være et av de viktigste hekkeområdene for snøugla i Finnmark, men det finnes ikke historiske data på kullstørrelser.

Den viktigste menneskelige driveren av endringer i denne tilstanden er klimaendringer (indirekte) og denne koplingen vurderes som sikker. Denne indikatoren er tett knyttet til Snøugle abundans. Reproduksjonssuksess hos snøugle er betinget av tilstrekkelig abundans av lemen på vår og forsommer for at ungene skal vokse opp. Tap av egg og unger på grunn av store bestander av generalistpredatorer (ørn og rødrev) kan sannsynligvis også bidra til redusert reproduksjonssuksess. Forståelsen av betydningen av endringer i indikatoren vurderes som god. Sviktende reproduksjon i år der snøugler har gått til hekking vurderes som **biologisk betydelig** uansett årsak.

Indikator: Fuglesamfunn – Fenomen: Minkende abundans og artsrikhet av tundra-arter [LF29]

I god økologisk tilstand er sammensetningen av fuglesamfunnet dominert av en rekke typiske (til dels definerende) arter for åpne tundrahabitater.

De viktigste menneskelige drivere av endringer i denne tilstanden er klimaendringer (direkte og indirekte). Klimatiske drivere inkluderer mistilpasset fenologi, særlig for lang- og mellomdistansemigranter. Indikatoren kan også påvirkes indirekte av endret smågnagerdynamikk som fører til økt predasjon gjennom reduksjon av år med lav predasjon. Koblingen til menneskelig drivere vurderes som sikker, spesielt i forhold til mistilpasset fenologi, både med tanke på migrasjon og tilgang til matemner i hekkesesongen (Crick, 2004, Carey, 2009, Miller-Rushing et al., 2010). Arter som er spesielt tilpasset strukturelle - (habitat), konkurransemessige - og trofiske forhold (næring og predasjonspress) i intakte tundraøkosystemer forventes å bli færre i et varmere klima (Lehikoinen et al., 2014, Lehikoinen et al., 2019). Vidt utbredte arter forventes å ha en fleksibilitet som gjør at de er resiliente til ulike drivere, samt at de kan bli konkurransemessig dominante under endrede miljøbetingelser. Forståelsen av betydningen av endringer i indikatoren vurderes som mindre god. Samfunnsendringer vurderes som **biologisk betydelige** ved tap av tundraarter som normalt er abundante og definerende for lavarktiske fuglesamfunn, og hvis samfunnet etter hvert domineres av vidt utbredte arter.

Indikator: Ekstremkuldedager – Fenomen: Minkende frekvens av ekstremkuldedager [LF30]

I fagsystemet er referanseklimaet definert som et klima tilsvarende normalen for 1961-1990. Det innebærer at god økologisk tilstand for alle klimaindikatorer er at disse ikke avviker fra variasjonen observert i 1961-1990.

Den viktigste menneskelige driver av endringer fra denne tilstanden er klimaendringer. IPCC konkluderer at det er 'ekstremt sannsynlig' (*extremely likely*) at mere enn halvparten av den observerte oppvarmingen av kloden fra 1950-2010 skyldes antropogene effekter (IPCC, 2014) og koplingen til menneskelige drivere vurderes derfor som sikker for alle temperaturavledede indikatorer inkl. antall ekstremkuldedager. Ekstremkulde kan beskytte områder mot målerutbrudd lokalt gjennom økt mortalitet av de overvintrende eggene (Nilssen & Tenow, 1990, Tenow & Nilssen, 1990, Ammunet et al., 2012). Grensen på -30 er indikativ for ekstremkulde, men ikke en absolutt tålegrense, da kuldetoleransen til eggene varierer både mellom arter og avhengig av tidspunkt på vinteren. Fravær eller svært sjelden forekomst av slike temperaturer vil imidlertid indikere at ekstremkulde ikke er en sannsynlig begrensende faktor for utbredelsen av målerutbrudd eller andre potensielt invasive evertebrater. Forståelsen av betydningen av endringer i ekstremkulde vurderes som god, men vi mangler kunnskap om hvordan fravær av ekstremkulde på sikt vil påvirke spredningen av nye boreale arter inn i lavarktisk tundra. Minkende frekvens av ekstremkuldedager vurderes som **biologisk betydelig** dersom eksempelvis i) der er en negativ sammenheng mellom forekomsten av målerutbrudd og frekvensen av ekstremkuldedager, ii) fravær av ekstremkulde tillater spredning av boreale arter inn i lavarktisk tundra eller økoton.

Indikator: Vintermildværsdager – Fenomen: Økende frekvens av vintermildværsdager [LF31]

I fagsystemet er referanseklimaet definert som et klima tilsvarende normalen for 1961-1990. Det innebærer at god økologisk tilstand for alle klimaindikatorer er at disse ikke avviker fra variasjonen observert i 1961-1990.

Den viktigste menneskelige driver av endringer fra denne tilstanden er klimaendringer. IPCC konkluderer at det er 'ekstremt sannsynlig' (*extremely likely*) at mere enn halvparten av den observerte oppvarmingen av kloden fra 1950-2010 skyldes antropogene effekter (IPCC, 2014), og koplingen til menneskelige drivere vurderes derfor som sikker for alle temperaturavledede indikatorer inkl. antall vintermildværsdager. Hyppige/langvarige mildværsperioder indikerer mindre arktisk klima og økende risiko for vinterskader på vegetasjon og regn-på-snø hendelser som påvirker beiteforhold for både små og store herbivorer i negativ retning. Forståelsen av betydningen av økende frekvens av vintermildvær på det lavarktiske økosystemet vurderes som god. Økende frekvens av vintermildværsdager vurderes som **biologisk** betydelig dersom eksempelvis i) det resulterer i reduserte beiteforhold for rein med betydning for kondisjon og/eller overlevelse, ii) det fører til reduserte eller manglende lementopper.

Indikator: Graddager – Fenomen: Økende antall graddager [LF34]

I fagsystemet er referanseklimaet definert som et klima tilsvarende normalen for 1961-1990. Det innebærer at god økologisk tilstand for alle klimaindikatorer er at disse ikke avviker fra variasjonen observert i 1961-1990.

Den viktigste menneskelige driver av endringer fra denne tilstanden er klimaendringer. IPCC konkluderer at det er 'ekstremt sannsynlig' (*extremely likely*) at mere enn halvparten av den observerte oppvarmingen av kloden fra 1950-2010 skyldes antropogene effekter (IPCC, 2014), og koplingen til menneskelige drivere vurderes derfor som sikker for alle temperaturavledede indikatorer inkl. antall graddager. Graddager er tett koplet til vekstsesongen, og forståelsen av betydningen av endringer i indikatoren vurderes som god. For denne indikatoren kan de historiske forhold i økotonen i noen grad brukes som en veiledende grenseverdi. Dersom dagens forhold i tundra nærmer seg eller tilsvarer de historiske forhold i økotonen indikerer det at tundraen klimatisk sett har skiftet til et annet regime. Dette er en kraftig indikasjon på fremtidig dårlig tilstand, og slike endringer må ansees som **biologisk betydelige**.

Indikator: Graddagssum vekstsesong – Fenomen: Økende graddagssum i vekstsesongen [LF35]

I fagsystemet er referanseklimaet definert som et klima tilsvarende normalen for 1961-1990. Det innebærer at god økologisk tilstand for alle klimaindikatorer er at disse ikke avviker fra variasjonen observert i 1961-1990.

Den viktigste menneskelige driver av endringer fra denne tilstanden er klimaendringer. IPCC konkluderer at det er 'ekstremt sannsynlig' (*extremely likely*) at mere enn halvparten av den observerte oppvarmingen av kloden fra 1950-2010 skyldes antropogene effekter (IPCC, 2014), og koplingen til menneskelige drivere vurderes derfor som sikker for alle temperaturavledede indikatorer inkl. graddagssum. Graddagssum er tett koplet til vekstsesongen, og forståelsen av betydningen av endringer i indikatoren vurderes som god. For denne indikatoren kan de historiske forhold i økotonen i noen grad brukes som en veiledende grenseverdi. Dersom dagens forhold i tundra nærmer seg eller tilsvarer de historiske forhold i økotonen indikerer det at tundraen klimatisk sett har skiftet til et annet regime. Dette er en kraftig indikasjon på fremtidig dårlig tilstand, og slike endringer må ansees som **biologisk betydelige**.

Indikator: Nedbør – Fenomen: Endring i årsnedbør [LF36]

I fagsystemet er referanseklimaet definert som et klima tilsvarende normalen for 1961-1990. Det innebærer at god økologisk tilstand for alle klimaindikatorer er at disse ikke avviker fra variasjonen observert i 1961-1990.

Den viktigste menneskelige driver av endringer fra denne tilstanden er klimaendringer. Denne koplingen vurderes som sikker (Christensen et al., 2013, Zhang et al., 2013, Bintanja & Selten, 2014). Forventningen er økt mengde årsnedbør i arktiske strøk, men med stor romlig og sesongmessig heterogenitet (Callaghan et al., 2011, Hanssen-Bauer et al., 2015). Økt årsnedbør vil påvirke tundraen hydrologi, eks gjennom økende paludifisering (Skre et al., 2002), med implikasjoner for planters vekstvilkår, særlig utbredelsen av kratt og skog (Crawford et al., 2003, Simard et al., 2007). Forståelsen av betydningen av endrede nedbørsforhold for det lavarktiske tundraøkosystemet vurderes som mindre god. Endringer vurderes som **biologisk betydelige** dersom eksempelvis i) de kan koples til omfattende vegetasjonstransisjoner eks gjennom paludifisering, ii) de resulterer i forringet beitegrunnlag for små og store planteetere.

Indikator: Nedbør vekstsesong – Fenomen: Endring i nedbør i vekstsesongen [LF37]

I fagsystemet er referanseklimaet definert som et klima tilsvarende normalen for 1961-1990. Det innebærer at god økologisk tilstand for alle klimaindikatorer er at disse ikke avviker fra variasjonen observert i 1961-1990.

Den viktigste menneskelige driver av endringer fra denne tilstanden er klimaendringer. Denne koplingen vurderes som sikker (Christensen et al., 2013, Zhang et al., 2013, Bintanja & Selten, 2014). Forventningen for lavarktisk tundra i Norge er økende mengde nedbør både sommer og vinter ((Hanssen-Bauer et al., 2015); Nedbørsregion 13 – 'Varanger'). Forståelsen av betydningen av endrede nedbørsforhold i vekstsesongen for det lavarktiske tundraøkosystemet vurderes som mindre god. Endringer vurderes som **biologisk betydelige** dersom eksempelvis i) de kan koples til omfattende vegetasjonstransisjoner, eks gjennom forbedrede vekstvilkår for kratt i tundraen, ii) de resulterer i økende forekomst av sommertørke som påvirker vekst og overlevelse av trær i skogtundraen.

Indikator: Snødekke varighet – Fenomen: Kortere snøsesong [LF38]

I fagsystemet er referanseklimaet definert som et klima tilsvarende normalen for 1961-1990. Det innebærer at god økologisk tilstand for alle klimaindikatorer er at disse ikke avviker fra variasjonen observert i 1961-1990.

Den viktigste menneskelige driver av endringer fra denne tilstanden er klimaendringer. Lokalt kan beitetrykk påvirke via vegetasjonsstruktur (busker/trær). Koplingen til disse drivere vurderes som sikker. Snødekkets varighet og tykkelse er en av de viktigste bestemmende faktorene for tundravegetasjonens utforming (Ims et al., 2013, Niittynen et al., 2018), og forståelsen av betydningen av endringer i snødekkets varighet for tundraøkosystemet vurderes som god. Endringer i snødekkets varighet vurderes som **biologisk betydelige** dersom eksempelvis i) snøleie – rabbegradienter forandres, 2) det resulterer i minkende arealer med snøleievegetasjon.

Indikator: Bakkeis – Fenomen: Økende forekomst av bakkeis/hard snø i underste lag [LF39]

I fagsystemet er referanseklimaet definert som et klima tilsvarende normalen for 1961-1990. Det innebærer at god økologisk tilstand for alle klimaindikatorer er at disse ikke avviker fra variasjonen observert i 1961-1990. Bakkeis er en indikator som ikke er omfattet av data for den klimatiske referanseperioden, og som har et komplekst (og delvis uavklart) forhold til ulike klimavariabler (interpolerte verdier av vind, nedbør og temperatur). Det er derfor per i dag ikke mulig etablere modellerte verdier for bakkeis for referanseperioden.

Den viktigste menneskelige driver av endringer i denne tilstanden er klimaendringer og koplingen er sikker. Økende forekomst av bakkeis i tundraen indikerer mer ustabile vintre/økt forekomst av regn-på-snø. Det påvirker beite og overlevelse for smågnagere i det subnivale rom, særlig lemen, og potensielt også tilgangen på beite for store planteetere (Forbes et al., 2016, Hansen et al., 2019b). Forståelsen av betydningen av økende forekomst av bakkeis vurderes som god. Økende forekomst av bakkeis i lavarktisk tundra vurderes som **biologisk betydelig** dersom eksempelvis i) det påvirker artsrater mellom lemen og andre smågnagere og/eller amplitude på lementopper.

4.1.2 Begrunnelse for fenomener – høyarktisk tundra

Indikator: Maksimal produktivitet – Fenomen: Endring i maksimal produktivitet – grønnning og brunng [HF1]

I god økologisk tilstand er den maksimale primærproduksjonen (maksimal biomassetilvekst per arealenhet i vekstsesong) hovedsakelig begrenset av temperaturen i vekstsesongen, slik den definert for de høyarktiske bioklimatiske undersonene A-C (CAVM Team, 2003). Indikatoren vil variere imidlertid mye mellom ulike vegetasjons- og landskapstypene innen disse sonene bl.a. basert på topografiske, edafiske (berggrunn) og hydrologiske forhold. Bakkebaserte produktivitetsstudier eller fjernmålingsstudier som grunnlag for å sette referanseverdier, er ikke tilgjengelig for norsk Høyarktisk i referanseperioden. Konsistente endringsrater i fjernmålingsbaserte indikatorer som kan tolkes med hensyn til endringer i viktige drivere, gir imidlertid gode indikatorer for avvik fra en god tilstand.

De viktigste menneskelige driverne av endringer i denne tilstanden er klimaendringer, gjennom endrede vekstforhold (Beck & Goetz, 2011, Vickers et al., 2016). Med mildere vintre kan vinterskader på vegetasjonen få økende forekomst (Bokhorst et al., 2009, Bjerke et al., 2017). Erosjon forårsaket av smeltende permafrost, eller beiteskader fra økende gåsebestander (Pedersen et al., 2013b) kan bidra til lavere produktivitet lokalt. Koplingen til menneskelige drivere vurderes som sikker, men ofte er plantebiomasse og maksimal produktivitet et komplekst produkt av multiple drivere som opererer på ulike skalaer, og det kan være utfordrende å skille effekten av ulike drivere. Forståelsen av betydningen av endringer i planteproduktivitet i det høyarktiske økosystemet vurderes som mindre god. Både grønnings- og brunngstrender kan indikere dårligere tilstand avhengig av årsaken. Grønnngstrender vil indikere at systemet beveger seg mot en mindre arktisk tilstand. Grønnngstrender vurderes som **biologisk betydelig** dersom eksempelvis i) økt produktivitet kan koples til transisjoner mellom vegetasjonstyper der rikere og mer produktive typer evt. med større dominans av vedaktige planter erstatter fattigere typer, ii) produktiviteten i tundraområder over tid nærmer seg eller tilsvarer produktiviteten i lavarktiske

soner. Bruningstrender i tundra kan indikere vinterskader på vegetasjonen, økt beitepress eller erosjon. Bruningstrender vurderes som biologisk betydelige dersom eksempelvis i) de påvirker beitegrunnlaget for lokale planteetere.

Indikator: Start på vekstsesongen – Fenomen: Tidligere start på vekstsesongen [HF2]

Starten på vekstsesonger slik den skal være i god tilstand er i prinsippet bestemt av klimaregimet i referanseperioden 1961-1990. Selv om klimadata er tilgjengelig fra denne perioden, har de aktuelle klimavariablene ikke en romlig oppløsning som gir det mulig å definere snøforhold og temperaturer for de aktuelle vegetasjonsstrata og dermed heller ikke referanseverdier for norsk Høy-Arktis. Den viktigste menneskelige driveren av endringer i denne tilstanden er klimaendringer. Start på vekstsesongen påvirkes av temperatur og snøsmelting og med klimaendringer forventes tidligere start på vekstsesongen i både tundra og økoton grunnet tidligere snøsmelting og varmere vårtemperaturer. Koplingen til disse drivere vurderes som sikker (Iler et al., 2017). Tidspunkt på start på vekstsesongen er sentral for trofiske mange interaksjoner (Durant et al., 2005, Høye et al., 2007), og forståelsen av betydningen av endringer i start på vekstsesongen for høyarktisk tundra vurderes som god. Endringene vurderes som **biologisk betydelige** dersom de eksempelvis i) resulterer i økt mismatch mellom tidspunkt for start vekstsesong og kritiske stadier for herbivorer, eks Svalbardrype, ii) er en driver av omfattende vegetasjonsendringer gjennom lengre vekstsesong.

Indikator: Plantevekstformer vs. Svalbardrein – Fenomen: Endring i biomasseforholdet mellom plantevekstformer og Svalbardrein [HF3]

I god økologisk tilstand er abundansen av Svalbardrein på et nivå som korrelerer med fluktuasjoner i plantebiomassen og har beiting og gjødslingseffekter som bidrar til å opprettholde en produktiv tundravegetasjon bl.a. ved å stimulere gressvekst og redusere mosebiomasse.

Den viktigste menneskelige driveren av endringer i denne tilstanden er klimaendringer. Selv om koplingen mellom menneskelige drivere og hhv planteproduktivitet og rein vurderes som sikker (van der Wal & Stien, 2014, Albon et al., 2017), er det mindre sikkert hvordan summen av menneskelige drivere påvirker biomasseforholdet planter:rein, og indikatoren bør vurderes i tett sammenheng med indikatorene *Maksimal produktivitet*, og *Svalbardrein abundans*. Forskyvninger i begge retninger i biomasseforholdet plantevekstformer:Svalbardrein kan indikere dårlig tilstand avhengig av årsaken. Klimaendringer kan potensielt gi både økende og minkende bestander av rein, bl.a. avhengig av klimaoppvarmingens omfang og den relative betydning av forholdene på sommerbeite (f. eks. økt primærproduksjon) og vinterbeite (snø og isforhold). Underabundans av rein kan medvirke til en mindre produktiv vegetasjon (van der Wal, 2006), mens overabundans kan gi redusert tilgjengelighet av plantebiomasse slik at det får konsekvenser for reinens bestandsutvikling over tid. Forståelsen av betydningen av endringer i biomasseforholdet plantevekstformer:Svalbardrein i det høyarktiske økosystemet vurderes derfor som mindre god. Endringer i biomasseforholdet plantevekstformer:Svalbardrein vurderes som **biologisk betydelige** dersom eksempelvis i) forskyvningen skyldes overabundans og påvirker beitegrunnlaget og bestandsutviklingen hos rein i negativ retning over tid, ii) forskyvningen resulterer i omfattende tilstandsskifter i vegetasjonen.

Indikator: Plantevekstformer vs. gjess – Fenomen: Økt biomasse av gjess i forhold til planter i næringsnettet [HF4]

I god økologisk tilstand er abundansen av gjess på et nivå som kan ha lokale beiteeffekter på mosetundra – men som ikke bidrar til konsistente endringer i plantebiomassen over tid.

De viktigste menneskelige driverne av endringer i denne tilstanden er klimaendringer og høsting (kortnebbgås). Selv om koplingen mellom drivere og hhv planteproduktivitet og gjess vurderes som sikker, er det noe mindre sikkert hvordan summen av ulike menneskelige drivere påvirker biomasseforholdet planter:gjess, og indikatoren bør vurderes i tett sammenheng med indikatorene *Maksimal produktivitet, Kortnebbgås abundans og Hvitkinngås abundans*. En forskyvning mot større biomasse av gjess relativt til plantebiomasse vil forventes å ha større negativ innvirkning på økologisk tilstand enn det motsatte. Økende abundans av gjess er forbundet med reduksjon i plantebiomasse og til dels erosjonsfenomener over større arealer i nye økologiske kontekster (e.g. større påvirkning i tørre eller høyereliggende områder). Tilstandsskifter fra vegetert til ikke-vegetert stadium kan forekomme. Forståelsen av betydningen av endringer i indikatoren vurderes som god. Forskyvninger i biomasseforholdet plantevekstformer:gjess vurderes som **biologisk betydelige** dersom eksempelvis i) overabundans av gjess resulterer i økende erosjon og/eller tilstandsskifter fra vegetert til ikke vegetert areal.

Indikator: Herbivore vertebrater vs. fjellrev – Fenomen: Endring i biomasseforholdet mellom herbivore vertebrater og fjellrev [HF5]

I god økologisk tilstand forekommer de herbivore vertebrater i bestander som opprettholder levedyktige bestander av fjellrev. Selv om fjellrev-abundansen i en referansetilstand samvarierer med biomassen av herbivorene (og spesielt mengde åtsler av rein) kompliseres de trofiske koplingene/samvariasjonene innen de terrestre næringskjedene av at fjellreven også i stor grad benytter seg av marine ressurser (og fluktuasjonen i disse).

De viktigste menneskelige drivere av endringer i denne tilstanden er klimaendringer og høsting. Selv om koplingene mellom drivere og enkeltarter vurderes til dels som sikre, er det mindre sikkert hvordan summen av menneskelige drivere påvirker biomasseforholdet herbivore vertebrater:fjellrev, og indikatoren bør vurderes i tett sammenheng med de relevante enkeltartsindikatorer. Forskyvninger i biomasseforholdet herbivore vertebrater:fjellrev kan skyldes både endringer i det terrestre eller det marine økosystemet (via marine subsidier på fjellreven, og reirpredasjon på gås fra isbjørn). Både fjellrev, rein og kortnebbgås påvirkes dessuten av høsting. Samlet sett vurderes forståelsen av betydningen av endringer i indikatoren som mindre god. Endringer i biomasseforholdet herbivore vertebrater:fjellrev vurderes **som biologisk betydelig** dersom eksempelvis i) det indikerer at predator/karnivornivå (fjellrev) ikke responderer (dvs. kovarierer) med herbivornivået i næringskjeden, ii) det resulterer i sterkt økende eller minkende predasjonspress på gås (og andre bakkehekkende fugl).

Indikator: Herbivore vertebrater – Fenomen: Endringer i sammensetning av den funksjonelle gruppen herbivore vertebrater [HF6]

I god økologisk tilstand opptrer de funksjonelt nokså ulike herbivorer, Svalbardrein, gjess og Svalbardrype uten betydelig ressurskonkurranse. Rein og rype har positiv samvariasjon på grunn av felles påvirkning av variasjonen i vinterklimaet (Hansen et al., 2013).

De viktigste menneskelige drivere av endringer i denne tilstanden er klimaendringer, forvaltning og jakt og koplingen til disse vurderes som sikker. Både klimaendringer, endret ressurstilgang og endret høstings/jakttrykk kan resultere i endrede abundans- og konkurranseforhold mellom ulike herbivore vertebrater. I vurderingen av denne indikator legges vekt på gjennomgripende endringer på gruppenivå (dvs. innen trofisk nivå) som påvirker økosystemets funksjon og representerer en mindre arktisk tilstand. Der er særlig fokus på reduksjon i abundans av typisk arktiske arter og de funksjoner disse representerer. Endringer i sammensetning (bestandsstørrelser og demografiske rater) eller redusert samvariasjon av disse artene kan indikere en endring/sterkere effekt av drivere eller mer konkurranse/predasjon, gitt den økologiske/klimatiske konteksten. Et økende konkurransepress på svalbardrype på grunn av økende effekter av gås på vegetasjon utenfor mosetundraen kan gi negativ kovariasjon mellom rype og gås. Samlet sett vurderes forståelsen av betydningen av endringer i indikatoren som mindre god. Endringer i denne indikatoren vurderes som **biologisk betydelige** dersom i) bestandsnivået til en eller flere arter endrer seg så mye at det påvirker de øvrige arter innen den funksjonelle gruppen i negativ retning.

Indikator: Kortnebbgås abundans – Fenomen: Endring i abundans av kortnebbgås [HF7]

I god økologisk tilstand er abundansen av kortnebbgås på et nivå som sikrer levedyktige bestander, men som ikke bidrar til konsistente endringer i plantebiomassen over tid.

De viktigste menneskelige driverne av endringer i denne tilstanden er klimaendringer, som kan påvirke i både positiv og negativ retning, og høsting, som primært finner sted i overvintringsområdene (Madsen et al., 2017). Tidligere vårer og derav økt tilgjengelighet av reirplasser (Madsen et al., 2007, Jensen et al., 2008), samt økende plantebiomasse vil virke positivt på hekkesuksessen til kortnebbgås. Indirekte kan klimaendringene også påvirke indikatoren negativt gjennom økende fenologisk mismatch mellom hekketidspunkt og forekomst av beiteplanter av høy kvalitet (Doiron et al., 2015). Høy tilgjengelighet av reinkadavre på vinteren vil virke positivt på fjellrevens reproduksjon, og kan dermed øke predasjonstrykket på kortnebbgås fra fjellrev. Økt tilgang på reinkadaver er sannsynligvis en kombinasjon av forvaltningsdrevet økning i reinsdyrbestander og økt dødelighet av rein pga. endret vinterklima. Koblingen til menneskelige drivere (både klimatiske og biotiske) vurderes som sikker, selv om de indirekte relasjonene via fenologisk mismatch mellom hekketidspunkt og beitekvalitet og økning i reinkadaver vurderes som mindre sikre. Bestanden er påvirket av høsting, som tilsikter å stabilisere bestanden gjennom adaptiv avskyting (Madsen et al., 2017). Både økende og kraftig minkende bestand av kortnebbgås kan indikere dårlig tilstand. Økende abundans av gjess er forbundet med reduksjon i plantebiomasse og til dels erosjonsfenomener over større arealer i nye økologiske kontekster (e.g. større påvirkning i tørre eller høyereliggende områder). Tilstandsendringer fra vegetert til ikke-vegetert stadium kan forekomme. Indikatoren må derfor vurderes sammen med indikatoren *Plantevekstformer vs gjess*. Samlet

sett vurderes forståelsen av betydningen av endringer i indikatoren som god. Minkende abundans vil redusere betydningen av kortnebbgås som nøkkelart i det høyarktiske økosystemet og eks resultere i dårligere ressurstilgang for fjellreven. Endringer i abundans av kortnebbgås vurderes som **biologisk betydelig** dersom eksempelvis i) overabundans av gjess resulterer økende erosjon og/eller tilstandsendringer fra vegetert til ikke vegetert areal, ii) underabundans fører til sviktende reproduksjon hos fjellrev.

Indikator: Hvitkinngås abundans – Fenomen: Endring i abundans av hvitkinngås [HF8]

I god økologisk tilstand er abundansen av hvitkinngås på et nivå som sikrer levedyktige bestander, men som ikke bidrar til konsistente endringer i plantebiomassen over tid.

De viktigste menneskelige driverne av endringer i denne tilstanden er klimaendringer, som kan påvirke i både positiv og negativ retning. Koplingen til denne driver vurderes som sikker. Tidligere vårer, økende plantebiomasse (Prop & Devries, 1993) og minkende forekomst av is omkring øyer som sikrer hekking mod revepredasjon (Tombre et al., 1998) kan virke positivt på hekkesuksessen til hvitkinngås. Indirekte kan klimaendringene også påvirke indikatoren negativt gjennom et økende fenologisk mismatch mellom hekketidspunkt og forekomst av beiteplanter av høy kvalitet (Doiron et al., 2015), samt økt predasjon fra isbjørn i kolonier på øyer (Prop et al., 2015). Høy tilgjengelighet av reinkadavre på vinteren vil virke positivt på fjellrevens reproduksjon, og kan dermed øke predasjonstrykket på hvitkinngås fra fjellrev. Økt tilgang på reinkadaver er sannsynligvis en kombinasjon av forvaltningsdrevet økning i reinsdyrbestander og økt dødelighet av rein pga. endret vinterklima. Koblingen til menneskelige drivere (både klimatiske og biotiske) vurderes som sikker, selv om de indirekte relasjonene via fenologisk mismatch mellom hekketidspunkt og beitekvalitet og økning i reinkadaver vurderes som mindre sikre. Både økende og kraftig minkende bestand av hvitkinngås kan indikere dårlig tilstand. Økende abundans av gjess er forbundet med reduksjon i plantebiomasse over større arealer, særlig i fuktige habitater (van der Wal et al., 2001). Indikatoren må derfor vurderes sammen med indikatoren *Plantevekstformer vs gjess*. Samlet sett vurderes forståelsen av betydningen av endringer i indikatoren som god. Minkende abundans vil redusere betydningen av hvitkinngås som nøkkelart i det høyarktiske økosystemet og eks resultere i dårligere ressurstilgang for fjellreven. Endringer i abundans av hvitkinngås vurderes som **biologisk betydelig** dersom eksempelvis i) stigning av gjess resulterer økende tilstandsendringer i vegetert areal, ii) underabundans fører til sviktende reproduksjon hos fjellrev.

Indikator: Svalbardrein abundans – Fenomen: Endring i abundans av svalbardrein [HF9]

I god økologisk tilstand opptrer Svalbardrein som en funksjonelt viktige herbivor i levedyktige bestander primært regulert naturlig av beitegrunnet (dvs tetthetsavhengighet) og klimavariasjon.

Den viktigste menneskelige driver av endringer i denne tilstanden er klimaendringene (Albon et al., 2017, Hansen et al., 2019b) og koplingen vurderes som sikker. Klimaendringer kan potensielt gi både økende og minkende bestander av rein, bl.a. avhengig av klimaoppvarmingens omfang og den relative betydning av forholdene på sommerbeite (f. eks. økt primærproduksjon) og vinterbeite (snø

og isforhold, (Albon et al., 2017). Både over- og underabundans av rein kan bidra til dårlig tilstand gjennom beiteeffekter på vegetasjonen (van der Wal, 2006). Underabundans kan føre til vegetasjonsforandringer mot økt mosedekke, mindre karplanter og lavere primærproduksjon (Van der Wal & Brooker, 2004), og kan føre til redusert reproduksjon hos fjellrev (Eide et al., 2012). Overabundans kan gi tilstandsendringer i vegetasjonen mot gressdominans (van der Wal 2006), men også lav planteproduksjon i forhold til reinbestandens behov med konsekvenser for reinbestandens utvikling over tid. Forståelsen av betydningen av endringer i Svalbardrein abundans vurderes som mindre god. Endringer i abundans av Svalbardrein vurderes som **biologiske betydelige** dersom eksempelvis i) økende abundans resulterer i tilstandsendringer i vegetasjonen som påvirker reinen selv eller andre beitedyr negativt, ii) underabundans over tid fører til sviktende reproduksjon hos fjellrev.

Indikator: Svalbardrein dødelighet – Fenomen: Høy eller økende dødelighet hos svalbardrein [HF10]

I god økologisk tilstand skal ikke gjennomsnittlige dødelighetsrater over tid resultere i langsiktig nedganger i bestandene. Denne indikatoren tolkes i sammenheng med produksjonsraten.

Den viktigste menneskelige driver av endringer i denne tilstanden er klimaendringene (Albon et al., 2017, Hansen et al., 2019b) og koplingen vurderes som sikker. Dødeligheten hos svalbardrein viser svært stor mellomårsvariasjon indirekte drevet av vinterklima gjennom beiteforholdene på vinterstid. Enkelte år med svært høy dødelighet er dermed å betrakte som naturlig. Forståelsen av betydningen av endringer i Svalbardrein dødelighet vurderes som god. Endringer i dødeligheten til Svalbardrein vurderes som **biologiske betydelige** dersom eksempelvis i) økende eller høy dødelighet fører til minkende bestander over tid.

Indikator: Svalbardrein produksjon – Fenomen: Lav eller minkende produksjon hos svalbardrein [HF11]

I god økologisk tilstand skal gjennomsnittlig produksjonsrate i bestandene være stor nok til å unngå nedgang i bestandene. Denne indikatoren må tolkes i relasjon til dødelighetsrater.

Den viktigste menneskelige driver av endringer i denne tilstanden er klimaendringene (Albon et al., 2017, Veiberg et al., 2017, Hansen et al., 2019b) og koplingen vurderes som sikker. Lav eller minkende kalveproduksjon signaliserer at svalbardreinen har vanskelige levevilkår. Ved å se indikatoren i sammenheng med indikatorene *Svalbardrein abundans*, *Plantebiomasse* og relevante abiotiske indikatorer vil man kunne gi en mer fullstendig vurdering av årsaken til eventuelle trender i fenomenet. Forståelsen av betydningen av endringer i indikatoren vurderes som mindre god. Endringer i kalveproduksjonen til Svalbardrein vurderes som **biologiske betydelige** dersom eksempelvis i) økende eller høy dødelighet fører til minkende bestander over tid.

Indikator: Fjellrev abundans – Fenomen: Minkende abundans av fjellrev [HF12]

I god økologisk tilstand opptrer fjellreven i relativt stabile bestander med moderate mellomårs-fluktuasjoner i stor grad bestemt av ressurstilgangen (og indirekte klimavariasjon), mens fangst bare har lokale effekter på demografi/genetikk.

Den viktigste menneskelige driver av endringer i denne tilstanden er klimaendringer, som kan påvirke både i positiv og negativ retning (Eide et al., 2012, Hansen et al., 2013). Koplingen til denne driver vurderes som sikker. Fjellreven fangstes lokalt på Svalbard, og dette kan påvirke bestanden negativt (Fuglei et al., 2013). Endringer i abundansen av fjellrev kan skyldes endret ressurstilgang som følge av færre reinkadavre på vinterstid, eller minket utbredelse av havis og dermed lavere tilgang på marine ressurser. Endret fangsttrykk kan medføre endret genetisk og demografisk struktur i bestanden (Fuglei et al., 2013). Endringer av fjellrevtetthet vil påvirke zoonoseprevalensen direkte. Indirekte effekter klimaendringer på zoonoseprevalensen er økt spredning av østmarkmus til nye områder som gir øket risiko for smitte av revens dvergbendemark (*Echinococcus multilocularis*) (Henttonen et al., 2001, Fuglei et al., 2008a, Stien et al., 2010). Lavere innvandring av fjellrev fra rabiesbefengte områder (f.eks. Russisk Arktis) med lavere forekomst av havis kan imidlertid forventes å resultere i minkende forekomst av rabies (Mørk et al., 2011). Samlet sett vurderes forståelsen av betydningen av endringer i indikatoren som mindre god. Endringer i abundansen av fjellrev vurderes som **biologisk betydelig** dersom eksempelvis i) det er konsistent nedgang over tid koplet til klimatiske drivere eller fangsttrykk, ii) bestanden ikke lenger understøtter bærekraftig fangst.

Indikator: Bioklimatiske undersoner – Fenomen: Minkende areal som rent klimatisk befinner seg i de høyarktiske tundrasonene A, B, og C [HF13]

I god økologisk tilstand befinner den høyarktiske tundraen seg rent klimatisk i undersone A, B, og C og krysser kun unntaksvis grensen til lavarktisk undersone D.

Den viktigste menneskelige driver av endringer i denne tilstanden er klimaendringer. Indikatoren er basert på gjennomsnittlig jultemperatur, og økende jultemperatur vil føre til en forskyvning av de arktiske sonene nordover og dermed minkende areal som rent klimatisk befinner seg i de høyarktiske undersonene A (arktisk polarørkensone), B (nordarktisk tundrasone), og C (mellomarktisk tundrasone). IPCC konkluderer at det er 'ekstremt sannsynlig' (*extremely likely*) at mere enn halvparten av den observerte oppvarmingen av kloden fra 1950-2010 skyldes antropogene effekter (IPCC, 2014) og koplingen til menneskelige drivere vurderes derfor som sikker for alle temperaturavledede indikatorer inkl. bioklimatiske undersoner. Minkende areal som rent klimatisk befinner seg i de mest arktiske tundrasonene er en indikasjon på dårlig tilstand fordi det tilsier at disse områder på sikt ikke vil understøtte høyarktiske økosystemer. Forståelsen av betydningen av endringer i dette fenomenet vurderes imidlertid som mindre god, da vi mangler grunnleggende kunnskap om hvordan og hvor raskt dagens raske abiotiske endringer vil påvirke tundraøkosystemets egenskaper, herunder sentrale trofiske interaksjoner. Endringer vurderes som **biologisk betydelige** dersom eksempelvis i) hele bioklimatiske undersoner blir borte ('vanishing climates'), ii) et minkende areal resulterer i økt forekomst/utbredelse av lavarktiske økosystemelementer (arter, funksjoner) på bekostning av høyarktiske.

Indikator: Areal inngrepsfrie naturområder (INON) – Fenomen: Minkende areal av inngrepsfri natur [HF14]

I god økologisk tilstand er høyarktiske tundraområder tilnærmet upåvirket av større tekniske inngrep.

Utbygging er eneste driver. Indikatoren måler areal som er upåvirket av (> 5 km fra) utbygging av større installasjoner, og koplingen til driveren vurderes dermed som sikker. Tap av inngrepsfri natur, og den resulterende fragmentering av naturlige habitater, kan påvirke bevegelsesmønster og trekkruiter til store beitedyr (Wolfe et al., 2000) og regnes derfor som en utvikling mot dårligere tilstand. Ulike studier viser imidlertid svært store kontraster både i forhold til om man finner en negativ effekt av tekniske installasjoner og hvor utpreget denne effekten er (Skarin & Ahman, 2014), og der er et fravær av lokale studier på Svalbard. Forståelsen av betydningen av endringer i denne indikator vurderes derfor som mindre god. Dette betyr også at det ikke vurderes som mulig å sette hverken absolutte eller relative grenser for hvor mye inngrepsfritt areal som må mistes før det representerer et avvik fra god tilstand. Tap av inngrepsfri natur vurderes som **biologisk betydelig** dersom eksempelvis i) arealtapet er så stort at det har betydning for bevegelsesmønsteret til Svalbardrein.

Indikator: Svalbardrype abundans – Fenomen: Minkende abundans av Svalbardrype [HF15]

I god økologisk tilstand opptrer Svalbardrype i lave, relativt stabile bestander som understøtter bærekraftig jakt. Viktigste menneskelige driver er klimaendringer (Hansen et al., 2013), men koplingen til denne driver vurderes som mindre sikker basert på dagens kunnskapsgrunnlag. I god tilstand befinner svalbardrype seg overalt der habitatet tillater det (<4% av landområdene på Svalbard er gode rypehabitat) i lave, relativt stabile til økende bestander som lokalt understøtter bærekraftig jakt (Pedersen et al., 2012, Soininen et al., 2016, Pedersen et al., 2017, Fuglei et al., 2019a). Abundansen kan påvirkes negativt av flere direkte og indirekte klimatiske og biotiske drivere heriblant endringer i beitegrunnlaget, økende bestander av gås som øker konkurransen om viktige beiteplanter, ekstremvær som påvirker reproduksjon og overlevelse negativt (hyppigere regn på snø (Hansen et al., 2013), variabilitet i været om våren, hyppigere regnvær om sommeren, økt predasjonstrykk fra fjellrev og økt høstingspress (Ims et al., 2013, Soininen et al., 2016, Fuglei et al., 2019b). Samlet sett vurderes forståelsen av betydningen av endringer i indikatoren som mindre god. Minkende abundans av Svalbardrype vurderes som **biologisk betydelig** dersom eksempelvis i) nedgangen er varig, ii) bestanden ikke lenger understøtter bærekraftig jakt.

Indikator: Ekstremkuldedager – Fenomen: Minkende frekvens av ekstremkuldedager [HF17]

I fagsystemet er referanseklimate definert som et klima tilsvarende normalen for 1961-1990. Det innebærer at god økologisk tilstand for alle klimaindikatorer er at disse ikke avviker fra variasjonen observert i 1961-1990.

Den viktigste menneskelige driver av endringer fra denne tilstanden er klimaendringer. IPCC konkluderer at det er 'ekstremt sannsynlig' (*extremely likely*) at mere enn halvparten av den observerte oppvarmingen av kloden fra 1950-2010 skyldes antropogene effekter (IPCC, 2014), og koplingen til menneskelige drivere vurderes derfor som sikker for alle temperaturavledede indikatorer inkl. antall ekstremkuldedager. Fravær av ekstremkulde kan legge til rette for etablering av sørlige invasive arter (Fournier et al., 2019). Forståel-

sen av betydningen av endringer i ekstremkulde vurderes som mindre god for økosystemet som helhet. Minkende frekvens av ekstremkuledager vurderes som **biologisk betydelig** dersom eksempelvis i) minkende frekvens/fravær av ekstremkulde tillater spredning/etablering av lavarktiske arter.

Indikator: Vintermildværsdager – Fenomen: Økende frekvens av vintermildværsdager [HF18]

I fagsystemet er referanseklimaet definert som et klima tilsvarende normalen for 1961-1990. Det innebærer at god økologisk tilstand for alle klimaindikatorer er at disse ikke avviker fra variasjonen observert i 1961-1990.

Den viktigste menneskelige driver av endringer fra denne tilstanden er klimaendringer. IPCC konkluderer at det er 'ekstremt sannsynlig' (*extremely likely*) at mere enn halvparten av den observerte oppvarmingen av kloden fra 1950-2010 skyldes antropogene effekter (IPCC, 2014), og koplingen til menneskelige drivere vurderes derfor som sikker for alle temperaturavledede indikatorer inkl. antall vintermildværsdager. Hyppige/langvarige mildværsperioder indikerer mindre arktisk klima og økende risiko for vinterskader på vegetasjon og regn-på-snø hendelser som påvirker beiteforhold for både små og store herbivorer i negativ retning. Forståelsen av betydningen av økende frekvens av vintermildvær på det høyarktiske økosystemet vurderes som god. Økende frekvens av vintermildværsdager vurderes som **biologisk betydelig** dersom eksempelvis i) det resulterer i reduserte beiteforhold for Svalbardrein med betydning for kondisjon og/eller overlevelse.

Indikator: Julitemperatur – Fenomen: Økende julitemperatur [HF20]

I fagsystemet er referanseklimaet definert som et klima tilsvarende normalen for 1961-1990. Det innebærer at god økologisk tilstand for alle klimaindikatorer er at disse ikke avviker fra variasjonen observert i 1961-1990.

Den viktigste menneskelige driver av endringer fra denne tilstanden er klimaendringer. IPCC konkluderer at det er 'ekstremt sannsynlig' (*extremely likely*) at mere enn halvparten av den observerte oppvarmingen av kloden fra 1950-2010 skyldes antropogene effekter (IPCC, 2014), og koplingen til menneskelige drivere vurderes derfor som sikker for alle temperaturavledede indikatorer inkl. julitemperatur. Julitemperatur er tett koplet til vekstsesong og forståelsen av betydningen av endringer i indikatoren vurderes som god. Overskridelse av variasjonen i referanseperioden/intruffet ToE indikerer et temperaturregime som er utenfor grensene for den historiske normalen ('ekstremt'). For denne indikator kan de historiske forhold i mer sørlige tundrasoner i noen grad brukes som en veiledende grenseverdi. Dersom dagens forhold i mer arktiske tundrasoner nærmer seg eller tilsvarer de historiske forhold i mer sørlige tundrasoner (evt lavarktis) indikerer det at tundraen klimatisk sett har skiftet til et annet regime. Dette er en kraftig indikasjon på fremtidig dårlig tilstand og slike endringer må vurderes som **biologisk betydelige**.

Indikator: Nedbør – Fenomen: Endring i årsnedbør [HF21]

I fagsystemet er referanseklimaet definert som et klima tilsvarende normalen for 1961-1990. Det innebærer at god økologisk tilstand for alle klimaindikatorer er at disse ikke avviker fra variasjonen observert i 1961-1990.

Den viktigste menneskelige driver av endringer fra denne tilstanden er klimaendringer. Denne koplingen vurderes som sikker (Christensen et al., 2013, Zhang et al., 2013, Bintanja & Selten, 2014). Forventningen for høyarktisk tundra i Norge er økende mengde nedbør og en større øking på vinteren enn sommeren (Hanssen-Bauer et al., 2019). Økt årsnedbør vil påvirke tundraen hydrologi, eks gjennom økende paludifisering (Skre et al., 2002). Forståelsen av betydningen av endrede nedbørsforhold i vekstsesongen for det høyarktiske tundraøkosystemet vurderes som mindre god. Endringer vurderes som **biologisk betydelige** dersom eksempelvis i) de kan koples til omfattende vegetasjonstransisjoner eks gjennom paludifisering.

Indikator: Permafrost – Fenomen: Økende temperatur i permafrostens øverste 15 m, 2) økende dybde av det aktive laget [HF23]

I god økologisk tilstand har den høyarktiske tundraen på Svalbard sammenhengende permafrost med stabilt lav temperatur.

Den viktigste menneskelige driveren av endringer i denne tilstanden er klimaendringer (Isaksen et al., 2001) og koplingen mellom permafrost og hydrologiske forhold, jordprosesser og vegetasjon er sterk og fundamentalt viktig i høyarktis. Økende temperaturer i permafrosten vurderes som **biologisk betydelig** dersom eksempelvis i) økende grad av tining av permafrosten på sommeren fører til minkende jordstabilitet/erosjon, endrede hydrologiske forhold eller andre vegetasjonsforstyrrende prosesser.

Indikator: Snødekke varighet – Fenomen: Kortere snøsesong [HF24]

I fagsystemet er referanseklimaet definert som et klima tilsvarende normalen for 1961-1990. Det innebærer at god økologisk tilstand for alle klimaindikatorer er at disse ikke avviker fra variasjonen observert i 1961-1990.

Den viktigste menneskelige driver av endringer fra denne tilstanden er klimaendringer. Koplingen til disse drivere vurderes som sikker. Snødekkets varighet og tykkelse er en av de viktigste bestemmende faktorene for tundravegetasjonens utforming (Ims et al., 2013, Niittynen et al., 2018), og forståelsen av betydningen av endringer i snødekkets varighet for tundraøkosystemet vurderes som god. Endringer i snødekkets varighet vurderes som **biologisk betydelige** dersom eksempelvis i) snøleie – rabbegradienter forandres, 2) det resulterer i minkende arealer med snøleivevegetasjon.

5 Egenskaper

I dette kapittel gjengis kort hva som kjennetegner de syv egenskapene i god tilstand og hvilken rolle indikatorene og deres assosierte fenomener har for de egenskapene de er tilordnet. Mer utdypende beskrivelser av egenskaper i god tilstand for lavarktisk og høyarktisk tundra er gitt i grunnlagsrapporten for Fagsystemet (Nybø & Evju, 2017; kap. 4.4.4.4 og 4.4.5.5) og underveisrapporten for indikatorer for arktisk tundra (Jepsen et al., 2018; kap. 4.3). I likhet med beskrivelsene av tilstander og forventede tilstandsendringer (dvs. fenomener) for de fleste indikatorene (se 4.1 ovenfor), er det på egenskapsnivå kun mulig å gi kvalitativ beskrivelser av hva som kjennetegner god tilstand. Nært beslektede indikatorer tilordnet samme egenskap beskrives samlet. Beskrivelsen avspeiler den overordnede rollen som indikatoren/indikatorsettet - i sin nåværende form, og med det nåværende datagrunnlaget – bør ha i vurderingen av egenskapen. Eventuelle mangler i indikatorsettet påpekes i vurderingen av Egenskapens indikatordekning i Kapittel 6. For en vurdering av behovet for videreutvikling av enkeltindikatorer på kort og lang sikt, henvises til Appendiks 1 og 2 (se 'Anbefalinger for videreutvikling av indikatoren' under hver indikator).

Tabell 5.1a. Beskrivelse av økosystemegenskapene i god tilstand og indikatorenes rolle – lavarktisk tundra.

Egenskap	Indikator/indikatorsett	Beskrivelse av egenskapen i god tilstand og indikatorenes rolle i vurderingen av egenskapen
Primærproduksjon	Maksimal produktivitet Start på vekstsesongen Plantebiomasse	De tre indikatorene for primærproduksjon er i god tilstand hovedsakelig begrenset av et lavarktisk sommerklima og definert av de bioklimatiske undersonene D-F (CAVM Team 2003). Til dels komplekse vertikale sjikt gjør det vanskelig å måle indikatorene direkte. Produktivitet (NDVI/EVI) og stående plantebiomasse brukes derfor som surrogat for primærproduksjon. I vurderingen av egenskapen <i>Primærproduksjon</i> , tjener indikatoren <i>Maksimal produktivitet</i> til å dokumentere regionale (storskala) trender i plantebiomasse/produktivitet ('grønning'/'bruning'), mens indikatoren <i>Start på vekstsesongen</i> tjener til dokumentasjon av fenologiske endringer særlig i forhold til trofiske match/mismatch forhold mellom planter og planteetere. Indikatoren <i>Plantebiomasse</i> baserer seg på detaljerte bakkemålinger i sentrale vegetasjonstyper (hei, eng, snøleie), og tjener både til å nyansere den satellittbaserte indikatoren <i>Maksimal produktivitet</i> , og til å dokumentere årsakene til tilstandsendringer mellom vegetasjonstypene, særlig med tanke på en forventet forbuskning av åpne vegetasjonstyper med et varmere klima.
Biomasse mellom trofiske nivåer	Plantevekstformer vs. smånagere Plantevekstformer vs. drøvtyggere	Dette settet på fire indikatorer tjener til å belyse fenomener knyttet til trofiske struktur i med fokus på to næringskjeder som dominerer det plante-baserte næringsnett for lavarktisk tundra god tilstand : i) planter-smånnagere-karnivorer, og ii) planter-drøvtyggere-karnivorer. De to næringskjedene bør vurderes separat da de ha ulik naturlig dynamikk og forventes å være utsatt for ulike drivere og fenomener. For få tolkbare indikatorer beregnes disse også se-

	Smågnagere vs. karnivore vertebrater Drøvtyggere vs. karnivore vertebrater	parat for forholdet mellom henholdsvis planter-herbivorer og herbivorer-predatorer. For plantenivået fokuseres det på de sentrale tundratyper (hei, eng, snøleie), og planterarter/grupper som styrer/styres av herbivorinteraksjoner. For karnivornivået fokuseres det på spesialiserte smågnagerpredatorer i interaksjonen med smågnagere. Store topp-predatorer som i et intakt økosystem ville være tilstede i lavarktisk tundra og hatt en tydelig trofisk relasjon til drøvtyggere, er så å si fraværende av politiske grunner. For interaksjonen med drøvtyggere fokuseres det derfor foreløpig på rødrev som den mest sentrale meso/generalist-predatoren i denne .
Funksjonelle grupper	Plantevekstformer Herbivore vertebrater Karnivore vertebrater	Et typisk trekk ved lavarktisk tundra i god tilstand er at enkelte arter/artsgrupper kan ha helt dominerende abundans innen et trofisk nivå, og dermed være premissgivende for sentrale økosystemfunksjoner. En forventning under klimaendringer er at dominansen av slike arter/artsgrupper minker til fordel for mer boreale arter. Indikatorsettet for egenskapen <i>Funksjonelle grupper</i> tjener derfor særlig til å dokumentere endringer i direkte/indirekte konkurranseforhold som forventes påvirket av klimaendringer, eks mengdeforhold mellom arktiske og mer boreale arter/artsgrupper.
Funksjonelt viktige arter og strukturer	Krattdannende vier	Høyvokst vier er en definerende vekstform i lavarktisk tundra undersone E i god tilstand, der krattdannende vier skal ha en utbredelse som er begrenset til bare visse naturtyper - spesielt sedimentflater tilknyttet vassdrag hvor vierkrattene danner mosaikker i engvegetasjon. Vierkrattene har en rekke viktige trofiske og biofysiske funksjoner. I vurderingen av egenskapen <i>Funksjonelt viktige arter og strukturer</i> , tjener indikatoren til å dokumentere endringer i forekomsten av krattdannende vier i de sentrale åpne tundratyper, og tilstandsskifter fra eng til kratt (forbuskning). Foreløpig tillater datagrunnlaget kun at dette gjøres på lokal skala innen faste overvåkingsområder.
Funksjonelt viktige arter og strukturer	Krekling	Krekling er en dominerende planteart i lavarktisk tundra i Finnmark. Kreklingdominans er trolig representativ for næringsfattig, tørr heivegetasjon i god tilstand. Med betydelige kjemiske egenskaper som reduserer primær- og sekundærproduksjonen og artsmangfoldet av planter vil en øket dominans og utbredelse av krekling i edafisk rikere strata under klimaendringer gi et avvik fra god tilstand. I vurderingen av egenskapen <i>Funksjonelt viktige arter og strukturer</i> , tjener indikatoren til å dokumentere endringer i forekomsten av krekling i de åpne tundratyper som hei og eng.
Funksjonelt viktige arter og strukturer	Fjellbjørk i skogtundra	Flerstammet fjellbjørk er den definerende vekstform for skogtundraen i god tilstand med en rekke viktige trofiske og biofysiske funksjoner. I vurderingen av egenskapen <i>Funksjonelt viktige arter og strukturer</i> , tjener indikatoren til å dokumentere endringer i tre-tetthet og rekruttering i tre-grenseøkotonen, med særlig fokus på tilstandsskifter drevet av insektutbrudd.
Funksjonelt viktige arter og strukturer	Lemen	I god tilstand er lemensyklusen den viktigste pulsen i tundraens næringsnett og indikatoren tjener til å dokumentere endringer i de aspekter ved lemendynamikken (periode, amplitude, synkronitet) som påvirker både høyere og lavere trofiske nivåer mest. Sesongmessige endringer (vår og høst) i disse aspektene forventes også å være viktige.

Funksjonelt viktige arter og strukturer	Rype	Lirype og fjellrype er de eneste stedegne herbivore fuglearter på den lavarktiske tundraen i vinterhalvåret. Rypebestander i god tilstand har en høy nok abundans til å utgjøre ressursgrunnlaget for arktiske rypespesialister slik som jaktfalk og en viktig økosystemtjeneste (rypejakt). I vurderingen av egenskapen <i>Funksjonelt viktige arter og strukturer</i> , tjener indikatoren til å dokumentere endringer i de aspekter ved rypedynamikken (periode, amplitude, synkronitet) som påvirker høyere trofiske nivåer mest.
Funksjonelt viktige arter og strukturer	Tamrein – abundans Tamrein – kalvevekt Tamrein – produksjon	I god tilstand er tamrein er den funksjonelt viktigste store herbivor i Lavarktis (både tundra og økoton). Den medvirker til å opprettholde tundraens karakteristiske åpne vegetasjonstyper, gjennom å motvirke forbuskning og ekspansjon av skogtundraen. De utgjør den betydeligste økosystemtjenesten for reindriften og den samiske befolkningen i Øst-Finnmark. Dette settet på tre indikatorer basert på offisiell statistikk, tjener til å dokumentere endringer i reinbestandens tilstand i forhold til beitegrunnlaget, klima og forvaltning.
Funksjonelt viktige arter og strukturer	Rødrev - kameraindeks	Lav-arktisk tundra i god tilstand utgjør kun et marginalt habitat for rødrev som er en effektiv boreal meso/generalistpredator. Økende bestander forventes å ha betydelige effekter på arktiske arter av bakkehekkende fugl, og bli en dominant konkurrent til fjellreven. I vurderingen av egenskapen <i>Funksjonelt viktige arter og strukturer</i> , tjener indikatoren til å dokumentere den forventede økning i forekomsten av rødrev langs klimagradienter, og dokumenterer effekten av igangværende forvaltningsinngrep rettet mot re-etablering av fjellrevbestanden.
Landskapsøkologiske mønstre	Snøleier	Snøleier er en klimatisk sensitiv og flekkvis fordelt vegetasjonstype som utgjør et viktig habitat for lemen og sommerbeite for tamrein når økosystemet i god tilstand. Dagens datagrunnlag tillater ikke en indikator på utbredelsen av snøleier på hverken lokal eller regional skala, men detaljerte overvåkingsdata tillater å kvantifisere endringer i graden av gjengroing av snøleier innen faste overvåkingsområder. I vurderingen av egenskapen <i>Landskapsøkologiske mønstre</i> vil denne indikator tjene til å dokumentere denne sentrale tilstandsending i forhold til klima, smånagerdynamikk og produksjonsgrunnlag for tamrein.
Landskapsøkologiske mønstre	Bioklimatiske undersoner	De sirkumpolare bioklimatiske undersonen D og E er definerende for det lav-arktiske økosystemet i god tilstand. For egenskapen <i>Landskapsøkologiske mønstre</i> , er endringen i diss undersoners geografiske utbredelse over tid, en overordnet indikator på den fremtidige (potensielle) økologiske tilstanden til økosystemet.
Landskapsøkologiske mønstre	Areal inngrepsfrie naturområder (INON)	I god tilstand er den lavarktiske tundraen marginalt påvirket av større tekniske inngrep. INON er en enkel beregning av hvor mye av økosystemets areal som er upåvirket av større tekniske inngrep basert på offisiell statistikk. Indikatoren har dermed sin største relevans i økosystemer som er sterkt påvirket av utbygging og større tekniske inngrep. Arealtap og fragmentering av habitat er sentrale landskapsøkologiske mønstre, og endringer i disse som skyldes større tekniske inngrep dokumenteres godt av INON.
Biologisk mangfold	Fjellrev abundans Fjellrev produksjon Fjellrev kameraindeks	Både fjellrev og snøugle er karakteristiske arktiske arter på toppen av næringsnettene når økosystemet er i god tilstand. Levedyktige bestandsnivåer på grunnlag av tilstrekkelig produksjon (antall kull og kullstørrelser) er tett knyttet til lemensykluser og i typiske arktiske artssamfunn

	Snøugle abundans Snøugle produksjon	som i liten grad er formet av mellomartskonkurranse. Fjellreven er en internasjonal IUCN indikator (Klima-flaggskipart). I lavarktisk norsk tundra er arten tilnærmet utdød og gjenstand for drastiske forvaltningstiltak for å re-etablere bestanden. I vurderingen av egenskapen biologisk mangfold er både fjellrev og snøugle sentrale indikatorer for 'trofisk kollaps' på grunn av endringer på lavere trofiske nivåer (eks. endret lemedynamikk) eller konkurranse og predasjon fra invaderende boreale arter (rødrev og kongeørn). Indikatoren fjellrev tjener i tillegg til å dokumentere effekten av igangværende forvaltningstiltak.
Biologisk mangfold	Fuglesamfunn	Sammensetningen og artsrikheten av fuglesamfunn er sentrale indikatorer på tilstanden til et økosystem. I god tilstand skal det lav-arktiske fuglesamfunnet være dominert av arter som er spesifikke for åpne tundrahabitater. I vurderingen av egenskapen Biologiske mangfold tjener denne indikatoren til å dokumentere endringer i forekomsten og mengdeforholdet mellom typiske arktiske tundra-arter og mere boreale arter tilknyttet vierkratt og skogtundraen.
Abiotiske forhold	Ekstremkuldedager Vintermildværsdager	For egenskapen <i>Abiotiske forhold</i> i arktisk tundra er det de klimatiske forhold som er helt grunnleggende for økosystemenes struktur, funksjon, produktivitet og dynamikk. Dette indikatorsettet tjener til å dokumentere endringer i sentrale egenskaper ved vinterklimaet relativt til referanseperioden 1961-1990. Forekomsten av <i>ekstremkuldedager</i> setter begrensninger for spredning av boreale arter inn i tundraen og for forekomsten av insekt-utbrudd i skogtundraen. <i>Vintermildværsdager</i> øker sjansen for ising på bakken, og vinterskader på vegetasjonen.
Abiotiske forhold	Graddager Graddagssum vekstsesong	Dette indikatorsettet tjener til å dokumentere endringer i sentrale egenskaper ved sommerklimaet relativt til referanseperioden 1961-1990. Julitemperatur er definerende for tundraens bioklimatiske undersoner, og relatert til lokaliseringen av skoggrensen. Antall <i>graddager</i> (vekstdager), samt <i>graddagssummen</i> dokumenterer vekstvilkårene gjennom hele vekstsesongen.
Abiotiske forhold	Nedbør Nedbør vekstsesong	Dette indikatorsettet tjener til å dokumentere endringer i sentrale egenskaper ved nedbørsklimaet/hydrologien relativt til referanseperioden 1961-1990. Økt nedbør kan endre tundraens hydrologi og påvirke dybde/varighet av snødekke.
Abiotiske forhold	Snødekke varighet Bakkeis	Dette indikatorsettet tjener til å dokumentere endringer i sentrale egenskaper ved snødekket relativt til referanseperioden 1961-1990. Når økosystemet er i god tilstand skal snødekkets typiske varighet, dybde og vertikale struktur utgjøre en viktig nisjedimensjon for sentrale arktiske arter og naturtyper, slik som smågnagere og snøleier. Ising nær bakken som følge av vintermildvær og regn-på-snø-hendelser gir dårligere livsbetingelser både smågnagere og drøvtyggere som kan betydelige effekter på abundans og dynamikk. Satellitt- og modellbaserte data på bakkeis er per i dag ikke av tilstrekkelig god kvalitet til å kunne estimere omfanget av ising, hverken på regional eller lokal skala. En indikator på bakkeis som baserer seg på bakke-målinger er helt avgjørende for eksempelvis å tolke bestandssvingninger hos smågnagere.

Tabell 5.1b. Beskrivelse av økosystemegenskapene i god tilstand og indikatorenes rolle – høyarktisk tundra.

Egenskap	Indikator	Beskrivelse av rollen indikatoren har for å vurdere egenskapen
Primærproduksjon	Maksimal produktivitet Start på vekstsesongen	De to indikatorene for primærproduksjon er i god tilstand i hovedsak begrenset av høy-arktisk sommerklima og definert av de bioklimatiske undersonene A-C. Primærproduksjon i flere vertikale sjikt er vanskelig å måle direkte. Produktivitet (NDVI/EVI) og stående plantebiomasse brukes derfor som surrogat for primærproduksjon. I vurderingen av egenskapen <i>Primærproduksjon</i> , tjener indikatoren <i>Maksimal produktivitet</i> til å dokumentere regionale (storskala) trender i plantebiomasse/produktivitet ('grønning'/'bruning'), mens indikatoren <i>Start på vekstsesongen</i> tjener til dokumentasjon av fenologiske endringer særlig i forhold til trofiske match/mismatch forhold mellom planter og planteetere.
Biomasse mellom trofiske nivåer	Plantevekstformer vs. svalbardrein Plantevekstformer vs. gress Herbivore vertebrater vs. fjellrev	Dette settet på tre indikatorer tjener til å til å belyse fenomener knyttet til trofiske struktur med fokus på to næringskjeder som dominerer det plante-baserte næringsnett for høy-arktisk tundra god tilstand: i) planter-gress-fjellrev, og ii) planter-rein-fjellrev. De to næringskjedene bør vurderes separat da de forventes å ha ulik naturlig dynamikk og være utsatt for ulike drivere og fenomener. For få tolkbare indikatorer beregnes disse også separat for forholdet mellom henholdsvis planter-herbivorer og herbivorer-fjellrev. I fravær av detaljerte bakkemålinger på plantevekstformer, tjener den satellittbaserte indikatoren <i>Maksimal produktivitet</i> inntil videre som et mål på for plantenivået.
Funksjonelle grupper	Herbivore vertebrater	Et typisk trekk ved høy-arktisk tundra i god tilstand er at enkelte endemiske arktiske arter/artsgrupper kan ha helt dominerende abundans innen et trofisk nivå, og dermed være premissgivende for sentrale økosystemfunksjoner. En forventning under klimaendringer er at dominansen av slike arter/artsgrupper minker til fordel for arter tilhørende sørligere økosystemer (lavarktiske eller boreale). Indikatorsettet for egenskapen <i>Funksjonelle grupper</i> tjener derfor særlig til å dokumentere endringer i direkte/indirekte konkurranseforhold som forventes påvirket av klimaendringer. For høyarktisk tundra tillater datagrunnlaget per i dag ikke oppsett av en indikator for funksjonelle grupper på plantenivå. Siden karnivor-nivået er begrenset til fjellrev, kan denne egenskapen dermed kun vurderes på herbivor-nivå.
Funksjonelt viktige arter og strukturer	Kortnebbgås abundans Hvitkinngås abundans	Både kortnebbgås og hvitkinngås er funksjonelt viktige herbivorer når økosystemet er i god tilstand, med strukturerende effekter på vegetasjonen, og viktige ressursarter for fjellreven. Indikatorsettet på gås tjener til å dokumentere endringer i gåsebestandene med hensyn til drivere (klima og forvaltning i vinterområdene) som kan gi over- eller underabundans med konsekvenser for vegetasjon og trofiske dynamikk.
Funksjonelt viktige arter og strukturer	Svalbardrein abundans Svalbardrein dødelighet Svalbardrein produksjon	Svalbardrein er en endemisk underart og eneste store herbivoren på den høyarktiske tundraen på Svalbard. I god økologisk tilstand er Svalbardreinen er funksjonelt viktig både gjennom bei-

		teeffekter på vegetasjonen og som næringsressurs for fjellreven. Indikatorsettet tjener til å dokumentere endringer i reinbestandens tilstand i forhold til beitegrunnlaget, klima og forvaltning.
Funksjonelt viktige arter og strukturer	Fjellrev abundans	Fjellreven er den eneste funksjonelt viktige predatoren i norsk høyarktisk tundra. I god økologisk tilstand opptrer fjellreven i relativt stabile bestander med moderate mellomårs-fluktuasjoner i stor grad bestemt av ressurstilgangen (og indirekte klimavariasjon), med en potensielt regulerende effekt på bakkehekkende fugl. Arten er videre en vektor for rabies og hovedvert for dverg-bendelorm, noe som kan tilskrives etablering av en fremmed mellomvert, østmarkmus, på Svalbard. I vurderingen av egenskapen <i>Funksjonelt viktige arter og strukturer</i> tjener indikatoren til å dokumentere endringer i ynglebestandsstørrelsen i faste overvåkingsområder.
Landskapsøkologiske mønstre	Bioklimatiske undersoner	De sirkumpolare bioklimatiske undersonene A-C er definerende for det høy-arktiske økosystemet i god tilstand. For egenskapen <i>Landskapsøkologiske mønstre</i> , er endringen i disse undersoners geografiske utbredelse over tid, en overordnet indikator på den fremtidige (potensielle) økologiske tilstanden til økosystemet.
Landskapsøkologiske mønstre	Areal inngrepsfrie naturområder (INON)	I god økologisk tilstand er den høyarktiske tundraen kun marginalt påvirket av større tekniske inngrep. INON er en enkel beregning av hvor mye av økosystemets areal som er upåvirket av større tekniske inngrep basert på offisiell statistikk. Indikatoren har dermed sin største relevans i økosystemer som er sterkt påvirket av utbygging og større tekniske inngrep. Arealtap og fragmentering av habitat er sentrale landskapsøkologiske mønstre, og endringer i disse som skyldes større tekniske inngrep dokumenteres godt av INON.
Biologisk mangfold	Svalbardrype abundans	Svalbardrype er en endemisk underart på den høyarktiske tundraen på Svalbard, som i god tilstand opptrer i lave, relativt stabile bestander. Arten forventes å være særlig utsatt for klimændringer grunnet en smal næringsnisje som gir muligheter for fenologiske mismatch med økende temperaturer. Indikatoren tjener til å dokumentere endringer i bestandstetthet i forhold til klima (særlig endringer i fenologi), og forvaltning.
Abiotiske forhold	Ekstremkuldedager Vintermildværsdager	For egenskapen <i>Abiotiske forhold</i> i arktisk tundra er det de klimatiske forhold som er helt grunnleggende for økosystemenes struktur, funksjon, produktivitet og dynamikk. Dette indikatorsettet tjener til å dokumentere endringer i sentrale egenskaper ved vinterklimaet relativt til referanseperioden 1961-1990. Forekomsten av <i>ekstremkuldedager</i> setter begrensninger for spredning av sørlige arter inn i tundraen. <i>Vintermildværsdager</i> (og forholdet mellom denne og <i>frostdager</i>) øker sjansen for ising på bakken, og vinterskader på vegetasjonen.
Abiotiske forhold	Julitemperatur	Denne indikator tjener til å dokumentere endringer i sentrale egenskaper ved sommerklimaet relativt til referanseperioden 1961-1990. Julitemperatur er definerende for tundraens bioklimatiske undersoner.
Abiotiske forhold	Nedbør år	Denne indikatoren tjener til å dokumentere endringer i sentrale egenskaper ved nedbørsklimaet/hydrologien relativt til referanseperioden 1961-1990. Økt nedbør kan endre tundraens hydrologi og påvirke dybde/varighet av snødekke.

Abiotiske forhold	Permafrost	Høyarktisk tundra i god tilstand har kontinuerlig, kald permafrost med en begrenset sommeravsmeltning og et relativt grunt aktivt lag. I vurderingen av egenskapen <i>Abiotiske forhold</i> i Høy-Arktis er endringer i permafrosttemperaturen og dybden av det aktive laget sentrale for hydrologiske forhold, jordprosesser/stabilitet og vegetasjon.
Abiotiske forhold	Snødekke varighet	Denne indikatoren tjener til å dokumentere endringer i snødekkets varighet relativt til referanseperioden 1961-1990 som sammen med snødekkets dybde og vertikale struktur bestemmer livsmiljøet til sentrale arktiske arter og naturtyper. Når økosystemet er i god tilstand skal snødekkets typiske varighet utgjøre en viktig miljødimensjon for typiske vegetasjonstyper/gradienter ved å bestemme fenologi, hydrologi og vekstsesonglengde.

6 Samlet vurdering

Kapitlet om samlet vurdering inneholder tre underpunkter. I kap. 6.1 vurderes det samlede kunnskapsgrunnlaget fra datasettnivå til egenskapsnivå. I kap. 6.2 vurderes de anvendte fenomeners gyldighet og graden av evidens for at hver enkelt fenomen har inntruffet. Begge disse kapitler danner grunnlaget for den samlede vurderingen av økologisk tilstand for hver egenskap på tvers av indikatorer og for økosystemet som helhet (kap. 6.3).

6.1 Samlet vurdering av kunnskapsgrunnlaget

Den samlede vurderingen av kunnskapsgrunnlaget er gjort i tabellform (Tabell 6.1a Lavarktisk tundra og Tabell 6.1b Høyarktisk tundra). I henhold til Fagpanelprotokollen vurderes kunnskapsgrunnlaget på 3 nivåer; *data-nivå*, *indikator-nivå* og *egenskap-nivå*. 1) På *data-nivå* oppsummeres den romlige (RR) og tidsmessige (TR) representativitet av alle datasett som går inn i hver enkelt indikator. 2) På *indikator-nivå* vurderes indikatorens samlede data-dekning basert på den samlede vurderingen av romlig (RRsamlet) og tidsmessig (TRsamlet) representativitet for de enkelte datasett som inngår. 3) På *egenskap-nivå* vurderes indikatordekningen for hele egenskapen. Denne avspeiler i hvor høy grad utvalget av indikatorer som vurderingen baseres på er tilstrekkelig omfattende og relevant for vurderingen av egenskapens tilstand i økosystemet. Alle vurderinger gjøres til nærmere definerte, fargekodede kategorier (Figur 6.1) spesifisert i protokollen for fagpanel-prinsippet. Hver eneste vurdering begrunnes i en fotnote tilgjengelig helt til slutt i dokumentet.

Romlig representativitet	RRdu1	Oppfylt: Hele populasjonen som undersøkes har en reell mulighet for å komme med i utvalget		Ikke oppfylt: Hele populasjonen som undersøkes har <u>ikke</u> en reell mulighet for å komme med i utvalget	
	RRdu2	Oppfylt: Utvalgsmetoden baseres på en tilfeldighetsmekanisme		Ikke oppfylt: Utvalgsmetoden baseres <u>ikke</u> på en tilfeldighetsmekanisme	
	RRdu3	Oppfylt: Sannsynligheten for at en enhet kommer med i utvalget er kjent		Ikke oppfylt: Sannsynligheten for at en enhet kommer med i utvalget er <u>ikke</u> kjent	
	RRmu	Oppfylt: Datasettet representerer et relevant (for indikatoren og fenomenet) modellbasert utvalg		Ikke oppfylt: Datasettet representerer <u>ikke</u> et relevant (for indikatoren og fenomenet) modellbasert utvalg	
	RRsamlet	Kategori 3: <i>RRmu</i> oppfylt med tilfredsstillende sample størrelse ELLER <i>RRdu1-RRdu3</i> alle oppfylt	Kategori 2: <i>RRmu</i> oppfylt med begrenset sample størrelse ELLER to av <i>RRdu1-RRdu3</i> oppfylt	Kategori 1: <i>RRmu</i> ikke oppfylt, minst en av <i>RRdu1-RRdu3</i> oppfylt	Kategori 0: <i>RRmu</i> ikke oppfylt, ingen av <i>RRdu1-RRdu3</i> oppfylt
Tidsmessig representativitet	TRår	Dekkende: Lang tidsserie (relativt til relevant dynamikk) som har helt eller delvis overlapp med referanseperioden		Begrenset: Kort tidsserie (relativt til relevant dynamikk).	
	TRse	Dekkende: Sesongvariasjon er relevant og tatt høyde for i datainnsamlingen ELLER sesongvariasjon er ikke relevant		Begrenset: Sesongvariasjon er relevant, men ikke eller i begrenset grad tatt høyde for i innsamlingen.	
	TRsamlet	Kategori 3: Både <i>Tår</i> og <i>Tse</i> Dekkende	Kategori 2: <i>Tår</i> Dekkende OG <i>Tse</i> Begrenset ELLER <i>Tår</i> Delvis dekkende og <i>Tse</i> Dekkende	Kategori 1: <i>Tår</i> Begrenset OG <i>Tse</i> Dekkende ELLER <i>Tår</i> Delvis dekkende og <i>Tse</i> Begrenset	Kategori 0: Både <i>Tår</i> og <i>Tse</i> Begrenset
Indikatorens samlede datadekning	DDi	Kategori 4 – svært god: 		Kategori 3 – god: 	
		Kategori 2 – middels: 		Kategori 1 – begrenset: 	
Egenskapens indikatoredekning	IdE	Dekkende: Utvalget av indikatorer er dekkende, ingen vesentlige mangler		Delvis dekkende: Utvalget av indikatorer har noen mangler som kan begrense vår evne til å vurdere tilstanden til egenskapen	
				Begrenset: Utvalget av indikatorer har vesentlige mangler som vil begrense vår evne til å vurdere tilstanden til egenskapen.	

Figur 6.1. Oppsummering av vurderingskategoriene for kunnskapsgrunnlaget anvendt i Tabell 6.1a,b.

Tabell 6.1a Vurdering av kunnskapsgrunnlaget på datasettnivå, indikatornivå og egenskapsnivå for lavarktisk tundra. For innhold i hver enkelt vurderingskolonnene, se Fig. 6.1. For fotnoter med begrunnelse av hver vurdering, se helt i slutten av dokumentet.

DATA									INDIKATOR	EGENSKAP
Datasett ID	Romlig representativitet (RR)					Tidsmessig representativitet (TR)			Datadekning	Indikatordekning
	RRdu1	RRdu2	RRdu3	RRmu	RRsamlet	TRår	TRse	TRsamlet	DDi	IDe
LA1	1	2	3	4	5	6	7	8	⁹ Maksimal produktivitet	¹⁰ Primærproduksjon
LA1	1	2	3	4	5	6	7	8	⁹ Start på veksesongen	
LA2	11	12	13	14	15	16	17	18	¹⁹ Plantebiomasse	
LA2	11	12	13	14	15	16	17	18	²⁰ Plantevekstformer versus smågnagere	²¹ Biomasse mellom trofiske nivåer
LA4	22	23	24	25	26	27	28	29	³⁰ Plantevekstformer versus drøvtyggere	
LA2	11	12	13	14	15	16	17	18	³⁹ Smågnagere versus karnivore vertebrater	
LA5	31	32	33	34	35	36	37	38	⁴⁸ Drøvtyggere versus karnivore vertebrater	
LA4	22	23	24	25	26	27	28	29	⁵⁷ Plantevekstformer	
LA10	40	41	42	43	44	45	46	47	⁵⁹ Herbivore vertebrater	⁵⁸ Funksjonelle grupper
LA5	31	32	33	34	35	36	37	38	⁸⁴ Karnivore vertebrater	
LA11	49	50	51	52	53	54	55	56	⁹³ Krattdannende vier	
LA2	11	12	13	14	15	16	17	18	⁹⁵ Krekling	
LA14	96	97	98	99	100	101	102	103	¹⁰⁴ Fjellbjørk i skogtundra	
LA4	22	23	24	25	26	27	28	29	¹⁰⁵ Lemen	⁹⁴ Funksjonelt viktige arter og strukturer
LA12	68	69	70	71	72	73	74	75	¹⁰⁶ Rype	

LA13	107	108	109	110	111	112	113	114		¹²⁵ Tamrein produksjon
LA5	31	32	33	34	35	36	37	38	¹¹⁵ Tamrein abundans	
LA6	116	117	118	119	120	121	122	123	¹²⁴ Tamrein kalvevekt	
LA6	116	117	118	119	120	121	122	123	¹²⁵ Tamrein produksjon	
LA11	49	50	51	52	53	54	55	56	¹²⁶ Rødrev kameraindeks	
LA2	11	12	13	14	15	16	17	18	¹²⁷ Snøleier	¹²⁸ Landskapsøkologiske mønstre
LA15	129	130	131	132	133	134	135	136	¹³⁷ Bioklimatiske undersø- ner	
LA16	138	139	140	141	142	143	144	145	¹⁴⁶ Areal inngrepsfrie na- turområder (INON)	
LA8	147	148	149	150	151	152	153	154	¹⁵⁵ Fjellrev abundans	¹⁵⁶ Biologisk mangfold
LA8	147	148	149	150	151	152	153	154	¹⁵⁷ Fjellrev produksjon	
LA9	76	77	78	79	80	81	82	83	¹⁵⁸ Fjellrev kameraindeks	
LA10	40	41	42	43	44	45	46	47	¹⁵⁹ Snøugle abundans	
LA10	40	41	42	43	44	45	46	47	¹⁶⁰ Snøugle produksjon	
LA17	161	162	163	164	165	166	167	168	¹⁶⁹ Fuglesamfunn	¹⁷⁹ Abiotiske forhold
LA18	170	171	172	173	174	175	176	177	¹⁷⁸ Ekstremkuldedager	
LA18	170	171	172	173	174	175	176	177	¹⁷⁸ Vintermildværsdager	
LA18	170	171	172	173	174	175	176	177	¹⁷⁸ Graddager	
LA18	170	171	172	173	174	175	176	177	¹⁷⁸ Graddagssum vekstse- song	
LA19	170	171	172	173	174	175	176	177	¹⁷⁸ Nedbør	
LA19	170	171	172	173	174	175	176	177	¹⁷⁸ Nedbør vekstsesong	
LA20	170	171	172	173	174	175	176	177	¹⁷⁸ Snødekke varighet	
LA22	180	181	182	183	184	185	186	187	¹⁸⁸ Bakkeis	

Tabell 6.1b Oppsummering av kunnskapsgrunnlaget på datasettnivå, indikatornivå og egenskapsnivå for høyarktisk tundra. For innhold i hver enkelt vurderingskolonnene, se Fig. 6.1. For fotnoter med begrunnelse av hver vurdering, se helt i slutten av dokumentet.

DATA									INDIKATOR	EGENSKAP
Datasekk ID	Romlig representativitet (RR)					Tidsmessig representativitet (TR)			Datadekning	Indikatordekning
	RRdu1	RRdu2	RRdu3	RRmu	RRsamlet	TRår	TRse	TRsamlet	DDi	IDe
HA1	189	190	191	192	193	194	195	196	197 Maksimal produktivitet	198Primærproduksjon
HA1	189	190	191	192	193	194	195	196	199Start på vekstsesongen	
HA1	189	190	191	192	193	194	195	196	200Plantevekstformer vs. svalbardrein	201Biomasse mellom trofiske nivåer
HA2	202	203	204	205	206	207	208	209		
HA1	189	190	191	192	193	194	195	196	210Plantevekstformer vs. gjess	
HA5	211	212	213	214	215	216	217	218		
HA6	219	220	221	222	223	224	225	226	227Herbivore vertebrater vs. fjellrev	
HA2	202	203	204	205	206	207	208	209		
HA5	211	212	213	214	215	216	217	218		
HA6	219	220	221	222	223	224	225	226		
HA7	228	229	230	231	232	233	234	235	236Herbivore vertebrater	237Funksjonelle grupper
HA2	202	203	204	205	206	207	208	209		
HA5	211	212	213	214	215	216	217	218		
HA6	219	220	221	222	223	224	225	226		
HA8	238	239	240	241	242	243	244	245	246Kortnebbgås abundans 248Hvitkinngås abundans 249Svalbardrein abundans 258Svalbardrein dødelighet 260Svalbardrein produksjon 261Fjellrev abundans 270Bioklimatiske undersø- ner	247Funksjonelt viktige arter og strukturer
HA5	211	212	213	214	215	216	217	218		
HA6	219	220	221	222	223	224	225	226		
HA2	202	203	204	205	206	207	208	209		
HA3	250	251	252	253	254	255	256	257		
HA3	250	251	252	253	254	259	256	257		
HA7	228	229	230	231	232	233	234	235		
HA10	262	263	264	265	266	267	268	269	270	271Landskapsøkolo- giske mønstre

HA11	272	273	274	275	276	277	278	279	²⁸⁰ Areal inngrepsfrie naturområder (INON)	
HA8	238	239	240	241	242	243	281	245	²⁸² Svalbardrype abundans	²⁸³ Biologisk mangfold
HA12	284	285	286	287	288	289	290	291	²⁹² Ekstremkuldedager	²⁹³ Abiotiske forhold
HA12	284	285	286	287	288	289	290	291	²⁹² Vintermildværsdager	
HA12	284	285	286	287	288	289	290	291	²⁹² Julitemperatur	
HA13	284	285	286	287	288	289	290	291	²⁹² Nedbør	
HA14	294	295	296	297	298	299	300	301	³⁰² Permafrost	
HA15	284	285	286	287	288	289	290	291	²⁹² Snødekke varighet	

6.2 Samlet vurdering av anvendte fenomener

Den samlede vurderingen av de anvendte fenomener gjøres på tabellform (Tabell 6.2a Lavarktisk tundra og Tabell 6.2b Høyarktisk tundra). Vurderingen består av to deler: en vurdering av hvert fenomens gyldighet (VF), og graden av evidens for at fenomenet har inntruffet (EF). VF og EF vurderes til kategoriene skissert under. Vurderingen av fenomenet, EF, kan variere mellom ulike delområder av økosystemet som vurderes. Dette kan gi ulike verdier av EF for ulike delområder. Kategorier for VF og EF er gitt i Fig. 6.2.

Vurdering av fenomenets gyldighet	VF	God: Sikker kopling både til menneskeskapte drivere og god forståelse av indikatorens rolle i økosystemet.	Middels: Mindre sikker kopling til menneskeskapte drivere og god forståelse av indikatorens rolle i økosystemet ELLER sikker kopling til menneskeskapte drivere og mindre god forståelse av indikatorens rolle i økosystemet.		Begrenset: Mindre sikker kopling til menneskeskapte drivere og mindre god forståelse av indikatorens rolle i økosystemet
Evaluerer om fenomenet har inntruffet	EF	Høy: Høy grad av evidens for endringer i indikatorens verdi. Stor forventet biologisk betydning av observerte endringer for dagens økosystemtilstand.	Middels: Høy grad av evidens for endringer i indikatorens verdi. Begrenset forventet biologisk betydning av observerte endringer for dagens økosystemtilstand.	Lav: Lav grad av evidens for endringer i indikatorens verdi. Ingen eller liten forventet biologisk betydning av observerte endringer for dagens økosystemtilstand.	Ingen: Ingen evidens for endringer i indikatorens verdi.

Figur 6.2. Oppsummering av kategorier til vurdering og evaluering av anvendte fenomener (Tabell 6.2a,b).

Tabell 6.2a Vurdering av de anvendte fenomener, for lavarktisk tundra. For hvert fenomen vurderes fenomenets gyldighet (VF) samt graden av evidens for hvorvidt fenomenet har inntruffet (EF).

Egenskap	Fenomen	Indikator	Vurdering fenomen (VF)	Evalueringsfenomen (EF)		Kommentar til evalueringen
Primærproduksjon	Endring i maksimal produktivitet – grønning og brunig [LF1]	Maksimal produktivitet	God	Ingen	Middels	EF er delt mellom ingen og middels, da responsen er svært heterogen. Noen områder viser signifikant grønning (særlig tundra i øst), noen signifikant brunig (særlig tre-satt areal i økotonen), og noen områder viser ingen endringer.
Primærproduksjon	Tidligere start på vekstsesongen [LF2]	Start på vekstsesongen	God	Lav		Tidligere start på vekstsesongen forekommer lokalt i tundra og vestlige deler av økotonen. Over størsteparten av arealet er endringsratene imidlertid fremdeles ikke-signifikante.
Primærproduksjon	Endring i primærproduksjon og stående biomasse [LF3]	Plantebiomasse	God	Lav		Økende plantebiomasse på tvers av habitattyper og overvåkingsområder. Tendensen er noe sterkere i det østlige overvåkingsområde i samsvar med indikator <i>Maksimal produktivitet</i>
Biomasse mellom trofiske nivåer	Økt biomasse av planter i forhold til smågnagere i næringskjeden [LF4]	Plantevekstformer vs. smågnagere	God	Ingen		
Biomasse mellom trofiske nivåer	Endring i biomasseforholdet mellom plantevekstformer og drøvtyggere [LF5]	Plantevekstformer vs. drøvtyggere	Middels	Lav		Økende plantebiomasse resulterer i en forskyvning i mengdeforholdet plan-

					ter:rein. Endringsraten er positiv i begge overvåkingsområder, men bare signifikant i det østlige.
Biomasse mellom trofiske nivåer	Endring i biomasseforhold mellom smågnagere og karnivore vertebrater [LF6]	Smågnagere vs. karnivore vertebrater	God	Ingen	
Biomasse mellom trofiske nivåer	Endring i biomasseforhold mellom drøvtyggere og karnivore vertebrater [LF7]	Drøvtyggere vs. karnivore vertebrater	Middels	Middels	Mengdeforholdet rein:rødrev er minkende grunnet økende mengde rødrev.
Funksjonelle grupper	Endringer i sammensetning av plantevekstformer i plantesamfunnet [LF8]	Plantevekstformer	God	Lav	Noe evidens for en endring i sammensetning av plantevekstformer mot en høyere andel mindre spiselige/smakelige vekstformer.
Funksjonelle grupper	Endringer i sammensetning av funksjonelle grupper i samfunnet av herbivore vertebrater [LF9]	Herbivore vertebrater	God	Ingen	Lav
					Gjennomgående tendens over alle tidsseriene for borealisering av smågnagersamfunnet i form av lavere andel lemen i forhold til mus. Dette skyldes i hovedsak fravær av lemen i den siste smågnager-toppen i serien. En tilsvarende borealisering sees ikke i forholdet mellom de store herbivorer (rein:elg).
Funksjonelle grupper	Økende borealisering av samfunnet av karnivore vertebrater [LF10]	Karnivore vertebrater	God	Lav	Gjennomgående tendens for økende borealisering . Rødrev er økende i forhold til fjellrev i kontrollområder, dvs områder der rødrev ikke aktivt skytes ut som et led i fjellrevforvaltningen. Der er en tendens til økende andel fjellvåk i forhold til fjelljo, grunnet svakt økende bestand av fjellvåk og svakt minkende bestand av fjelljo.

Funksjonelt viktige arter og strukturer	Endring i abundans av krattdannende vier i elvedaler [LF11]	Krattdannende vier	God	Ingen	
Funksjonelt viktige arter og strukturer	Økende abundans av krekling i åpne vegetasjonstyper [LF12]	Krekling	God	Lav	Abundansen av krekling er økende, noe mer i det østlige overvåkingsområde.
Funksjonelt viktige arter og strukturer	Sviktende rekruttering etter målerutbrudd [LF13]	Fjellbjørk i skogtundra	Middels	Ingen	
Funksjonelt viktige arter og strukturer	Varige endringer i tresatt areal og/eller tre-tetthet [LF14]	Fjellbjørk i skogtundra	Middels	Middels	Høy grad av evidens for endringer i tre-tetthet, men usikkerhet rundt hvorvidt disse vil være varige. EF vurderes derfor som middels.
Funksjonelt viktige arter og strukturer	Mindre frekvente og markante lemenår [LF15]	Lemen	God	Lav	Noe evidens for sviktende lementopper, men korte serier tillater ikke å vurdere disse som biologisk betydelige.
Funksjonelt viktige arter og strukturer	Lav abundans av lirype [LF16]	Rype	Middels	Middels	Indikatoren er i dårlig tilstand i utgangspunktet – lave tettheter sammenliknet med historiske tilstander. Noe evidens for minkende abundans av lirype i løpet av overvåkingsperioden også.
Funksjonelt viktige arter og strukturer	Endring i abundans av tamrein [LF17]	Tamrein abundans	God	Lav	Abundansen av tamrein er svært variabel i tid og graden av evidens for endringer helt avhengig av hvilken tidsperiode som vurderes. Over hele dataserien er bestanden økende i det østligste Varangerdistriktet, men uendret i det vestligste. Etter den klimatiske referanseperioden (dvs 1991-i dag) har det vært noe øking i begge distrikter. For indikatoren Tamrein abundans konkluderer det dermed at det er lav

					evidens for endringer mot økende tamreinabundans.
Funksjonelt viktige arter og strukturer	Lave eller minkende kalvevekter hos tamrein [LF18]	Tamrein kalvevekt	God	Ingen	
Funksjonelt viktige arter og strukturer	Lav eller minkende produksjon hos tamrein [LF19]	Tamrein produksjon	God	Ingen	
Funksjonelt viktige arter og strukturer	Økende andel dager med rødrev på kamerafeller [LF20]	Rødrev kameraindeks	God	Lav	Andel dager med rødrev på kamerafeller har økt i både tiltaks og kontrollområder. Økingen er størst i kontrollområder, dvs områder der rødrev ikke aktivt skytes ut som et led i fjellrevforvaltningen, hvor andel dager er fordoblet i perioden 2005-2018.
Landskapsøkologiske mønstre	Gjengroing av snøleier [LF21]	Snøleier	Middels	Middels	Andel overvåkingsplot i snøleie som har forekomst av dvergbusker er økende. I det østlige overvåkingsområdet (komag) tilsvarer det en øking fra rundt 20% av plot i 2009 til rundt 40% av plot i 2018.
Landskapsøkologiske mønstre	Minkende areal som rent klimatisk befinner seg i de lavarktiske tundrasonene D og E [LF22]	Bioklimatiske undersoner	Middels	Høy	Arealet som rent klimatisk befinner seg i de lavarktiske soner D og E er sterkt minkende. Sone D er nå nærmest forsvunnet fra den lavarktiske delen av Finnmark.
Landskapsøkologiske mønstre	Minkende areal av inngrepsfri natur [LF23]	Areal inngrepsfrie naturområder (INON)	Middels	Middels	Areal INON er betydelig redusert relativt til en intakt tilstand uten inngrep og EF vurderes dermed til middels. INON er imidlertid tilnærmet uendret over overvåkingsperioden (1988-2013). Areal > 1 km fra inngrep 1988-2013:

					70.3-70% for økoton, og 79.6-77.8% for tundra.
Biologisk mangfold	Fravær av varig øking i fjellrevbestanden til tross for tiltak [LF24]	Fjellrev abundans	God	Høy	Indikatoren er i dårlig tilstand i utgangspunktet. Fjellrevbestanden er historisk lav, og foreløpig ikke økende som følge av nylige forvaltningstiltak.
Biologisk mangfold	Lav kullstørrelse hos fjellrev [LF25]	Fjellrev produksjon	God	Høy	Indikatoren er i dårlig tilstand i utgangspunktet – lav kullstørrelse i hele overvåkingsperioden sammenliknet med andre lemenstyrte bestander.
Biologisk mangfold	Fravær av varig øking i andel dager med fjellrev på kamerafeller til tross for tiltak [LF26]	Fjellrev kameraindeks	Middels	Høy	Indikatoren er i dårlig tilstand i utgangspunktet – svært lav forekomst av fjellrev i hele overvåkingsperioden.
Biologisk mangfold	Fravær av hekkende snøugler i majoriteten av smågnagerårene knyttet til lav abundans av lemen [LF27]	Snøugle abundans	God	Middels	Indikatoren er i utgangspunktet i en dårlig tilstand på grunn av artens rødlistestatus. Hekkende snøugle er fraværende i 2/3 av smågnageropper i COAT overvåkningsserie er i samsvar med dette.
Biologisk mangfold	Minkende kullstørrelse hos snøugle i smågnagerår [LF28]	Snøugle produksjon	God	Ingen	Siden hekkende snøugle er fraværende i av 2/3 smågnageropper gir datagrunnlaget ikke mulighet for å vurdere endringsrater i kullstørrelse.
Biologisk mangfold	Minkende abundans og artsrikhet av tundraarter [LF29]	Fuglesamfunn	Middels	Høy	Høy grad av evidens for minkende artsrikhet og minkende andel tundra-arter i forhold til kratt-arter, mest forårsaket av en nedgang i arter tilknyttet åpne tundrahabitater. Nedgangen i abundans og

					artsrikhet av tundra-arter i løpet av det siste 10-året er i størrelsesorden 30-40%.
Abiotiske forhold	Minkende frekvens av ekstremkuldedager [LF30]	Ekstremkuldedager	God	Middels	Ekstremkuldedager forekom i gjennomsnitt årlig under den klimatiske referanseperioden i store deler av økotonen. Etter 2000 har ekstremkuldedager vært tilnærmet fraværende i de modellerte klimadata.
Abiotiske forhold	Økende frekvens av vintermildværsdager [LF31]	Vintermildværsdager	God	Høy	Antall vintermildværsdager er økende i både tundra og økoton, i størrelsesorden 1.5% /år siden 1991. Dette tilsvarer ca 7 flere vintermildværsdager i året i dag relativt til den klimatiske referanseperioden.
Abiotiske forhold	Økende antall graddager [LF34]	Graddager	God	Høy	Antall graddager er kraftig økende i både tundra og økoton, i størrelsesorden 0.7 dager/år. Dette tilsvarer ca 20 flere graddager i året i dag relativt til den klimatiske referanseperioden.
Abiotiske forhold	Økende graddagssum i vekstsesongen [LF35]	Graddagssum vekstsesong	God	Høy	Graddagssum er kraftig økende i både tundra og økoton, i størrelsesorden 4-5 grader/år etter 1991.
Abiotiske forhold	Endring i årsnedbør [LF36]	Nedbør	Middels	Lav	Årsnedbør er økende i tundra, i noe mindre grad i økotonen. Etter 1991 tilsvarer det ca 3 mm/år for hele tundraregionen i gjennomsnitt.
Abiotiske forhold	Endring i nedbør i vekstsesongen [LF37]	Nedbør vekstsesong	Middels	Ingen	

Abiotiske forhold	Kortere snøsesong [LF38]	Snødekke varighet	God	Høy	Snødekket varighet har minnet med ca. 0.3%/år etter 1991 tilsvarende en ca 20 dager kortere snøsesong i dag relativt til den klimatiske referanseperioden.
Abiotiske forhold	Økende forekomst av bakkeis/hard snø i underste lag [LF39]	Bakkeis	God	Ingen	Forekomsten av bakkeis er svært variabel mellom år og de to mellom tidsseriene (mye geografisk variasjon), og det er ikke evidens for øking i forekomsten av bakkeis.

Tabell 6.2b Vurdering av de anvendte fenomener, for høyarktisk tundra. For hvert fenomen vurderes fenomenets gyldighet (VF) samt graden av evidens for hvorvidt fenomenet har inntruffet (EF).

Egenskap	Fenomen	Indikator	Vurdering fenomen (VF)	Evaluerer fenomen (EF)	Kommentar til evalueringen
Primærproduksjon	Endring i maksimal produktivitet - grønning og bruning [HF1]	Maksimal produktivitet	God	Lav	Maksimal produktivitet er økende (grønning), eks i de store daler på Nordenskiöldland. Svært få områder viser motsatt tendens.
Primærproduksjon	Tidligere start på vekstsesongen [HF2]	Start på vekstsesongen	God	Lav	Signifikant tidligere vekstsesong forekommer hist og her i alle bioklimatiske soner, men fortrinnsvis Norden-skiöldland.
Biomasse mellom trofiske nivåer	Endring i biomasseforholdet mellom plantevekstformer og drøvtyggere [HF3]	Plantevekstformer vs. svalbardrein	Middels	Ingen	
Biomasse mellom trofiske nivåer	Økt biomasse av gjess i forhold til planter i næringsnett [HF4]	Plantevekstformer vs. gjess	Middels	Middels	Høy grad av evidens for økende biomasse av gjess relativt til planteproduktivitet,

					men både planteproduktivitet og abundansen av gjeSS er økende. Der er ikke grunnlag for å vurdere endringen som av stor biologisk betydning per i dag.	
Biomasse mellom trofiske nivåer	Endring i biomasseforholdet mellom herbivore vertebrater og fjellrev [HF5]	Herbivore vertebrater vs. fjellrev	Begrenset	Middels	Høy grad av evidens for endringer grunnet økende bestander av herbivorer. Foreløpig begrenset forventet biologisk betydning av observerte endringer.	
Funksjonelle grupper	Endringer i sammensetning av den funksjonelle gruppen herbivore vertebrater [HF6]	Herbivore vertebrater	Middels	Ingen		
Funksjonelt viktige arter og strukturer	Endring i abundans av kortnebbgås [HF7]	Kortnebbgås abundans	God	Middels	Høy grad av evidens for økende abundans av kortnebbgås. Foreløpig begrenset forventet betydning for økosystemtilstanden.	
Funksjonelt viktige arter og strukturer	Endring i abundans av hvitkinngås [HF8]	Hvitkinngås abundans	God	Middels	Høy grad av evidens for økende abundans av hvitkinngås. Foreløpig begrenset forventet betydning for økosystemtilstanden.	
Funksjonelt viktige arter og strukturer	Endring i abundans av svalbardrein [HF9]	Svalbardrein abundans	Middels	Lav	Middels	EF deles mellom Lav og Middels da graden av evidens er ulik mellom studieområder. Bestanden er sterkt økende i Adventdalen/Sassen, men svakt minkende på Brøggerhalvøya.
Funksjonelt viktige arter og strukturer	Høy eller økende dødelighet hos svalbardrein [HF10]	Svalbardrein dødelighet	God	Ingen		
Funksjonelt viktige arter og strukturer	Lav eller minkende produksjon hos svalbardrein [HF11]	Svalbardrein produksjon	Middels	Ingen		
Funksjonelt viktige arter og strukturer	Minkende abundans av fjellrev [HF12]	Fjellrev abundans	Middels	Ingen		

Landskapeøkologiske mønstre	Minkende areal som rent klimatisk befinner seg i de høyarktiske tundrasonene A, B, og C. [HF13]	Bioklimatiske undersoner	Middels	Høy	Arealet som rent klimatisk befinner seg i høyarktiske sone A er sterkt minkende. Det bemerkes at det på grunn av en kuldebias i de modellerte temperaturdata (se Appendiks 2), må forventes at arealet av den kaldeste sone A er overestimert.
Landskapeøkologiske mønstre	Minkende areal av inngrepsfri natur [HF14]	Areal inngrepsfrie naturområder (INON)	Middels	Lav	Areal INON er noe redusert relativt til en intakt tilstand uten inngrep og EF vurderes dermed til lav. INON er imidlertid tilnærmet uendret over overvåkingsperioden (1990-2015). Areal > 1 km fra inngrep i sone C 1990-2015: 95.1-95.0%
Biologisk mangfold	Minkende abundans av svalbardrype [HF15]	Svalbardrype abundans	Begrenset	Ingen	
Abiotiske forhold	Minkende frekvens av ekstremkuldedager [HF17]	Ekstremkuldedager	Middels	Middels	Antall ekstremkuldedager er sterkt minkende i størrelsesorden 4-5%/år. Dette tilsvarer ca 40 færre ekstremkuldedager i året i dag relativt til den klimatiske referanseperioden. Den biologiske betydningen av disse endringer er vurdert som lav, men det bemerkes at forståelsen av indikatorens rolle i økosystemet ikke er god.
Abiotiske forhold	Økende frekvens av vintermildværsdager [HF18]	Vintermildværsdager	God	Høy	Antall vintermildværsdager er økende i størrelsesorden 3-4% /år siden 1991. For Longyearbyen tilsvarer ca 7 flere vintermildværsdager i

					året i dag relativt til den klimatiske referanseperioden.
Abiotiske forhold	Økende julitemperatur [HF20]	Julitemperatur	God	Høy	Julitemperatur er sterkt økende i størrelsesorden 0.05 grad/år, tilsvarende en julitemperatur som i dag er 1.5°C varmere i dag enn i den klimatiske referanseperioden.
Abiotiske forhold	Endring i årsnedbør [HF21]	Nedbør	Middels	Lav	Lav grad av evidens for økende årsnedbør, men endringen er liten og vurdert av liten biologisk betydning.
Abiotiske forhold	Økende temperatur i permafrostens øverste 15 m [HF22]	Permafrost	God	Middels	Høy grad av evidens for økende temperatur i permafrosten. Foreløpig lav forventet biologisk betydning av observerte endringer.
Abiotiske forhold	Økende dybde av det aktive laget [HF23]	Permafrost	God	Middels	Høy grad av evidens for økende dybde av det aktive laget. Foreløpig lav forventet biologisk betydning av observerte endringer.
Abiotiske forhold	Kortere snøsesong [HF24]	Snødekke varighet	God	Høy	Snødekket varighet har minnet med ca. 0.3%/år etter 1991 tilsvarende en ca 20 dager kortere snøsesong i dag relativt til den klimatiske referanseperioden.

6.3 Samlet vurdering av økologisk tilstand til egenskaper på tvers av indikatorer og for økosystemet som helhet

For hver egenskap vurderes avvik fra god økologisk tilstand i tre kategorier: ingen avvik fra god økologisk tilstand, begrensede avvik fra god økologisk tilstand eller betydelige avvik fra god økologisk tilstand. Dette gjøres med utgangspunkt i oversiktsfigurer (Fig. 6.3.2a,b) som oppsummerer graden av evidens for at de ulike fenomenene har inntruffet (EF) og vurdering av fenomenenes gyldighet (VF; Tabell 6.2a,b). Datadekningen for hver enkelt indikator (DDi, Tabell 6.1a,b) er et viktig hjelpemiddel i vurderingen, fordi det tillater at noe mere vekt tillegges endringer i fenomener som er basert på god datadekning. De tre kategorier for samlet vurdering av avvik fra god økologisk tilstand tildeles etter følgende retningslinjer:

Ingen avvik fra god økologisk tilstand:

Egenskaper som vurderes til denne kategorien er samlet sett i god økologisk tilstand. Når man konkluderer med Ingen avvik fra god økologisk tilstand bør flesteparten av fenomenene forekomme i de grønne celler i Figur 6.3 (disse er merket '1' i Figur 6.3.2a,b). Dersom noen forekommer i oransje eller røde celler (merket '2' eller '3' i Figur 6.3.2a,b) må konklusjonen om Ingen avvik begrunnes i bekrivelsen av vurderingen. Ingen avvik er konklusjonen dersom det ikke er evidens for at noen fenomener har inntruffet (EF = 'Ingen' for alle fenomen). Det vil også være konklusjonen dersom det er lav evidens for endringer i fenomener med begrenset gyldighet (VF='Begrenset') siden det knyttet seg svært stor usikkerhet til slike grunnet usikre koplinger til drivere og mindre god forståelsen av indikatorens rolle i økosystemet.

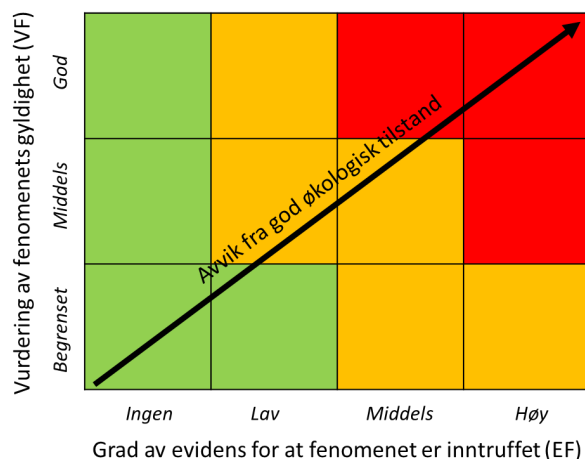
Begrensede avvik fra økologisk tilstand:

Egenskaper som vurderes til denne kategorien viser samlet sett en utvikling mot dårlig tilstand, men denne utviklingen er hverken tilstrekkelig entydig eller omfattende til å vurdere at egenskapen samlet sett er i dårlig tilstand. Når man konkluderer med Begrensede avvik fra god økologisk tilstand bør flesteparten av fenomenene forekomme i de oransje celler i Figur 6.3 (merket '2' i Figur 6.4a,b). Dersom noen forekommer i grønne eller røde celler (merket '1' eller '3' i Figur 6.4a,b) må konklusjonen om Begrensede avvik begrunnes i bekrivelsen av vurderingen. Begrensede avvik er konklusjonen når det er lav evidens for endringer i de fleste fenomener (EF='Lav'). Det er også konklusjonen dersom noen fenomener har høy evidens for endringer, men kun dersom de samme fenomener er av middels-begrenset gyldighet. Selv høy grad av evidens for endringer kan dermed resultere i konklusjonen 'Begrensede avvik' dersom disse endringer forekommer i fenomener der man er mindre sikker enten på koplingen til menneskelige drivere eller har mindre god forståelse av indikatorens rolle i økosystemet.

Betydelig avvik fra god økologisk tilstand:

Egenskaper som vurderes til denne kategorien er samlet sett i dårlig økologisk tilstand. Når man konkluderer med Betydelige avvik fra god økologisk tilstand bør flesteparten av fenomenene forekomme i røde celler i Figur 6.3 (merket '3' i Figur 6.4a,b). Dersom

noen forekommer i oransje eller grønne celler (merket '1' eller '2' i Figur 6.4a,b) må konklusjonen om Betydelige avvik begrunnes i bekrivelsen av vurderingen. Betydelige avvik er konklusjonen dersom det for hoveddelen av fenomenene er høy grad av evidens for endringer (EF=Middels/Høy) og fenomenene samtidig er vurdert å ha middels-god gyldighet (VF=Middels/God). En konklusjon om Betydelige avvik fra god økologisk tilstand, bør dermed være basert på store endringer i fenomener der man har relativt sikre koplinger i menneskelige drivere og en relativt god forståelse for indikatorens rolle for egenskapen og dermed betydningen av slike endringer i økosystemet.

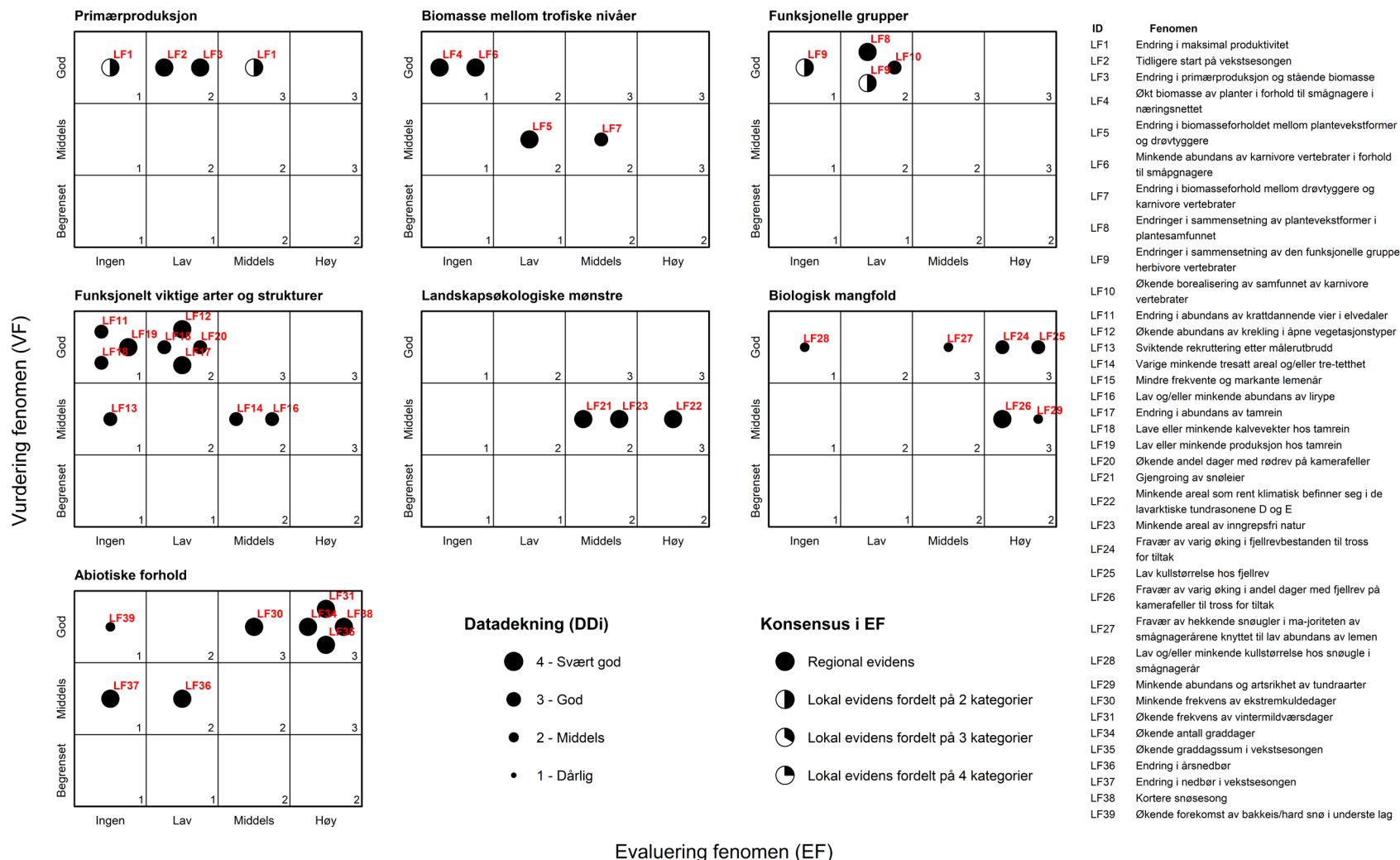


Figur 6.3. Illustrasjon av hvordan kategoriene for avvik fra god økologisk tilstand fastsettes basert på vurderingen (VF) og evalueringen (EF) av fenomener. Avviket fra god økologisk tilstand øker langs diagonalen i figuren, altså med høyere grad av evidens for avvik og høyere gyldighet av de fenomener som viser dette avviket.

6.3.1 Vurdering for de enkelte egenskapene

I det følgende beskrives vurderingen av økologisk tilstand for hver av de syv egenskapene for hhv. lavarktisk og høyarktisk tundra. Oversiktsfiguren vises først etterfulgt av en skrevet redegjørelse for vurderingen. For pilottesten presiseres det at vurderingen er gjort basert på et mindre indikatorsett enn det som er ønskelig i en operasjonell versjon av fagsystemet. I noen tilfeller er også formuleringen av indikatorene tentativ med behov for videreutvikling frem mot operasjonell versjon. Dette behovet er adressert for hver enkelt indikator i Appendiks 1 og 2. Vurderingen skal dermed ikke betraktes som gjeldende, men som en illustrasjon av den metodiske tilnærmingen i Fagpanelprotokollen.

Lavarktisk tundra



Figur 6.4a. Samlet vurdering av alle fenomener innen hver egenskap, for lavarktisk tundra. Hvert symbol representerer resultatet fra vurderingen av et fenomen. Symbolenes plassering i matrisen er bestemt av grad av evidens for at fenomenet er inntruffet (EF) og vurdering av fenomenets gyldighet (VF). Størrelsen på symbolene reflekterer datadekning for den indikator som fenomenet er tilhørende (DDi, se kap 6.1). Dersom hele datagrunnlaget viser samme grad av evidens for endringer brukes hele symboler (regional evidens for endring). Dersom deler av datagrunnlaget viser motstridende grad av endring (eks mellom geografiske regioner), deles symbolet på ulike verdier av EF (lokal evidens for endring). Dette vises med delte symboler.

Lavarktisk tundra - Primærproduksjon

Basert på pilotens indikatorsett vurderes det at egenskapen samlet sett viser **begrensede avvik fra god økologisk tilstand**. Denne vurderingen er gjort basert på tre indikatorer (med tre tilhørende fenomener) med svært god datadekning (DDi=4). Egenskapens samlede indikatordekning er vurdert som *delvis dekkende*, grunnet fravær av bakkeedata på plantefenologi, og begrenset tidsmessig og romlig dekning av bakkeedata på plantebiomasse. Alle vurderte fenomener innen denne egenskapen har god gyldighet med relativt sikre koplinger til menneskelige drivere og god forståelse av deres rolle i det lavarktiske økosystemet (Fig. 6.4a). For to av fenomenene (indikatorer *Plantebiomasse*, og *Start på vekstsesongen*) vurderes EF som lav, dvs lav grad av evidens for endringer og begrenset forventet biologisk betydning av disse endringer. For det tredje (indikator *Maksimal produktivitet*) er det ulik grad av evidens i ulike geografiske regioner. Deler av både tundra og økoton viser ingen signifikante endringer (EF=Ingen), mens andre deler viser høy grad av evidens for grønning eller brunng, sistnevnte primært tilknyttet tre-satt areal i økotonen. Det vurderes at den forventede biologiske betydningen av disse endringer for økosystemets tilstand fremdeles er begrenset (EF=Middels).

Lavarktisk tundra - Biomasse mellom trofiske nivåer

Basert på pilotens indikatorsett vurderes det at egenskapen samlet sett viser **begrensede avvik fra god økologisk tilstand**. Denne vurderingen er gjort basert på fire indikatorer (med fire tilhørende fenomener) med god-svært god datadekning (DDi=3 el. 4). Egenskapens samlede indikatordekning er vurdert *dekkende* da indikatorsetter dekker nivåene i de to dominerende næringskjedene hhv planter – smågnagere – karnivorer, og planter – drøvtyggere - karnivorer. De vurderte fenomener har middels-god gyldighet (Fig. 6.4a) med relativt sikre koplinger til menneskelige drivere, men til dels en mindre god forståelse av betydningen som endringer i biomasseforhold mellom de trofiske nivåer har for økosystemets tilstand. For de to fenomenene som er tilknyttet næringskjeden planter-smågnagere-karnivorer vurderes det at det ikke er evidens for endringer (EF=Ingen) i biomasseforhold. For de to fenomenene tilknyttet næringskjeden planter-drøvtyggere-karnivorer vurderes det derimot at det er noe evidens for endringer i forholdet planter:drøvtyggere grunnet økende plantebiomasse (EF=Lav), og høy grad av evidens for endringer i forholdet drøvtyggere:karnivorer grunnet økende forekomst av rødvrev (EF=Middels).

Lavarktisk tundra - Funksjonelle grupper

Basert på pilotens indikatorsett vurderes det at egenskapen samlet sett viser **begrensede avvik fra god økologisk tilstand**. Denne vurderingen er gjort basert på tre indikatorer (med tre tilhørende fenomener) med god-svært god datadekning (DDi= 3-4). Egenskapens samlede indikatordekning er vurdert som *dekkende* da de tre indikatorer dekker de tre viktigste overordnede funksjonelle grupper Plantevekstformer, Herbivore vertebrater og Karnivore vertebrater. De vurderte fenomener innen denne egenskapen har god gyldighet (Fig. 6.4a). Det skyldes relativt sikre koplinger til menneskelige drivere, og relativt god forståelse av hvordan endringer i mengdeforhold mellom ulike arter/artsgrupper innen den funksjonelle gruppen påvirker tilstanden til egenskapen og økosystemet som helhet.

For den funksjonelle gruppen Plantevekstformer fokuseres det på mengdeforholdet mellom mer spiselige/næringsrike og mindre spiselige/næringsrike vekstformer. For disse er det noe evidens for endringer mot dårligere tilstand (økende dominans av mindre spiselige vekstformer), men endringene er små og foreløpig av uklar biologisk betydning. For de to øvrige funksjonelle grupper, herbivore og karnivore vertebrater, fokuseres det på borealisering i tillegg til innbyrdes konkurranseforhold innen funksjonell gruppe. Mengdeforholdet mellom arktiske og boreale smågnagere (lemen: mus) viser regional evidens for borealisering, men noe tilsvarende observeres ikke blant de store herbivorer. Mengdeforholdet mellom mer arktiske og mer boreale karnivorer viser samlet sett noe evidens for endring (EF=Lav), siden mengden rødrev er økende relativt til fjellrev i kontrollområdene der rødreven ikke skytes ut aktivt som et ledd i forvaltningen av fjellrev. Det påpekes at det nåværende datagrunnlaget mangler boreale rovfugler/åtselsetere som kråke og ravn.

Lavarktisk tundra - Funksjonelt viktige arter og strukturer

Basert på pilotens indikatorsett vurderes det at egenskapen samlet sett viser **begrensede avvik fra god økologisk tilstand**. Denne vurderingen er gjort basert på ni indikatorer (med ti tilhørende fenomener) med god-svært god datadekning (DDi=3-4). Egenskapens samlede indikatordekning er vurdert som *delvis dekkende*, grunnet fravær av indikatorer på flere funksjonelt viktige arter heriblant bjørkemålere i økotonen, fjellbjørk i tundra, nedbryterinsekter tilknyttet dødved i økotonen og pollinerende insekter. De vurderte fenomener innen denne egenskapen har middels-god gyldighet (Fig. 6.4a). At tre av fenomenene vurderes som middels gyldige skyldes til dels svært komplekse interaksjoner mellom både naturlige og menneskelige drivere (eks. høsting, klima, og predasjon for indikator *Rype*, eller klima, målerutbrudd, beite, og edafiske forhold for indikator *Fjellbjørk i skogtundra*). Egenskapen funksjonelt viktige arter og strukturer er dermed en av de mest utfordrende å vurdere med tanke på samlet tilstand. To av fenomenene viser høy grad av evidens for endringer, men det knytter seg betydelig usikkerhet til den langsiktige biologiske betydningen av disse endringer for egenskapens eller økosystemets tilstand og EF vurderes derfor til Middels. Fire fenomener viser noe evidens for endringer (indikatorer *Tamrein abundans*, *Lemen*, *Krekling* og *Rødrev*; EF=Lav). For disse har man opparbeidet seg til dels svært god forståelse for betydningen av endringer for det lavarktiske økosystemet, men observerte endringer betraktes fremdeles som begrensede avvik fra god tilstand. Fire fenomener viser ingen tegn til endringer (indikatorer *Krattdannende vier*, *Fjellbjørk rekruttering*, *Tamrein produksjon* og *Tamrein kalvevekt*). Nylige resultater fra skogtundraen i Østfinnmark (Vindstad et al., 2019) har imidlertid vist en sammenheng mellom tettheten av overlevende bjørk og rekruttering, som tyder på sviktende rekruttering i områder av skogtundraen utsatt for omfattende stam-medød etter målerutbrudd.

Lavarktisk tundra - Landskapsøkologiske mønstre

Basert på pilotens indikatorsett vurderes det at egenskapen samlet sett viser **betydelige avvik fra god økologisk tilstand**. Denne vurderingen er gjort basert på tre indikatorer (med tre tilhørende fenomener) med svært god datadekning (DDi=4). Egenskapens samlede indikatordekning er vurdert som *delvis dekkende*, særlig grunnet fravær av indikatorer på endringer i den regionale utbredelsen av kratt i tundra og klimatiske/empirisk skog- og tregrense. Alle vurderte fenomener innen denne egenskapen har middels gyldighet med

sikre koplinger til menneskelige drivere, men mindre god forståelse av deres rolle i det lavarktiske økosystemet (Fig. 6.4a). Alle tre fenomener (indikatorer *Snøleier* og *Bioklimatiske undersoner*) viser høy grad av evidens for endringer, men for to av disse (indikator Areal inngrepsfri natur) vurderes EF til middels grunnet en noe lavere forventet biologisk betydning av observerte endringer. Der er økende gjengroing av snøleier, og særlig bioklimatiske undersoner har endret seg betydelig. Under den klimatiske referanseperioden 1961-1990 utgjorde undersone D (sørarktisk tundrasone) omtrent like stort areal som undersone E (arktisk kratt-tundrasone) i lavarktisk tundra, og mesteparten av arealet i østlige deler (Varangerhalvøya). Undersone D er borte etter 2010 og hele den lavarktiske tundraen befinner seg klimatisk sett i undersone E, kratt-tundra. Inngrepsfrie naturområder er styrt av en annen driver (utbygging) enn de øvrige indikatorer, og selv om inngrepsfritt areal (> 1 km fra inngrep) har vært tilnærmet uendret over overvåkingsperioden (~2 % reduksjon i tundra fra 1988 – 2013), så er det allerede før 1988 redusert til rundt 80% av totalarealet i tundra og 70% i økotonen.

Lavarktisk tundra - Biologisk mangfold

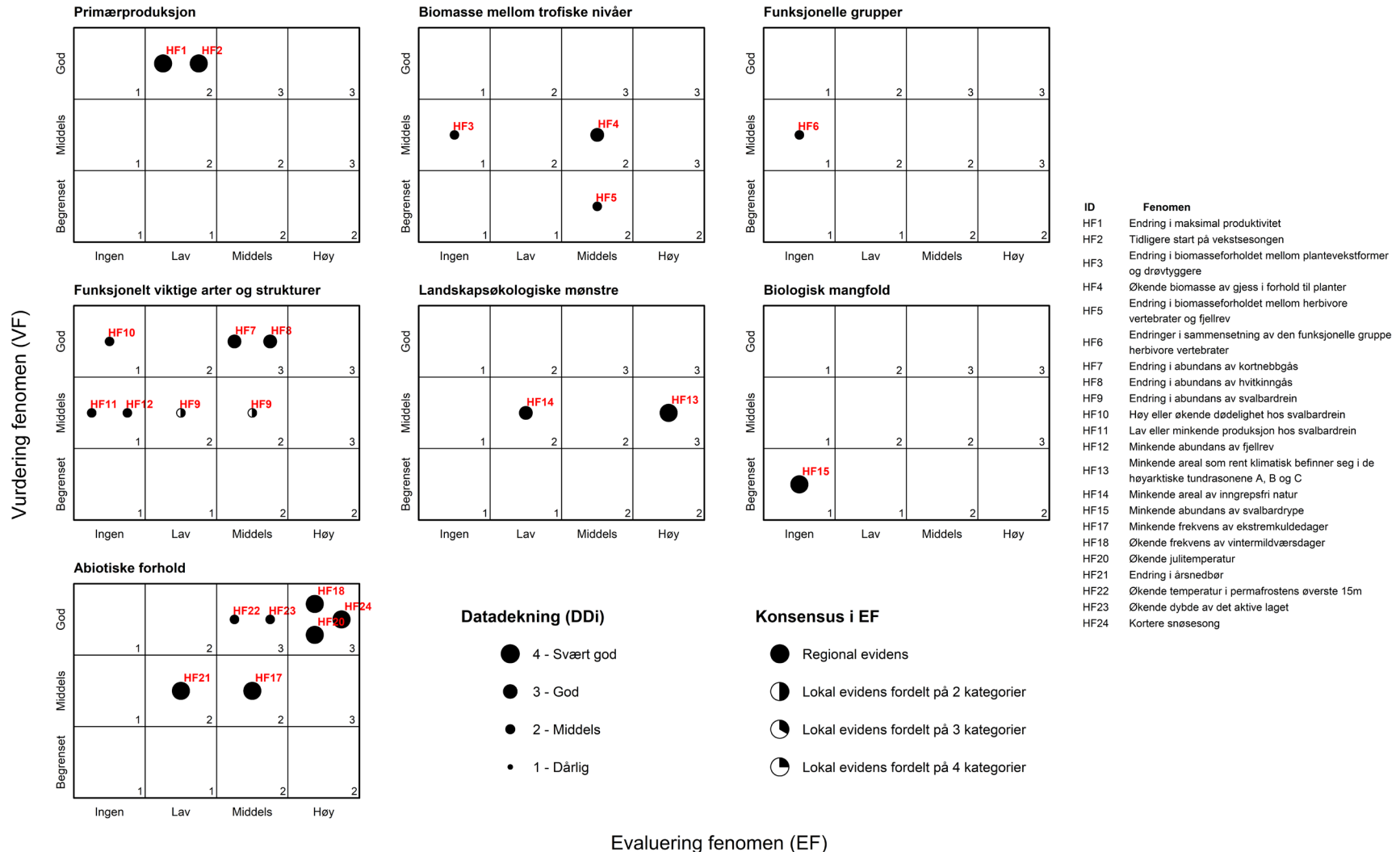
Basert på pilotens indikatorsett vurderes det at egenskapen samlet sett viser **betydelige avvik fra god økologisk tilstand**. Denne vurderingen er gjort basert på seks indikatorer (med seks tilhørende fenomener). Tre av disse har begrenset datadekning ($DDi=2$; indikatorer *Snøugle abundans*, *Snøugle reproduksjon* og *Fuglesamfunn*), mens de øvrige har god - svært god datadekning ($DDi=3-4$). Egenskapens samlede indikatordekning er vurdert som *begrenset*, særlig grunnet fravær av indikatorer på plante- og insektmangfold. Alle vurderte fenomener innen denne egenskapen har middels-god gyldighet med relativt sikre koplinger til menneskelige drivere og god forståelse av deres rolle i det lavarktiske økosystemet (Fig. 6.4a). De fire fenomener tilknyttet fjellrev og fuglesamfunn viser alle høy grad av evidens for endringer. For fjellrev skyldes det at arten er akutt truet (dvs. svært dårlig tilstand) i lavarktisk tundra, med svært lave tettheter i hele overvåkingsperioden og kullstørrelser som også er lave sammenliknet med andre lemenstyrte bestander i Lav-Arktis. Igangværende forvaltningstiltak har ennå ikke hatt påviselig effekt på disse bestandsmål. Fuglesamfunn viser en utvikling mot lavere artsrikhet og økende dominans av arter tilknyttet kratt frem for åpne tundrahabitater. Fenomenene tilknyttet snøugle tillegges i den samlede vurderingen av egenskapen mindre vekt enn de øvrige fordi de er basert på et begrenset datagrunnlag. Snøugle har midlertid kun blitt påvist hekkende i 1/3 av smånagerårene i tidsserien på 14 år, noe som samsvarer med forventningen om at denne indikatoren er i samme dårlige tilstand som fjellrevindikatorene.

Lavarktisk tundra - Abiotiske forhold

Basert på pilotens indikatorsett vurderes det at egenskapen samlet sett viser **betydelige avvik fra god økologisk tilstand**. Denne vurderingen er gjort basert på åtte indikatorer (med åtte tilhørende fenomener). Syv av disse har svært god datadekning ($DDi=4$), mens en har middels ($DDi=2$; indikator *Bakkeis*). På tross av et omfattende indikatorsett, vurderes egenskapens samlede indikatordekning som *delvis dekkende*. Særlig begrenses vurderingen av egenskapen *Abiotiske forhold* av fraværet av regionalt dekkende indikatorer på snø-egenskaper, inkl. snøstruktur og regional forekomst av bakkeis og/eller regn-på-snø-hendelser. Overflatens reflekterende egenskaper (albedo) på sein vinteren/våren er også en sentral abiotisk indikator som ikke er inkludert i piloten. Alle vurderte fenomener

innen denne egenskapen har middels-god gyldighet med sikre koplinger til menneskelige drivere og relativt god forståelse av deres rolle i det lavarktiske økosystemet (Fig. 6.4a). Dårligst forståelse knytter seg til fenomener relatert til endringer i nedbørsforhold. Alle fenomener tilknyttet temperaturforhold og snødekke viser høy evidens for endringer med stor forventet biologisk betydning av de observerte endringer (EF=Høy). Unntaket er ekstremkuldedager, som er en indikator som kun har relevans for økotonen (EF=Middels). Dette er til dels svært dramatiske endringer som er entydige over hele den lavarktiske tundraen og økotonen, og flere av de evaluerte indikatorer nærmer seg eller har overskredet den historisk observerte variasjonen i den klimatiske referanseperioden. Eksempelvis har lavarktisk tundra i dag nesten 3 ukers kortere snøsesong (Appendiks 1, indikator *Snødekke*), og om lag 30 flere graddager (indikator *Graddager*), sammenliknet med den klimatiske referanseperioden. Begge indikatorene *Graddager* og *Graddagssum vekstsesong* for lavarktisk tundra er tilsvarende eller høyere enn observert verdi for skogtundra-økotonen under den klimatiske referanseperioden. Med andre ord har dagens lavarktiske tundra et vekstklima, rent temperaturmessig, som tilsvarer referansetilstanden for skogtundra. Fenomener relatert til nedbør viser noe evidens for endring (EF=Lav; indikator *Årsnedbør*) eller ingen evidens for endring (EF=Ingen; indikator *Nedbør vekstsesong*), mens fenomenet tilknyttet lokal forekomst av bakkeis viser ingen evidens for endring. For lavarktisk tundra vurderes det at fenomener relatert til temperatur og snødekke er av større betydning for økosystemets økologiske tilstand, enn fenomener relatert til nedbør. I tillegg er gyldigheten av disse fenomener vurdert høyere (VF=God), enn nedbørsrelatert fenomener, og har betydelig bedre datadekning enn fenomenet tilknyttet bakkeis, og disse bør derfor være toneangivende i den samlede vurdering av egenskapen.

Høyarktisk tundra



Figur 6.4b. Samlet vurdering av alle fenomener innen hver egenskap, for høyarktisk tundra. Hvert symbol representerer resultatet fra vurderingen av et fenomen. Symbolenes plassering i matrisen er bestemt av grad av evidens for at fenomenet er inntruffet (EF) og vurdering av fenomenets gyldighet (VF). Størrelsen på symbolene reflekterer datadekning for den indikator som fenomenet er tilhørende (DDi, se kap 6.1). Dersom hele datagrunnlaget viser samme grad av evidens for endringer brukes hele symboler (regional evidens for endring). Dersom deler av datagrunnlaget viser motstridende grad av endring (eks mellom geografiske regioner), deles symbolet på ulike verdier av EF (lokal evidens for endring). Dette vises med delte symboler.

Høyarktisk tundra - Primærproduksjon

Basert på pilotens indikatorsett vurderes det at egenskapen samlet sett viser **begrensede avvik fra god økologisk tilstand**. Denne vurderingen er gjort basert på to indikatorer (med to tilhørende fenomener) med svært god datadekning (DDi=4). Egenskapens samlede indikatordekning er vurdert som *begrenset*, grunnet fravær av bakke-data. Begge vurderte fenomener innen denne egenskapen har god gyldighet med relativt sikre koplinger til menneskelige drivere og god forståelse av deres rolle i det lavarktiske økosystemet (Fig. 6.4b). For begge fenomener (indikatorer *Plantebiomasse*, og *Start på vekstsesongen*) vurderes EF som lav, dvs lav grad av evidens for endringer og begrenset forventet biologisk betydning av disse endringer. Det vurderes at den forventede biologiske betydningen av disse endringer for økosystemets tilstand fremdeles er begrenset (EF=Middels).

Høyarktisk tundra - Biomasse mellom trofiske nivåer

Basert på pilotens indikatorsett vurderes det at egenskapen samlet sett viser **begrensede avvik fra god økologisk tilstand**. Denne vurderingen er gjort basert på tre indikatorer (med tre tilhørende fenomener) med middels-god datadekning (DDi=2-3). Egenskapens samlede indikatordekning er vurdert *dekkende* da indikatorsettet i utgangspunktet dekker nivåene i de to dominerende næringskjedene hhv planter-rein-fjellrev (som primært åtselseter) og planter-gås-fjellrev (som predator). Indikatoren for herbivor-predator-nivået inkluderer også Svalbardrype, mens forholdet mellom planter-Svalbardrype ikke er dekket. Der er imidlertid utfordringer tilknyttet datagrunnlaget for plante-nivået, da dette per i dag kun kan representeres ved satellittbasert planteproduktivitet (se egenskap Primærproduksjon), og det er således store muligheter for å forbedre vurderingsgrunnlaget også for denne egenskapen ved på sikt å inkludere bakke-data på planteproduktivitet/biomasse.

Høyarktisk tundra - Funksjonelle grupper

Basert på pilotens indikatorsett vurderes det at egenskapen samlet sett viser **ingen avvik fra god økologisk tilstand**. Denne vurderingen er imidlertid gjort basert på bare en indikator (med ett tilhørende fenomen) med middels datadekning (DDi=2; indikator *Herbivore vertebrater*). Egenskapens samlede indikatordekning er vurdert som *Begrenset*, særlig grunnet fravær av en indikator på Plantevekstformer. Den funksjonelle gruppen Karnivore vertebrater, som er viktig i lavarktisk tundra, utgjøres i all hovedsak av fjellrev på Svalbard, i tillegg til isbjørn som kan være en betydelig predator i gåsekolonier. Det er dermed begrensede relevante interaksjoner innen karnivorer og mindre behov for en egen indikator på denne funksjonelle gruppen. Fenomenet tilknyttet herbivore vertebrater har middels gyldighet, dels grunnet noe usikre koplinger til menneskelige drivere (særlig indikator *Svalbardrype*), dels grunnet en mindre god forståelse av hvordan endringer i mengdeforhold mellom ulike herbivorer innen den funksjonelle gruppen påvirker tilstanden til egenskapen og økosystemet som helhet. Endringer i artsratioer vurderes for Svalbardrype:gjess og for Svalbardrype:rein. Ingen av disse viser evidens for endringer, på tross av til dels store endringer i abundanser av enkeltarter (Fig. 6.4b). I tidsperioden der det fins data på samtlige arter (2000-i dag) har bestanden av gjess, Svalbardrype og Svalbardrein (Adventdalen) rundt doblet seg, mens bestanden av

Svalbardrein på Brøggerhalvøya har vært stabil eller svakt minkende. På bakgrunn av dette er det ikke evidens for endringer i artssammensetningen innen denne funksjonelle gruppen.

Høyarktisk tundra - Funksjonelt viktige arter og strukturer

Basert på pilotens indikatorsett vurderes det at egenskapen samlet sett viser **begrensede avvik fra god økologisk tilstand**. Denne vurderingen er gjort basert på seks indikatorer (med seks tilhørende fenomener) med middels-god datadekning (DDi=2-3). Egenskapens samlede indikatordekning er vurdert som *Delvis dekkende*, grunnet manglende indikatorer på produksjon hos funksjonelt viktige arter som fjellrev, og gress. Fjellrev er vektor for rabies og hovedvert for dvergbendelorm (en helsefarlig zoonose) og en indikator på fjellrev zoonoses ville vært et viktig supplement til det nåværende indikatorsettet for denne egenskapen. De vurderte fenomener innen denne egenskapen har middels-god gyldighet, best for indikatorene *Kortnebbgås*, *Hvitkinngås* og *Svalbardrein dødelighet* (Fig. 6.4b). For disse finnes det både sikre koplinger til menneskelige drivere og en god forståelse for indikatorens rolle i det høyarktiske økosystemet. Fenomener tilknyttet begge gåsearter viser høy grad av evidens for endringer i form av bestandsøkning. Kortnebbgås er en av de få biotiske indikatorer som er understøttet av data som overlapper med den klimatiske referanseperioden. Gjennomsnittlig bestand i dag er nesten fire ganger høyere enn gjennomsnittlig bestand under referanseperioden og blir kraftig regulert gjennom adaptiv forvaltning. For hvitkinngås er tidsseriene kortere, men også denne arten har tredoblet bestandsstørrelsen siden 1990. Studier av forekomsten av beiteskader forårsaket av gås ('grubbing') i høyarktisk tundra på Svalbard (Pedersen et al., 2013a, Pedersen et al., 2013b) har vist økende forekomst og utbredelse av skader, men det vurderes at den biologiske betydningen for egenskapens og økosystemets tilstand fremdeles er begrenset (EF=Middels). Fenomenene tilknyttet Svalbardrein viser sterkt økende bestand i Adventdalen/Sassendalen (EF=Middels), men noe minkende bestand på Brøggerhalvøya (EF=Lav), og ingen evidens for endringer i hverken produksjon eller dødelighet (EF=Ingen). Der er ingen evidens for endringer i ynglebestanden av fjellrev (indikator *Fjellrev abundans*).

Høyarktisk tundra - Landskapsøkologiske mønstre

Basert på pilotens indikatorsett vurderes det at egenskapen viser **betydelige avvik fra god økologisk tilstand**. Denne vurderingen er imidlertid gjort basert på bare to indikatorer (med to tilhørende fenomener) med god-svært god datadekning (DDi=3-4). Egenskapens samlede indikatordekning er vurdert som *Delvis dekkende*, særlig grunnet fravær av indikatorer på endringer i vegetert versus bart areal/erosjon særlig med fokus på erosjon og vegetasjonsskader. Begge vurderte fenomener innen denne egenskapen har middels gyldighet med sikre koplinger til menneskelige drivere, men en mindre god forståelse av deres rolle i det høyarktiske økosystemet (Fig. 6.4b). Fenomenet tilknyttet indikator *Bioklimatiske undersoner* viser høy grad av evidens for endringer med stor forventet biologisk betydning av observerte endringer. Det er utfordringer tilknyttet de underliggende modellerte klimadata (se egenskapen Abiotiske forhold under, og Appendiks 2, *Anbefalinger for videre utvikling* under klimaindikatorer). Disse utfordringer er primært knyttet til absolute verdier for temperatur og dermed de absolute grenser mellom bioklimatiske undersoner. De relative endringer antas å være

realistiske, og indikerer at mesteparten av den høyarktiske tundra, rent klimatisk, har flyttet seg tilnærmet en hel bioklimatisk undersone relativt til den klimatiske referanseperioden. Inngrepsfrie naturområder er styrt av en annen driver (utbygging) enn de øvrige indikatorer, og viser en liten reduksjon i areal relativt til en intakt tilstand uten inngrep. Arealet er imidlertid uendret over overvåkingsperioden (1990-2015). Endringer i dette fenomenet vurderes som mindre relevant for god økologisk tilstand i høyarktisk tundra, og vurderingen basert på *Bioklimatiske undersoner* bør derfor være toneangivende for den samlede vurdering av egenskapen.

Høyarktisk tundra - Biologisk mangfold

Basert på pilotens indikatorsett vurderes det at egenskapen samlet sett viser **ingen avvik fra god økologisk tilstand**. Denne vurderingen er imidlertid gjort basert på bare en indikator (med ett tilhørende fenomen) med svært god datadekning ($DDi=4$; indikator *Svalbardrype abundans*). Egenskapens samlede indikatordekning er vurdert som *Begrenset*. Særlig begrenses vurderingen av egenskapen *Biologisk mangfold* av fraværet av indikatorer på plantemangfold, men vurderingen av egenskapen ville også kunne styrkes ved å inkludere f. eks. snøspurv og abundanser/artssammensetning av vadere. Fenomenet tilknyttet rype vurderes per i dag av begrenset gyldighet ($VF=Begrenset$; Fig. 6.4b). Dette skyldes både mindre sikre koplinger til menneskelige og naturlige drivere og en mindre god forståelse av indikatoren rolle i det høyarktiske økosystemet.

Høyarktisk tundra - Abiotiske forhold

Basert på pilotens indikatorsett vurderes det at egenskapen samlet sett viser **betydelige avvik fra god økologisk tilstand**. Denne vurderingen er gjort basert på seks indikatorer (med syv tilhørende fenomener). Fem av disse har svært god datadekning ($DDi=4$), mens to har middels ($DDi=2$; begge tilhørende indikator *Permafrost*). På tross av et omfattende indikatorsett, vurderes egenskapens samlede indikatordekning som *Begrenset*. Særlig begrenses vurderingen av egenskapen *Abiotiske forhold* av fraværet av regionalt dekkende indikatorer på snø-egenskaper, inkl. snøstruktur og regional forekomst av bakkeis og/eller regn-på-snø-hendelser. Overflatens reflekterende egenskaper (albedo) på seinvinteren/våren er også en sentral abiotisk indikator som ikke er inkludert i piloten. I tillegg er det begrensninger tilknyttet de modellerte griddede klimadata for Svalbard. De er beheftet med en til dels betydelig bias sammenliknet med stasjonsdata (Vikhamar-Schuler et al., 2019). For sommertemperatur er de modellerte data så mye som 2.4-2.6°C kaldere enn målte stasjonsdata for Svalbard Lufthavn (1.6-2.0°C kaldere i Ny Ålesund) (Vikhamar-Schuler et al., 2019; Tabell 3.5). Dette avviket er med andre ord i samme størrelsesorden som en hel bioklimatisk undersone (Tabell. 2.1). For nedbør er de modellerte verdier så mye som 2-3 ganger høyere enn målte stasjonsverdier og denne bias er tilstede ved alle målestasjoner og i alle sesonger (Vikhamar-Schuler et al., 2019; Tabell 4.5). De lineære trender i temperatur er imidlertid i god overensstemmelse mellom de modellerte klimadata og stasjonsdata, noe som betyr at de modellerte data viser realistiske endringsrater over tid. For nedbør er det til dels uoverensstemmelser også i lineære trender mellom stasjonsdata og modellerte klimadata. Alle vurderte fenomener innen denne egenskapen har midtels-god gyldighet med sikre koplinger til menneskelige drivere og relativt god forståelse av deres rolle i det lavarktiske økosystemet

(Fig. 6.4b). Dårligst forståelse knytter seg til fenomener relatert til endringer i nedbørsforhold og ekstremkulde. Alle fenomener tilknyttet temperaturforhold og snødekke viser høy evidens for endringer med til dels stor forventet biologisk betydning av de observerte endringer (EF=Høy, EF=Middels for indikator *Ekstremkulde*). Dette er til dels svært dramatiske endringer som er entydige over hele den høyarktiske tundraen, og samtlige evaluerte indikatorer nærmer seg eller har overskredet den historisk observerte variasjonen i den klimatiske referanseperioden. Etter 1991 har eksempelvis julitemperaturen økt i størrelsesorden 0.5°C/ti-år (Appendiks 2, indikator *Julitemperatur*), og er i dag omtrent 1.5°C høyere enn i den klimatiske referanseperioden. Igjen tilsvarer det at den høyarktisk tundraen rent klimatisk har flyttet seg nesten en hel bioklimatisk undersone relativt til referanseperioden. Fenomener relatert til nedbør viser noe evidens for endring (EF=Lav; indikator *Årsnedbør*). For høyarktisk tundra vurderes det at fenomener relatert til temperatur og snødekke er av større betydning for økosystemets økologiske tilstand, enn fenomener relatert til nedbør. I tillegg er gyldigheten av disse fenomener vurdert høyere (VF=God), enn nedbørsrelatert fenomener, og bør derfor være toneangivende i den samlede vurdering av egenskapen.

6.3.2 Vurdering for økosystemet som helhet

På grunnlag av den samlede vurderingen konkluderer fagpanelet at norsk arktisk tundra – både i Høy-Arktis og Lav-Arktis – viser begrensede avvik i økosystemenes struktur og funksjon og fremdeles er i en god tilstand. De begrensede endringene som har inntrådt er i stor grad som forventet fra klimaoppvarmingen av nordområdene. Særlig lavarktisk tundra, som har den beste indikatordekningen, viser på flere områder en økende boreal påvirkning av økosystemet. Det at endringene foreløpig er begrensede - til tross for at klimaet er betydelig endret - indikerer at økosystemet responderer med en tidsforsinkelse og at større latente endringer allerede kan være under utvikling.

Arktiske tundraøkosystem er fundamentalt betinget av de bioklimatiske forhold som utgjør grunnlaget for arter, samfunn og næringsnett, samt de viktigste økologiske funksjonene disse biotiske enhetene har innen de definerte undersonene av det terrestre Arktis. Klimaendringer vil derfor være den mest fundamentale driveren av tilstandsendringer i arktiske tundraøkosystemer. Dette er i tråd med alle fenomenene som fagpanelet har formulert og vurdert på indikator og egenskapsnivå. Det er også en forventning at klimaoppvarmingen vil føre til tilstandsendringer som gjelder hele økosystemet - dvs. transisjoner/regimeskift på økosystemnivå. I følge klimaprognosene forventes det lavarktiske økosystemet i Finnmark innen dette århundret å ha et klima som betinger tilstandsendringer mot boreale og etterhvert nemorale økosystemer. For det høyarktiske økosystemet på Svalbard forventes et klima som i første omgang betinger et lavarktiske økosystem og muligens senere et boreal økosystem. Hvis slike helhetlige økosystemtransisjoner realiseres – f. eks. ved at økosystemet har blitt transformert i en slik grad at dets egenskaper har større likheter med et økosystem som kjennetegner en annen bioklimatisk sone - kan hele økosystemet bedømmes til å være i en dårlig tilstand. Grad av likhet med andre kjente alternative tilstander (f. eks. tundra vs et borealt økosystem) kan vurderes ut fra i hvilken grad settet av fenomener på indikator

og egenskapsnivå har inntrådt med klare marginer og tilstrekkelig evidens. Det er også sannsynlig at noen tilstandsskifter vil kunne avvike fra det forventede bl.a. på grunn av ikke-analogt klima, ekstremhendelser eller overraskende synergieffekter av flere samtidige drivere (f. eks. klimaendringer og høsting). I begge tilfeller kan betydelige og gjennomgripende avvik i hele settet av indikatorer/egenskaper gi grunnlag for å bedømme at hele økosystemet er i dårlig tilstand.

Fagpanelets vurdering av alle egenskaper samlet fremgår av tabell 6.3a,b. Den egenskapen som fagpanelet mest entydig har vurdert til å ha et *Betydelige avvik* (og dermed dårlig økologisk tilstand) både for Lav-Arktis og Høy-Arktis, er 'Abiotiske forhold'. Dette er en egenskap som er avledet fra klimadata og følger også indikerer den betydelige klimaoppvarmingen som har skjedd i Arktis siden den klimatiske referanseperioden og som nå er den viktigste driveren for økosystemendringer. Alle de temperaturrelaterte indikatorene viser *betydelig avvik* som på sikt kan forventes å ha konsekvenser for arters livsbetingelser og økosystemets funksjoner i alle sesonger og både i Lav-Arktis og Høy-Arktis. Eksempelvis har lavarktisk tundra nå nesten 3 ukers kortere snøsesong enn den klimatiske referanseperioden. Videre viser indikatorene på 'Graddager' og 'Graddagssum vekstsesong', at lavarktisk tundra i dag (i gjennomsnitt) har et vekstklimate som er tilsvarende eller varmere enn det som ble observert (i gjennomsnitt) for økotonen under den klimatiske referanseperioden. En tett relatert indikator som har den mest entydige tolkningen i forhold til forventet økosystemtilstand er gjennomsnittstemperaturen i juli. Denne sentrale bioklimaindikatoren – som er tilordnet egenskapen 'Landskapsøkologiske mønstre' - er den tilstandsvariablen som gir best prediksjon for nordlige terrestre biomers og økosystemers struktur og funksjon. Indikatoren har nå et betydelig avvik i både Lav-Arktis og Høy-Arktis. For Lav-Arktis er en hel bioklimatisk undersone forsvunnet og store arealer som i referanseperioden var bioklimatisk definert som tundra, er nå rent klimatisk borealt. Like store endringer har inntrådt i Høy-Arktis, men metodiske utfordringer tilknyttet de underliggende modellerte klimadata gjør at det per i dag ikke er mulig å estimere endringene i form av realistisk klimatisk arealtap for høyarktiske undersoner.

En rekke biotiske fenomener og tilstandsskifter i økosystemets egenskaper kan forventes ut fra inntrådte endringene i bioklimatisk sonasjon. For egenskapen primærproduksjon forventes en økning som finner en viss støtte i de estimerte endringsratene i indikatorene som tilordnet denne egenskapen. Tundraen både i Høy-Arktis og Lav-Arktis viser en signifikant tendens til grønning, men foreløpig bare i mindre deler av det totale arealet. For Lav-Arktis understøttes grønningstendensene basert på fjernmålingsdata av bakkemålinger og estimerte biomasseendringer i tundravegetasjonen. Totalt sett er endringen i primærproduksjon vurdert som begrenset både i Lav-Arktis og i Høy-Arktis. Dette kan forklares ut fra den tidsforsinkelsen mellom abiotisk endring og vegetasjonens respons som har blitt påvist gjennom eksperimentelle oppvarmingsforsøk (ITEX; Elmendorf et al., 2012, Elmendorf et al., 2015). Simultane motvirkende endringer i vinterklimaet kan også ha medvirket til å dempe økningen i primærproduksjonen, bl.a. gjennom stedvise bruningstendenser som indikatoren viser både i Høy-Arktis og Lav-Arktis. Den bakkemålte vegetasjonsindikatoren som viser størst endring er snøleier (middels avvik på grunn av gjengroing med dvergbusker) i lavarktisk tundra som er forventet å være særlig sensitiv for endringer i flere abiotiske forhold.

Primærproduksjon/plantebiomasse inngår direkte i eller har indirekte innflytelse på flere av de andre biotiske egenskapene i fagsystemet – bl.a. de som er basert på andre plantebaserte indikatorer (f. eks. i egenskapen «Funksjonelle arter og strukturer») eller i sammensatte indikatorer (f. eks. egenskaper som «Biomasseforhold mellom trofiske nivåer» og «Funksjonelle grupper»). Endringer i plantebiomassen/primærproduksjonen vil derfor ligge til grunn for tilsvarende endringer i flere andre egenskaper i økosystemet. Endret primærproduksjon kan også forventes å ha kjedeeffekter i økosystemet til andre indikatorer og egenskaper hvor ikke plantemetrikk inngår direkte i regnskapet (Post et al., 2009, CAFF, 2013). Slike kjedeeffekter forventes å bidra til en økende borealisering av den lavarktisk tundraen, mens høyarktisk tundra forventes i første omgang å få egenskaper som kjennetegner en lavarktisk tilstand. Begge deler vil være overganger (transisjoner) mot dårligere tilstander.

Fagpanelets analyser og vurderinger viser at de aller fleste av disse biotiske egenskapene viser *begrensede avvik*. Noen av disse avvikene er i samsvar med forventningen om at begrensede endringer i primærproduksjonen (som følge av klimaendringene i vekstsesongen) vil føre til begrensede endringer i andre relaterte egenskaper (kjedeeffekter) i økosystemet. Andre begrensede avvik kan imidlertid tolkes som er resultat av endringen i andre primære drivere enn temperatur i vekstsesongen og øket primærproduksjon – f. eks. endringer i vinterklima (snøforhold) og andre menneskelige drivere (høsting og forvaltningspraksis). Når det gjelder menneskelige drivere som vurderes å ligge til grunn for noen av de begrensede avvik er dette særlig forvaltning av rovdyr og store (drøvtyggere) i Lav-Arktis og mellomstore herbivorer (gjess) i Høy-Arktis.

Det eneste unntaket fra bedømmelsen «ingen eller begrensede avvik» i biotiske egenskaper (dvs. alle egenskaper bortsett fra «Abiotiske forhold» og «Landskapsøkologiske mønstre»), er «Biologisk mangfold» for lavarktisk tundra. Denne egenskap er her vurdert å ha et *betydelig avvik* som indikerer dårlig tilstand. Vurderingen er delvis preget av tilstanden til enkeltarter (fjellrev, snøugle) eller et enkelt samfunn (fuglesamfunn). Disse indikatorene er ikke representative for det biologiske mangfoldet i økosystemet som helhet, noe som understreker viktigheten av å gi denne egenskapen en bedre indikatordekning. Men samtidig representerer de eksisterende indikatorene typiske arktiske arter høyt i næringskjedene (et karnivort pattedyr og insektivore fugler) som kan være sensitive for endringer - særlig i grensen av sitt utbredelsesområde, og derfor være tidlige varsler om pågående og fremtidige endringer.

Tabell 6.3a. Samlet vurdering av avvik fra god økologisk tilstand for alle egenskaper for lavarktisk tundra basert på indikatorsettet inkludert i pilottesten. Kolonnen Indikatordekning viser vurderingen av hvorvidt utvalget av indikatorer betraktes som dekkende, delvis dekkende, eller begrenset for vurdering av egenskapen (hentet fra tabell 6.1a).

	Lavarktisk tundra	
Egenskap	Samlet vurdering	Indikatordekning
Primærproduksjon	Begrensede avvik	Delvis dekkende
Biomasse mellom trofiske nivåer	Begrensede avvik	Dekkende
Funksjonelle grupper	Begrensede avvik	Dekkende
Funksjonelt viktige arter og strukturer	Begrensede avvik	Delvis dekkende
Landskapsøkologiske mønstre	Betydelige avvik	Delvis dekkende
Biologisk mangfold	Betydelige avvik	Begrenset
Abiotiske forhold	Betydelige avvik	Delvis dekkende

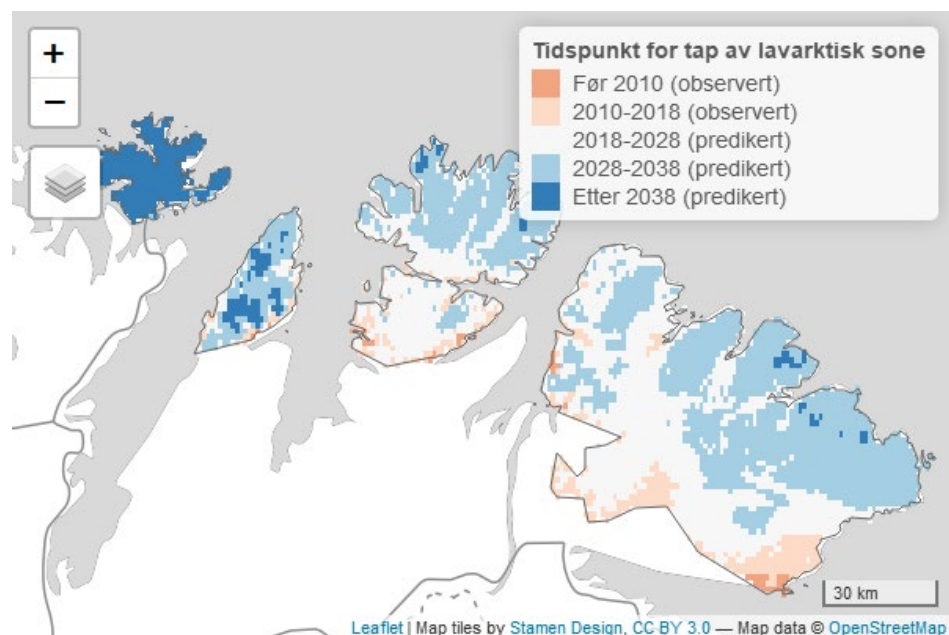
Tabell 6.3b. Samlet vurdering av avvik fra god økologisk tilstand for alle egenskaper for høyarktisk tundra basert på indikatorsettet inkludert i pilottesten. Kolonnen Indikatordekning viser vurderingen av hvorvidt utvalget av indikatorer betraktes som dekkende, delvis dekkende, eller begrenset for vurdering av egenskapen (hentet fra tabell 6.1b).

	Høyarktisk tundra	
Egenskap	Samlet vurdering	Indikatordekning
Primærproduksjon	Begrensede avvik	Begrenset
Biomasse mellom trofiske nivåer	Begrensede avvik	Dekkende
Funksjonelle grupper	Ingen avvik	Begrenset
Funksjonelt viktige arter og strukturer	Begrensede avvik	Delvis dekkende
Landskapsøkologiske mønstre	Betydelige avvik	Delvis dekkende
Biologisk mangfold	Ingen avvik	Begrenset
Abiotiske forhold	Betydelige avvik	Delvis dekkende

6.3.3 Vurdering av fremtidig utvikling

Oppvarming av Arktis er den viktigste driveren for tilstandsendringer i begge deløkosystemene. Oppvarmingen har vært betydelig siden den klimatiske referanseperioden 1961-1990, og stort sett i samsvar med prognosene, eller noe høyere enn disse (Hanssen-

Bauer et al., 2019). Mange av avvikene i økosystemenes egenskaper og deres underliggende indikatorer som her er vurdert som biologisk betydelige, kan tilskrives denne driveren. De estimerte endringsratene er til dels store. For indikatoren *Bioklimatiske undersoner* (egenskapen landskapsøkologiske mønstre) vil eksempelvis den observerte endringsraten - hvis den vedlikeholdes - implisere en halvering av arealet i fastlandsnorge som har lavarktisk bioklima i løpet av de kommende ca 10 år, og et tilnærmet komplett tap i løpet av ca 20 år (Fig. 6.5). Prognosene fra klimamodeller (Hanssen-Bauer et al., 2015, Hanssen-Bauer et al., 2019) antyder at dette er relativt konservative projeksjoner. Slike projiserte skifter i bioklimatisk sonering innen den norske delen av det terrestre Arktis, vil innebære latente (potensielle) tilstandsskifter fra høyarktiske til lavarktiske økosystemer på Svalbard - og fra lavarktiske til boreale økosystemer i løpet av noen få tiår. Hva som vil bli realiserte tilstandsendringene i økosystemene over slike tidshorisonter er det ikke mulig å predikere med rimelig grad av sikkerhet (Planque, 2016). Tundraøkosystemer er kjent for ha betydelige tidsforsinkelser mellom driver og respons for noen egenskaper, mens andre egenskaper kan ha raske ikke-lineære responser og biotiske prosessrelasjoner (bl.a. ukjente terskeeffekter og interaksjoner) som kan gi overraskende effekter (Ims et al., 2013). For lavarktisk tundra er imidlertid noen av indikatorene for biologisk mangfold allerede i såpass dårlig tilstand at dette gir stor sannsynligheten for tap av enkelte arktiske arter eller funksjoner i relativt nær fremtid.



Figur 6.5 En illustrasjon av observert og predikert tidspunkt for tap av areal som rent klimatisk befinner seg i de lavarktiske undersoner basert på indikatoren Bioklimatiske undersoner. Et areal regnes som ute av de arktiske undersoner når gjennomsnittlig julitemperatur passerer 12°C tilsvarende grensen mellom den sørligste lavarktiske undersonen og nordborealt (Tabell 2.1). Beregningen antar at den lineære endringsraten som er observert for gjennomsnittlig julitemperatur over årene 1991-2018 holder seg uendret. De sørligste deler av tundra nærmest skoggrensen har allerede passert denne grensen og omtrent halvparten av den resterende lavarktiske tundraen forventes å passere den i løpet av det nærmeste tiår. Bemerk at figuren er ment som en illustrasjon basert på en forenklet lineær framskrivning, ikke på nedskalerte klimascenarier (Hanssen-Bauer et al., 2015).

6.3.3 Anbefalinger for videre overvåking og forskning

Pilottesten av fagpanelprotokollen har vært basert på et begrenset utvalg av det settet av tilstandsvariable som skal inngå i COATs økosystembaserte overvåkningssystemer (www.coat.no), i tillegg til noen indikatorer hvis datagrunnlag ikke er en del av COAT. De økosystemegenskapene som i pilottesten har hatt en begrenset dekning vil kunne komplementeres av flere indikatorer fra og med 2021. Dette forutsetter imidlertid at COAT gis driftsmidler til den infrastrukturen som nå er under etablering, samt det feltarbeid som kreves for å forlenge eksisterende indikatorserier og evt initiere nye. Flere av indikatorene som har inngått i pilottesten vil også fornyes/forbedres ved hjelp av ny teknologi; f.eks. kameraovervåking av herbivorer og predatorer, akustisk overvåking av fuglesamfunn og droneovervåking av vegetasjon. Denne teknologien vil øke omfanget av feltmålingene ved å inkludere flere romlige strata/naturtyper og større deler av økologiske samfunn samt gi flere av indikatorene en bedre tidsmessig dekning/oppløsning. Det skjer for tiden betydelig innsats i prosjektet COAT Tools for å implementere og validere denne nye teknologien.

Denne pilottesten, samt andre studier basert på COAT-data (f.eks. Ravolainen et al., 2014, Kleiven et al., 2018, Soininen et al., 2018), har påvist at flere av de feltmålte indikatorene viser stor variasjon i tid og rom som kan gi tolkningsproblemer for hva som er økologisk tilstand på økosystemnivå. Dette gjelder særlig i tilfeller hvor det romlige omfanget av målingene er begrenset eller der det ikke fins validerte modeller til grunnlag for romlige ekstrapolasjoner. Selv for abiotiske indikatorer med fundamental betydning for tundraøkosystemers tilstand (f. eks. snø og bakkeis) er det pr. tid et svært dårlig samsvar mellom modellekstrapolerte verdier og feltmålinger. Derfor er det et stort behov for å utvikle bedre modeller for flere av de abiotiske indikatorene. Dette forutsetter at det etableres utvidete nettverk av bakkebaserte sensorer – særlig værstasjoner – til grunnlag for denne modellutviklingen. Slike nettverk må kunne dekke de viktigste geografiske klimagradiene både i Høy- og Lav-Arktis. Basert på tidligere og pågående forskning på tundraøkosystemer er det etablert en relativt god forståelse av sammenhengen mellom drivere (særlig klima) og mange av indikatorene, samt hvilken betydning disse indikatorene har for de ulike økosystemegenskapene i fagsystemet. Det er imidlertid et behov for videreutvikling av de mest komplekse indikatorene i systemet (f. eks. biomasse mellom trofiske nivåer og funksjonelle grupper). For økosystemer som gjennomgår fundamentale endringer i den grad som nå skjer for arktisk tundra, vil det være behov for et løpende utviklingsarbeid. Etter hvert som økosystemene endrer karakter vil det være et behov for innfasing og utvikling av nye indikatorer og modeller. Dette krever adaptive protokoller for både overvåkningssystemet som skal gi indikatordata og fagsystemet som skal gjøre tilstandsvurderinger basert på indikatorene.

Tabell 6.4 gir en samlet liste over indikatorer som av ulike hensyn ikke er med i pilottesten, men som vi vurderer både som nær-operasjonaliserbare og viktige supplement for å forbedre egenskapene indikatordekning.

Tabell 6.4. Indikatorer for lav- og høyarktisk tundra, som ikke er inkludert i piloten, men som vurderes nær-operasjonaliserbare og anbefales inkludert i operasjonell versjon av fagsystemet. For anbefalinger for videreutvikling av indikatorer som allerede er inkludert, se Appendiks 1 og Appendiks 2.

Egenskap	Indikator	Beskrivelse av rollen indikatoren har for å vurdere egenskapen
Lavarktisk tundra		
Biologisk mangfold	Plantemangfold	Egenskapens samlede indikatordekning er mangelfull grunnet fravær av indikatorer på flere funksjonelt viktige grupper heriblant plantemangfold. For arktiske plantesamfunn har man god kjennskap til arters bioklimatiske tilhørighet (Elven, 2019) og det anbefales å inkludere n indikator på plantemangfold med særlig fokus på dominansforholdet mellom arktiske/alpine arter og boreale arter. Indikatoren kan hente sitt datagrunnlag både fra detaljert overvåking av planteabundans i åpne tundrahabitater og fra romlig ekstensive datakilder på tilstedeværelse (GBIF, Artsdatabanken) som gir mulighet for modellering av klimadrevne endringer i utbredelsen av arktisk plantearter (Niskanen <i>et al.</i> , 2019)
Biologisk mangfold	Fuglesamfunn – TOV-E	Det er dokumentert en nedgang i abundansen av arktiske og alpine fuglesamfunn i Skandinavia etter 2000 (Lehikoinen <i>et al.</i> , 2014). COATs overvåking av fuglesamfunn knyttet til krattenger på Varangerhalvøya, som har inngått i pilottesten, er i samsvar med dette resultatet. Det er imidlertid behov for å få en mer arealekstensiv overvåking som dekker flere habitater. «Ekstensiv overvåking av hekkefugl (TOV-E)» er det mest omfattende overvåkingsprogram for terrestre fuglearter i Norge. Det inngår rundt 12-14 telleruter i lavarktisk tundra, i tillegg til noen få som ligger over tregrensen i økotonen. En del av disse er imidlertid relativt nyetablerte og det vil dermed være begrenset grunnlag for å vurdere endringer tilbake i tid. Det anbefales å basere en regional indikator på fuglesamfunn i lavarktisk tundra/økoton på TOV-E, med tanke på å dokumentere nylige og fremtidige endringer i fuglesamfunnet.
Funksjonelt viktige arter og strukturer	Insektsamfunn i død ved	Insektutbrudd i skogtundraen resulterer en kraftig puls av død ved inn i økosystemet på svært kort tid. Lenger sør spiller samfunnet av død ved-tilknyttede insekter en avgjørende funksjonell rolle for nedbrytingen av død ved. Abundansen og artssammensetningen av funksjonelle grupper i dette insektsamfunnet har betydning for nedbrytningsraten som historisk sett sannsynligvis har vært lav på grunn av relativt kaldt klima. I et varmere klima forventes både endringer i abundans og funksjonell sammensetning med følger for nedbrytingen av død ved i skogtundraen. COATs overvåking av dødved-insekter, som har pågått siden 2011, er så vidt vites de eneste data som dokumenterer endringer i dette artssamfunnets sammensetning og respons på mengden av død ved i nordlig bjørkeskog.
Funksjonelt viktige arter og strukturer	Bjørkemålere	Sykliske utbrudd av bjørkemålere forekommer i skogtundraen hvert 10. år, men varierende grad av styrke. Etter 2000 har det vært spoesuielt langvarige utbrudd, grunnet spredning av liten høstmåler helt nord til den lavarktiske tregrensen. Disse utbruddene har de siste årene vist begynnende spredning inn i tundra-krattsonen. COAT har i 20 år drevet intensiv overvåking av bjørkemålere i bjørkeskogen i Troms, og nylig også etablert dette i skogtundraen i Østfinnmark. I tillegg finnes det lange (> 20 år) tidsserier fra skogtundra og tregrense i regionen vedlikeholdt av finske forskere, som etter planen skal inkluderes i COAT. Det anbefales å inkludere en regional indikator på bjørkemålerdynamikk med særlig fokus på en mulig intensivering og/eller spredning av utbrudd inn i skogtundraen.

Funksjonelt viktige arter og strukturer	Fjellbjørk i tundra	De store endringer som har forekommet i abiotiske forhold (vekstmiljøet), er forventet på sikt å resultere i økende etablering av busker og trær i dagens tundra. Det anbefales å inkludere en regional indikator på forekomst av fjellbjørk i tundra, primært basert på fjernmålingsdata (omløpsfoto, drone) evt supplert med ekstensive bakkeedata for validering.
Landskapsøkologiske mønstre	Klimatisk skog/tregrense	De bioklimatiske undersoner definert av CAVM er nyttige oppdelinger på stor skala, men siden de er basert på sirkumpolare grenseverdier, har de begrenset lokal nytte eks i forhold til å overvåke vekstmiljøet for trær og busker med tanke på forbuskning i tundra. Det pågår i øyeblikket et betydelig utviklingsarbeide med lokale nedskalerte modellerte klimadata for lavarktisk tundra i regi av MET og COAT. Basert på dette arbeidet er det mulig å lage lokale beregninger av endringer i de klimatiske grenser for skog og krattsonen som har høyere relevans for Fagsystemet enn eks sørgrensen av de arktiske CAVM soner. Det anbefales å inkludere en regional indikator på den klimatiske skog/tregrense.
Abiotiske forhold	Årsmiddeltemperatur	Årsmiddeltemperatur er en indikator som har en klar kopling til permafrostforekomst og -utvikling, og som er klar til bruk.
Abiotiske forhold	Albedo	Albedo styres av snødekkets utbredelse og vegetasjonsdekkets egenskaper (særlig utbredelsen av busker og trær) og har en viktig regulerende funksjon i klimasystemet. Herbivoreffekter, særlig reinbeite, kan påvirke albedoen vesentlig gjennom sin effekt på busk- og tresjiktet i skogtundra og karttundra (Cohen et al., 2013, Biuw et al., 2014). Det anbefales å inkludere en regional indikator på albedo, basert på MO-DIS (2000-i dag).
Høyarktisk tundra		
Funksjonelt viktige arter og strukturer	Kortnebbgås produksjon	Detaljerte produksjonsdata (ungfuglandel) for kortnebbgås finnes fra utvalgte sommerområder på Svalbard for perioden 2003-i dag. I tillegg arbeides det med utvikling av kamerabasert overvåking av hekkesuksess hos kortnebbgås for å undersøke implikasjonene av tidlig start på våren for hekkesuksess. Kameraovervåking representerer et minimum av forstyrrelse da den kan etableres før gjessenes går til hekking. Disse vil være et viktig supplement til abundansdata og det anbefales en egen indikator på produksjon hos kortnebbgås. Tilsvarende data finnes ikke for hvitkinngås.
Funksjonelt viktige arter og strukturer	Fjellrev zoonoser	Fjellrev er vector for rabies og hovedvert for revens dvergbandelorm (Fuglei et al., 2008b, Mørk et al., 2011). Overvåkingsdata finnes på fjellrevens zoonosestatus for perioden 1997-idag og det anbefales en egen indikator på zoonosestatus hos fjellrev. COAT starter overvåking av dvergbandelmarkens mellomvert – østsmarkmus (innført art) - ved hjelp av fotobokser i 2019. Denne nye overvåkingen har til hensikt å overvåke spredning av mellomverten og dermed gi datagrunnlag for en indikator for på spredning av parasitten.
Funksjonelt viktige arter og strukturer	Fjellrev produksjon	Detaljerte produksjonsdata finnes for fjellrev for perioden 1997-i dag. Disse vil være et viktig supplement til abundansdata og det anbefales en egen indikator på produksjon hos fjellrev.
Funksjonelle grupper	Plantevekstformer	Plantevekstformers abundans har stor betydning for beitedyrsbestandene og for næringscyklus og primærproduksjon. Plantevekstformers abundans er forventet å endres med klimaendring og beitedyrsbestander. Det finnes enkelte lokale dataserier fra 1996-i dag (van der Wal & Stien, 2014), og et større,

		romlig replikert design i regi av COAT, som imidlertid er nyetablert (2017->). Det anbefales at disse data-kilder utnyttes til å etablere en indikator for den funksjonelle gruppen Plantevekstformer for høyarktisk tundra med tanke på å dokumentere nylige og fremtidige endringer innen denne gruppen.
Landskapsøkologiske mønstre	Vegetert areal versus bar jord	Vegetasjonsdekke har betydning for beitedyrsbestander og for ratene av nedbrytning og næringssyklus. Økende prominens av vegetasjonsforstyrrende prosesser relatert til smeltende permafrost (Guegan & Christiansen, 2017) er forventet med permafrostopppvarming og økende dybde av det aktive laget på sommeren. Økende bestander av gås kan bidra til lokal erosjon av vegetasjonsdekket. Ekstreme klimahendelser forventes å øke skader på vegetasjon. Det foregår et betydelig utvilingsarbeid på å etablere fjernmålingsbasert indikatorer/tilstandsvariabler på vegetert areal i regi av COAT (drone og satellittbilder), som vil gi data relevant for Fagsystemet. Det anbefales å inkludere en indikator på vegetert areal vs bar jord med særlig fokus på vegetasjonsforstyrrende prosesser forårsaket av klimaendringer.
Biologisk mangfold	Svalbardrype produksjon	Detaljerte produksjonsdata finnes for Svalbardrype for perioden 1997-i dag (Soininen et al., 2016). Disse vil være et viktig supplement til abundansdata og det anbefales en egen indikator på produksjon hos Svalbardrype.
Abiotiske forhold	Årsmiddeltemperatur	Årsmiddeltemperatur er en indikator som har en klar kopling til permafrostforekomst og -utvikling, og som er klar til bruk.
Abiotiske forhold	Antall graddager	Både antall graddager og graddagssum er gode indikatorer på vekstsesongen beskaffenhet og det anbefales å inkludere begge disse på samme måte som gjort for fastlandet. Disse kan beregnes basert på samme modellerte klimadata (med samme forbehold for datakvalitetet) som de øvrige klimatiske indikatorer.
Abiotiske forhold	Graddagssum vekstsesong	Både antall graddager og graddagssum er gode indikatorer på vekstsesongen beskaffenhet og det anbefales å inkludere begge disse på samme måte som gjort for fastlandet. Disse kan beregnes basert på samme modellerte klimadata (med samme forbehold for datakvalitetet) som de øvrige klimatiske indikatorer.
Abiotiske forhold	Albedo	Albedo styres av snødekkets utbredelse og vegetasjonsdekkets egenskaper (særlig utbredelsen av busker og trær) og har en viktig regulerende funksjon i klimasystemet. Det anbefales å inkludere en regional indikator på albedo, basert på MODIS (2000-i dag).
Abiotiske forhold	Bakkeis	Ising nær bakken som følge av vintermildvær og regn-på-snøhendelser gir dårligere livsbetingelser for herbivorer som kan betydelige effekter på abundans og dynamikk. Satellitt- og modellbaserte data på bakkeis er per i dag ikke av tilstrekkelig god kvalitet til å kunne estimere omfanget av ising, hverken på regional eller lokal skala. En indikator på bakkeis som baserer seg på bakkemålinger vil være et svært viktig supplement for eksempelvis å tolke bestandssvingninger hos Svalbardrein (Hansen et al., 2019b).

7 Oversikt over vedlegg til protokollen

Appendiks 1 – Indikatorer for lavarktisk tundra

Appendiks 2 – Indikatorer for høyarktisk tundra

Referanser

- Aanes R, Saether BE, Solberg EJ, Aanes S, Strand O, Oritsland NA (2003) Synchrony in Svalbard reindeer population dynamics. *Canadian Journal of Zoology*, **81**, 103-110.
- Albon SD, Irvine RJ, Halvorsen O *et al.* (2017) Contrasting effects of summer and winter warming on body mass explain population dynamics in a food-limited Arctic herbivore. *Global Change Biology*, **23**, 1374-1389.
- Ammunet T, Kaukoranta T, Saikkonen K, Repo T, Klemola T (2012) Invading and resident defoliators in a changing climate: cold tolerance and predictions concerning extreme winter cold as a range-limiting factor. *Ecological Entomology*, **37**, 212-220.
- Beck PSA, Goetz SJ (2011) Satellite observations of high northern latitude vegetation productivity changes between 1982 and 2008: ecological variability and regional differences. *Environmental Research Letters*, **6**.
- Berteaux D, Gauthier G, Domine F, Ims RA, Lamoureux SF, Levesque E, Yoccoz N (2017) Effects of changing permafrost and snow conditions on tundra wildlife: critical places and times. *Arctic Science*, **3**, 65-90.
- Bintanja R, Selten FM (2014) Future increases in Arctic precipitation linked to local evaporation and sea-ice retreat. *Nature*, **509**, 479-+.
- Biuw M, Jepsen JU, Cohen J *et al.* (2014) Long-term Impacts of Contrasting Management of Large Ungulates in the Arctic Tundra-Forest Ecotone: Ecosystem Structure and Climate Feedback. *Ecosystems*, **17**, 890-905.
- Bjerke JW, Treharne R, Vikhamar-Schuler D *et al.* (2017) Understanding the drivers of extensive plant damage in boreal and Arctic ecosystems: Insights from field surveys in the aftermath of damage. *Science of the Total Environment*, **599**, 1965-1976.
- Björk RG, Molau U (2007) Ecology of alpine snowbeds and the impact of global change. *Arctic Antarctic and Alpine Research*, **39**, 34-43.
- Bjørnstad ON, Falck W, Stenseth NC (1995) Geographic gradient in small rodent density fluctuations - A statistical modeling approach. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, **262**, 127-133.
- Bokhorst SF, Bjerke JW, Tommervik H, Callaghan TV, Phoenix GK (2009) Winter warming events damage sub-Arctic vegetation: consistent evidence from an experimental manipulation and a natural event. *Journal of Ecology*, **97**, 1408-1415.
- Breisløberget JI, Odden M, Wegge P, Zimmermann B, Andreassen H (2018) The alternative prey hypothesis revisited: Still valid for willow ptarmigan population dynamics. *Plos One*, **13**.
- Bråthen KA, Gonzalez VT, Yoccoz NG (2018) Gatekeepers to the effects of climate warming? Niche construction restricts plant community changes along a temperature gradient. *Perspectives in Plant Ecology Evolution and Systematics*, **30**, 71-81.
- Bråthen KA, Ims RA, Yoccoz NG, Fauchald P, Tveraa T, Hausner VH (2007) Induced shift in ecosystem productivity ? Extensive scale effects of abundant large herbivores. *Ecosystems*, **10**, 773-789.
- Bråthen KA, Ravolainen VT, Stien A, Tveraa T, Ims RA (2017) Rangifer management controls a climate-sensitive tundra state transition. *Ecological Applications*, **27**, 2416-2427.
- CAFF (2013) *Arctic Biodiversity Assessment. Status and trends in Arctic biodiversity*, Conservation of Arctic Flora and Fauna, Akureyri.
- Callaghan TV, Johansson M, Brown RD *et al.* (2011) The Changing Face of Arctic Snow Cover: A Synthesis of Observed and Projected Changes. *Ambio*, **40**, 17-31.

- Carey C (2009) The impacts of climate change on the annual cycles of birds. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, **364**, 3321-3330.
- CAVM Team (2003) Circumpolar Arctic Vegetation Map. (1:7,500,000), Conservation of Arctic Flora and Fauna (CAFF). Anchorage, Alaska, U.S. Fish and Wildlife Service.
- Christensen J, Kanikicharla K, Marshall G, Turner J (2013) Climate phenomena and their relevance for future regional climate change. In: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the fifth Assessment of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. (eds Stocker T, Qin D, Plattner GK, Tignor M, Allen S, Boschung J, Nauels A, Xia Y, Bex V, Midgley P) pp Page. Cambridge, Cambridge University Press, Cambridge.
- Christie KS, Bryant JP, Gough L, Ravolainen VT, Ruess RW, Tape KD (2015) The Role of Vertebrate Herbivores in Regulating Shrub Expansion in the Arctic: A Synthesis. *Bioscience*, **65**, 1123-1133.
- Cohen J, Pulliainen J, Menard CB, Johansen B, Oksanen L, Luojus K, Ikonen J (2013) Effect of reindeer grazing on snowmelt, albedo and energy balance based on satellite data analyses. *Remote Sensing of Environment*, **135**, 107-117.
- Cornulier T, Yoccoz NG, Bretagnolle V *et al.* (2013) Europe-Wide Dampening of Population Cycles in Keystone Herbivores. *Science*, **340**, 63-66.
- Crawford RMM, Jeffree CE, Rees WG (2003) Paludification and forest retreat in northern oceanic environments. *Annals of Botany*, **91**, 213-226.
- Crick HQP (2004) The impact of climate change on birds. *Ibis*, **146**, 48-56.
- Doiron M, Gauthier G, Levesque E (2015) Trophic mismatch and its effects on the growth of young in an Arctic herbivore. *Global Change Biology*, **21**, 4364-4376.
- Durant JM, Hjermann DO, Anker-Nilssen T, Beaugrand G, Myrseth A, Pettorelli N, Stenseth NC (2005) Timing and abundance as key mechanisms affecting trophic interactions in variable environments. *Ecology Letters*, **8**, 952-958.
- Ehrich D, Henden JA, Ims RA *et al.* (2012) The importance of willow thickets for ptarmigan and hares in shrub tundra: the more the better? *Oecologia*, **168**, 141-151.
- Ehrich D, Stromeng MA, Killengreen ST (2016) Interference in the tundra predator guild studied using local ecological knowledge. *Oecologia*, **180**, 1195-1203.
- Eide NE, Stien A, Prestrud P, Yoccoz NG, Fuglei E (2012) Reproductive responses to spatial and temporal prey availability in a coastal Arctic fox population. *Journal of Animal Ecology*, **81**, 640-648.
- Elmendorf SC, Henry GHR, Hollister RD *et al.* (2012) Global assessment of experimental climate warming on tundra vegetation: heterogeneity over space and time. *Ecology Letters*, **15**, 164-175.
- Elmendorf SC, Henry GHR, Hollister RD *et al.* (2015) Experiment, monitoring, and gradient methods used to infer climate change effects on plant communities yield consistent patterns. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **112**, 448-452.
- Elmhagen B, Berteaux D, Burgess RM *et al.* (2017) Homage to Hersteinsson and Macdonald: climate warming and resource subsidies cause red fox range expansion and Arctic fox decline. *Polar Research*, **36**.
- Elmhagen B, Ludwig G, Rushton SP, Helle P, Linden H (2010) Top predators, mesopredators and their prey: interference ecosystems along bioclimatic productivity gradients. *Journal of Animal Ecology*, **79**, 785-794.
- Elven R (ed) (2019) *Pan-Arctic Flora Checklist*. <http://panarcticflora.org/>.

- Erikstad KE, Andersen R (1983) The Effect of Weather on Survival, Growth Rate and Feeding Time in Different Sized Willow Grouse Broods. *Ornis Scandinavica (Scandinavian Journal of Ornithology)*, **14**, 249–252.
- Forbes BC, Kumpula T, Meschtyb N *et al.* (2016) Sea ice, rain-on-snow and tundra reindeer nomadism in Arctic Russia. *Biology Letters*, **12**.
- Fournier A, Penone C, Pennino MG, Courchamp F (2019) Predicting future invaders and future invasions. . *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **116**, 7905-7910.
- Fuglei E, Henden J-A, Callahan C *et al.* (2019a) Circumpolar status of arctic ptarmigan: Population dynamics and trends. . *Ambio*, **In press**.
- Fuglei E, Holmgaard S, Stien J, Tombre I, Pedersen Å (2019b) Svalbardrypenes jaktstatistikk. In: *Kortrapport nr. 051, Sluttrapport 16/54 til Svalbards Miljøvernfond*. pp 66 sider, Norsk Polarinstitut.
- Fuglei E, Meldrum EA, Ehrich D (2013) Effekt av fangst – fjellrev på Svalbard. *Sluttrapport til Svalbards Miljøvernfond*, 30 sider.
- Fuglei E, Stien A, Yoccoz NG *et al.* (2008a) Spatial distribution of *Echinococcus multilocularis* in arctic fox scats, Svalbard, Norway. *Emerging Infectious Diseases*, **14**, 73-75.
- Fuglei E, Stien A, Yoccoz NG *et al.* (2008b) Spatial distribution of *Echinococcus multilocularis*, Svalbard, Norway. *Emerging Infectious Diseases*, **14**, 73-75.
- Gilg O, Hanski I, Sittler B (2003) Cyclic dynamics in a simple vertebrate predator-prey community. *Science*, **302**, 866-868.
- Guegan EBM, Christiansen HH (2017) Seasonal Arctic Coastal Bluff Dynamics in Adventfjorden, Svalbard. *Permafrost and Periglacial Processes*, **28**, 18-31.
- Hamel S, Cote SD, Festa-Bianchet M (2011) Tradeoff between offspring mass and subsequent reproduction in a highly iteroparous mammal. *Oikos*, **120**, 690-695.
- Hamel S, Killengreen ST, Henden JA, Eide NE, Roed-Eriksen L, Ims RA, Yoccoz NG (2013) Towards good practice guidance in using camera-traps in ecology: influence of sampling design on validity of ecological inferences. *Methods in Ecology and Evolution*, **4**, 105-113.
- Hansen B, Pedersen Å, Peeters B *et al.* (2019a) Spatial heterogeneity in climate change decouples the long-term dynamics of wild reindeer populations in the high Arctic. . *Global Change Biology*, **Accepted**.
- Hansen BB, Gamelon M, Albon SD *et al.* (2019b) More frequent extreme climate events stabilize reindeer population dynamics. *Nature Communications*, **10**.
- Hansen BB, Grotan V, Aanes R *et al.* (2013) Climate Events Synchronize the Dynamics of a Resident Vertebrate Community in the High Arctic. *Science*, **339**, 313-315.
- Hanssen-Bauer I, Førland E, Hisdal H, Mayer S, Sandø A, Sorteberg A (eds) (2019) *Climate in Svalbard 2100 – a knowledge base for climate adaptation*, Norsk klimaservicesenter (NKSS)/Norwegian Centre for Climate Services (NCCS)
- Hanssen-Bauer I, Førland EJ, Haddeland I *et al.* (eds) (2015) *Climate in Norway 2100 - a knowledge base for climate adaptation*, Norsk klimaservicesenter (NKSS)/Norwegian Centre for Climate Services (NCCS).
- Hausner VH, Fauchald P, Tveraa T *et al.* (2011) The Ghost of Development Past: the Impact of Economic Security Policies on Saami Pastoral Ecosystems. *Ecology and Society*, **16**.
- Hellström P, Nyström J, Angerbjörn A (2014) Functional responses of the rough-legged buzzard in a multi-prey system. *Oecologia*, **174**, 1241-1254.
- Henden JA, Bardsen BJ, Yoccoz NG, Ims RA (2008) Impacts of differential prey dynamics on the potential recovery of endangered arctic fox populations. *Journal of Applied Ecology*, **45**, 1086-1093.

- Henden JA, Ims RA, Fuglei E, Pedersen AO (2017) Changed Arctic-alpine food web interactions under rapid climate warming: implication for ptarmigan research. *Wildlife Biology*.
- Henden JA, Ims RA, Yoccoz NG (2009) Nonstationary spatio-temporal small rodent dynamics: evidence from long-term Norwegian fox bounty data. *Journal of Animal Ecology*, **78**, 636-645.
- Henden JA, Ims RA, Yoccoz NG, Killengreen ST (2011) Declining willow ptarmigan populations: The role of habitat structure and community dynamics. *Basic and Applied Ecology*, **12**, 413-422.
- Henden JA, Stien A, Bardsen BJ, Yoccoz NG, Ims RA (2014) Community-wide mesocarnivore response to partial ungulate migration. *Journal of Applied Ecology*, **51**, 1525-1533.
- Henden JA, Yoccoz NG, Ims RA, Langeland K (2013) How Spatial Variation in Areal Extent and Configuration of Labile Vegetation States Affect the Riparian Bird Community in Arctic Tundra. *Plos One*, **8**.
- Henriksen S, Hilmo O (2015) Påvirkningsfaktorer. Norsk rødliste for arter 2015. Artsdatabanken. Artsdatabanken.
- Henttonen H, Fuglei E, Gower CN, Haukisalmi V, Ims RA, Niemimaa J, Yoccoz NG (2001) *Echinococcus multilocularis* on Svalbard: introduction of an intermediate host has enabled the local life-cycle. *Parasitology*, **123**, 547-552.
- Hjeljord O (2015) Ryper før og nå. In: *INA fagrapport 30*. pp 28 sider.
- Høye TT, Post E, Meltofte H, Schmidt NM, Forchhammer MC (2007) Rapid advancement of spring in the High Arctic. *Current Biology*, **17**, R449-R451.
- Iler AM, Inouye DW, Schmidt NM, Høye TT (2017) Detrending phenological time series improves climate-phenology analyses and reveals evidence of plasticity. *Ecology*, **98**, 647-655.
- Ims R, Ehrich D, Forbes B *et al.* (2013) Terrestrial Ecosystems. In: *Arctic Biodiversity Assessment. Status and trends in Arctic biodiversity*. (ed Meltofte H) pp Page. Akureyri, Iceland, Conservation of Arctic Flora and Fauna.
- Ims RA, Henden JA (2012) Collapse of an arctic bird community resulting from ungulate-induced loss of erect shrubs. *Biological Conservation*, **149**, 2-5.
- Ims RA, Killengreen ST, Ehrich D *et al.* (2017) Ecosystem drivers of an Arctic fox population at the western fringe of the Eurasian Arctic. *Polar Research*, **36**.
- Ims RA, Yoccoz NG, Brathen KA, Fauchald P, Tveraa T, Hausner V (2007) Can reindeer overabundance cause a trophic cascade? *Ecosystems*, **10**, 607-622.
- Ims RA, Yoccoz NG, Killengreen ST (2011) Determinants of lemming outbreaks. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **108**, 1970-1974.
- IPCC (2014) Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. (eds Core Writing Team, Pachauri RK, Meyer LA) pp Page. Geneva, Switzerland, IPCC.
- Isaksen K, Holmlund P, Sollid JL, Harris C (2001) Three deep alpine-permafrost boreholes in Svalbard and Scandinavia. *Permafrost and Periglacial Processes*, **12**, 13-25.
- Jacobsen K-O, Solheim R, Aarvak T, Øien IJ, Kleven O (2018) Snøuglas økologi og forekomst i Norge. Årsrapport 2018. In: *NINA Rapport 1595*. Trondheim, Norsk institutt for naturforskning.

- Jensen RA, Madsen J, O'Connell M, Wisz MS, Tommervik H, Mehlum F (2008) Prediction of the distribution of Arctic-nesting pink-footed geese under a warmer climate scenario. *Global Change Biology*, **14**, 1-10.
- Jepsen JU, Biuw M, Ims RA, Kapari L, Schott T, Vindstad OPL, Hagen SB (2013) Ecosystem Impacts of a Range Expanding Forest Defoliator at the Forest-Tundra Ecotone. *Ecosystems*, **16**, 561-575.
- Jepsen JU, Hagen SB, Hogda KA, Ims RA, Karlsen SR, Tommervik H, Yoccoz NG (2009) Monitoring the spatio-temporal dynamics of geometrid moth outbreaks in birch forest using MODIS-NDVI data. *Remote Sensing of Environment*, **113**, 1939-1947.
- Jepsen JU, Ims RA, Yoccoz NG (2018) Indikatorer for god økologisk tilstand for arktisk tundra. Underveirapport til Miljødirektoratet juni 2018. pp 51 s.
- Karlsen SR, Jepsen JU, Odland A, Ims RA, Elvebakk A (2013) Outbreaks by canopy-feeding geometrid moth cause state-dependent shifts in understorey plant communities. *Oecologia*, **173**, 859-870.
- Kausrud KL, Mysterud A, Steen H *et al.* (2008) Linking climate change to lemming cycles. *Nature*, **456**, 93-U93.
- Kerby J, Post E (2013) Capital and income breeding traits differentiate trophic match-mismatch dynamics in large herbivores. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, **368**.
- Killengreen ST, Ims RA, Yoccoz NG, Brathen KA, Henden JA, Schott T (2007) Structural characteristics of a low Arctic tundra ecosystem and the retreat of the Arctic fox. *Biological Conservation*, **135**, 459-472.
- Killengreen ST, Stromseng E, Yoccoz NG, Ims RA (2012) How ecological neighbourhoods influence the structure of the scavenger guild in low arctic tundra. *Diversity and Distributions*, **18**, 563-574.
- Kleiven EF, Henden JA, Ims RA, Yoccoz NG (2018) Seasonal difference in temporal transferability of an ecological model: near-term predictions of lemming outbreak abundances. *Scientific Reports*, **8**.
- Landa A, Flagstad O, Areskoug V *et al.* (2017) The endangered Arctic fox in Norway-the failure and success of captive breeding and reintroduction. *Polar Research*, **36**.
- Lehikoinen A, Brotons L, Calladine J *et al.* (2019) Declining population trends of European mountain birds. *Global Change Biology*, **25**, 577-588.
- Lehikoinen A, Green M, Husby M, Kalas JA, Lindstrom A (2014) Common montane birds are declining in northern Europe. *Journal of Avian Biology*, **45**, 3-14.
- LMD (2008) Kriterier/indikatorer på økologisk bærekraftig reintall. Rapport fra arbeidsgruppe opprettet av Landbruks- og matdepartementet pp 15 s.
- Lussana C, Saloranta T, Skaugen T, Magnusson J, Tveito OE, Andersen J (2018a) seNorge2 daily precipitation, an observational gridded dataset over Norway from 1957 to the present day. *Earth System Science Data*, **10**, 235-249.
- Lussana C, Tveito OE, Uboldi F (2018b) Three-dimensional spatial interpolation of 2m temperature over Norway. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, **144**, 344-364.
- Madsen J, Tamstorf M, Klaassen M *et al.* (2007) Effects of snow cover on the timing and success of reproduction in high-Arctic pink-footed geese *Anser brachyrhynchus*. *Polar Biology*, **30**, 1363-1372.
- Madsen J, Williams JH, Johnson FA, Tombre IM, Dereliev S, Kuijken E (2017) Implementation of the first adaptive management plan for a European migratory waterbird population: The case of the Svalbard pink-footed goose *Anser brachyrhynchus*. *Ambio*, **46**, 275-289.

- Marolla F, Aarvak T, Øien IJ *et al.* (2019) Assessing the effect of predator control on an endangered goose population subjected to predator-mediated food web dynamics. *Journal of Applied Ecology*.
- Miller-Rushing AJ, Hoyer TT, Inouye DW, Post E (2010) The effects of phenological mismatches on demography. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, **365**, 3177-3186.
- Musgrove AJ, Austin GE, Hearn RD, Holt, D.A. Stroud CA, Wotton SR (2011) Overwinter population estimates of British waterbirds. *British Birds*, **104**, 364-397.
- Myers-Smith IH, Elmendorf SC, Beck PSA *et al.* (2015) Climate sensitivity of shrub growth across the tundra biome. *Nature Climate Change*, **5**, 887-891.
- Mysterud A, Austrheim G (2014) Lasting effects of snow accumulation on summer performance of large herbivores in alpine ecosystems may not last. *Journal of Animal Ecology*, **83**, 712-719.
- Mørk T, Bohlin J, Fuglei E, Asbakk K, Tryland M (2011) Rabies in the arctic fox population, Svalbard, Norway. *Journal of Wildlife Diseases*, **47**, 945-957.
- Niittynen P, Heikkinen RK, Luoto M (2018) Snow cover is a neglected driver of Arctic biodiversity loss. *Nature Climate Change*, **8**, 997-+.
- Nilssen A, Tenow O (1990) Diapause, embryo growth and supercooling capacity of *Epirrita autumnata* eggs from Northern Fennoscandia. *Entomologia Experimentalis Et Applicata*, **57**, 39-55.
- Niskanen AKJ, Niittynen P, Aalto J, Väre H, Luoto M (2019) Lost at high latitudes: Arctic and endemic plants under threat as climate warms. *Diversity and Distributions*, **25**, 809-821.
- Noren K, Godoy E, Dalen L, Meijer T, Angerbjörn A (2016) Inbreeding depression in a critically endangered carnivore. *Molecular Ecology*, **25**, 3309-3318.
- Nybø S, Evju M (eds) (2017) *Fagsystem for fastsetting av god økologisk tilstand. Forslag fra et ekspertråd*, Ekspertrådet for økologisk tilstand.
- Olofsson J, Oksanen L, Oksanen T, Tuomi M, Hoset KS, Virtanen R, Kyro K (2014) Long-Term Experiments Reveal Strong Interactions Between Lemmings and Plants in the Fennoscandian Highland Tundra. *Ecosystems*, **17**, 606-615.
- Olofsson J, Tommervik H, Callaghan TV (2012) Vole and lemming activity observed from space. *Nature Climate Change*, **2**, 880-883.
- Pasanen-Mortensen M, Pyykonen M, Elmhagen B (2013) Where lynx prevail, foxes will fail - limitation of a mesopredator in Eurasia. *Global Ecology and Biogeography*, **22**, 868-877.
- Pedersen AO, Bardsen BJ, Yoccoz NG, Lecomte N, Fuglei E (2012) Monitoring Svalbard rock ptarmigan: Distance sampling and occupancy modeling. *Journal of Wildlife Management*, **76**, 308-316.
- Pedersen AO, Fuglei E, Hornell-Willebrand M, Biuw M, Jepsen JU (2017) Spatial distribution of Svalbard rock ptarmigan based on a predictive multi-scale habitat model. *Wildlife Biology*.
- Pedersen AO, Speed JDM, Tombre IM (2013a) Prevalence of pink-footed goose grubbing in the arctic tundra increases with population expansion. *Polar Biology*, **36**, 1569-1575.
- Pedersen AO, Tombre I, Jepsen JU, Eidesen PB, Fuglei E, Stien A (2013b) Spatial patterns of goose grubbing suggest elevated grubbing in dry habitats linked to early snowmelt. *Polar Research*, **32**.
- Pedersen HC, Steen H, Kastdalen L, Broseth H, Ims RA, Svendsen W, Yoccoz NG (2004) Weak compensation of harvest despite strong density-dependent growth in willow ptarmigan. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, **271**, 381-385.

- Planque B (2016) Projecting the future state of marine ecosystems, “la grande illusion”? . *ICES Journal of Marine Science*, **73**, 204-208.
- Post E, Forchhammer MC, Bret-Harte MS *et al.* (2009) Ecological Dynamics Across the Arctic Associated with Recent Climate Change. *Science*, **325**, 1355-1358.
- Prop J, Aars J, Bårdsen B-J *et al.* (2015) Climate change and the increasing impact of polar bears on bird populations. **3**.
- Prop J, Devries J (1993) Impact of snow and food conditions on the reproductive performance of Barnacle geese, *Branta Leucopsis*. *Ornis Scandinavica*, **24**, 110-121.
- Ravolainen VT, Brathen KA, Ims RA, Yoccoz NG, Henden JA, Killengreen ST (2011) Rapid, landscape scale responses in riparian tundra vegetation to exclusion of small and large mammalian herbivores. *Basic and Applied Ecology*, **12**, 643-653.
- Ravolainen VT, Brathen KA, Ims RA, Yoccoz NG, Soininen EM (2013) Shrub patch configuration at the landscape scale is related to diversity of adjacent herbaceous vegetation. *Plant Ecology & Diversity*, **6**, 257-268.
- Ravolainen VT, Brathen KA, Yoccoz NG, Nguyen JK, Ims RA (2014) Complementary impacts of small rodents and semi-domesticated ungulates limit tall shrub expansion in the tundra. *Journal of Applied Ecology*, **51**, 234-241.
- Sandercock BK, Nilsen EB, Broseth H, Pedersen HC (2011) Is hunting mortality additive or compensatory to natural mortality? Effects of experimental harvest on the survival and cause-specific mortality of willow ptarmigan. *Journal of Animal Ecology*, **80**, 244-258.
- Schmidt NM, Ims RA, Høye TT *et al.* (2012) Response of an arctic predator guild to collapsing lemming cycles. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, **279**, 4417-4422.
- Shevtsova A, Haukioja E, Ojala A (1997) Growth response of subarctic dwarf shrubs, *Empetrum nigrum* and *Vaccinium vitis-idaea*, to manipulated environmental conditions and species removal. *Oikos*, **78**, 440-458.
- Simard M, Lecomte N, Bergeron Y, Bernier PY, Pare D (2007) Forest productivity decline caused by successional paludification of boreal soils. *Ecological Applications*, **17**, 1619-1637.
- Skarin A, Ahman B (2014) Do human activity and infrastructure disturb domesticated reindeer? The need for the reindeer's perspective. *Polar Biology*, **37**, 1041-1054.
- Skre O, Baxter R, Crawford R, Callaghan T, Fedorkov A (2002) How Will the Tundra-Taiga Interface Respond to Climate Change? *Ambio*, **Special Report Number 12**, 37-46.
- Soininen EM, Fuglei E, Pedersen AO (2016) Complementary use of density estimates and hunting statistics: different sides of the same story? *European Journal of Wildlife Research*, **62**, 151-160.
- Soininen EM, Henden JA, Ravolainen VT, Yoccoz NG, Brathen KA, Killengreen ST, Ims RA (2018) Transferability of biotic interactions: Temporal consistency of arctic plant-rodent relationships is poor. *Ecology and Evolution*, **8**, 9697-9711.
- Solberg EJ, Vebjørn V, Rolandsen CM *et al.* (2014) Sett elg og sett hjort-overvåkingen: Styrker og forbedringspotensial. In: *NINA rapport 1043*. pp 103 s., Trondheim: Norsk institutt for naturforskning.
- Stien A, Voutilainen L, Haukialmi V *et al.* (2010) Intestinal parasites of the Arctic fox in relation to the abundance and distribution of intermediate hosts. *Parasitology*, **137**, 149-157.
- Tannerfeldt M, Angerbjörn A (1998) Fluctuating resources and the evolution of litter size in the arctic fox. *Oikos*, **83**, 545-559.
- Tape K, Sturm M, Racine C (2006) The evidence for shrub expansion in Northern Alaska and the Pan-Arctic. *Global Change Biology*, **12**, 686-702.

- Tenow O, Nilssen A (1990) Egg cold hardiness and topoclimatic limitations to outbreaks of *Epirrita autumnata* in Northern Fennoscandia. *Journal of Applied Ecology*, **27**, 723-734.
- Tombre IM, Mehium F, Loonen MJJE (1998) The Kongsfjorden colony of barnacle geese: Nest distribution and the use of breeding islands 1980-1997. In: *Research on Arctic Geese. Proceedings of the Svalbard Goose Symposium*. (eds Mehlum F, Black JM, Madsen J) pp Page. Norsk Polarinstitutt Skrifter.
- Tveraa T, Fauchald P, Yoccoz NG, Ims RA, Aanes R, Hogda KA (2007) What regulate and limit reindeer populations in Norway? *Oikos*, **116**, 706-715.
- Tveraa T, Stien A, Bardsen BJ, Fauchald P (2013) Population Densities, Vegetation Green-Up, and Plant Productivity: Impacts on Reproductive Success and Juvenile Body Mass in Reindeer. *Plos One*, **8**.
- Tveraa T, Stien A, Broseth H, Yoccoz NG (2014) The role of predation and food limitation on claims for compensation, reindeer demography and population dynamics. *Journal of Applied Ecology*, **51**, 1264-1272.
- Tybirk K, Nilsson MC, Michelson A *et al.* (2000) Nordic Empetrum dominated ecosystems: Function and susceptibility to environmental changes. *Ambio*, **29**, 90-97.
- van der Wal R (2006) Do herbivores cause habitat degradation or vegetation state transition? Evidence from the tundra. *Oikos*, **114**, 177-186.
- Van der Wal R, Brooker RW (2004) Mosses mediate grazer impacts on grass abundance in arctic ecosystems. *Functional Ecology*, **18**, 77-86.
- van der Wal R, Stien A (2014) High-arctic plants like it hot: a long-term investigation of between-year variability in plant biomass. *Ecology*, **95**, 3414-3427.
- van der Wal R, van Lieshout SMJ, Loonen M (2001) Herbivore impact on moss depth, soil temperature and arctic plant growth. *Polar Biology*, **24**, 29-32.
- Veiberg V, Loe LE, Albon SD, Irvine RJ, Tveraa T, Ropstad E, Stien A (2017) Maternal winter body mass and not spring phenology determine annual calf production in an Arctic herbivore. *Oikos*, **126**, 980-987.
- Vickers H, Hogda KA, Solbo S, Karlsen SR, Tommervik H, Aanes R, Hansen BB (2016) Changes in greening in the high Arctic: insights from a 30 year AVHRR max NDVI dataset for Svalbard. *Environmental Research Letters*, **11**.
- Vikhamar-Schuler D, Førland EJ, Lutz J, Gjeltén HM (2019) Evaluation of downscaled reanalysis and observations for Svalbard - Background report for Climate in Svalbard 2100. Norwegian Centre for Climate Service (NCCS).
- Vindstad OPL, Jepsen JU, Ek M, Pepi A, Ims RA (2019) Can novel pest outbreaks drive ecosystem transitions in northern-boreal birch forest? *Journal of Ecology*, **107**, 1141-1153.
- Vindstad OPL, Jepsen JU, Ims RA (2015) Resistance of a sub-arctic bird community to severe forest damage caused by geometrid moth outbreaks. *European Journal of Forest Research*, **134**, 725-736.
- Vindstad OPL, Schultze S, Jepsen JU, Biuw M, Kapari L, Sverdrup-Thygeson A, Ims RA (2014) Numerical Responses of Saproxylic Beetles to Rapid Increases in Dead Wood Availability following Geometrid Moth Outbreaks in Sub-Arctic Mountain Birch Forest. *Plos One*, **9**.
- Virtanen R (2000) Effects of grazing on above-ground biomass on a mountain snowbed, NW Finland. *Oikos*, **90**, 295-300.
- Walker DA, Epstein HE, Raynolds MK *et al.* (2012) Environment, vegetation and greenness (NDVI) along the North America and Eurasia Arctic transects. *Environmental Research Letters*, **7**.
- Wildfowl and Wetlands Trust (2017) Svalbard Barnacle Goose. Summary Statistics. Accessible at <http://monitoring.wwt.org.uk/our-work/goose-swan-monitoring-programme/species-accounts/svalbard-barnacle-goose/>.

- Wolfe SA, Griffith B, Wolfe CAG (2000) Response of reindeer and caribou to human activities. *Polar Research*, **19**, 63-73.
- Zhang XD, He JX, Zhang J, Polyakov I, Gerdes R, Inoue J, Wu PL (2013) Enhanced poleward moisture transport and amplified northern high-latitude wetting trend. *Nature Climate Change*, **3**, 47-51.
- Østby TI, Schuler TV, Hagen JO, Hock R, Kohler J, Reijmer CH (2017) Diagnosing the decline in climatic mass balance of glaciers in Svalbard over 1957-2014. *Cryosphere*, **11**, 191-215.

Fotnoter til Samlet vurdering av kunnskapsgrunnlaget (Tabell 6.1a,b)

- ¹ Oppfylt, heldekkende satellittdata så hele populasjonen er samlet.
- ² Oppfylt, heldekkende systematisk utvalg.
- ³ Oppfylt, kjent sannsynlighet for at en gitt enhet (piksel) er samlet.
- ⁴ Oppfylt, heldekkende data så modellbaserte utvalg kan foretas
- ⁵ Kategori 3, RRdu1-RRdu3 og RRmu alle oppfylt.
- ⁶ Delvis dekkende, lang tidsserie, men ikke overlapp med referanseperioden.
- ⁷ Dekkende, sesongvariasjon er svært relevant og tatt høyde for.
- ⁸ Kategori 2, Tår delvis dekkende og Tse dekkende.
- ⁹ Datadekning er kategori 4 (svært god). RRsamlet er kategori 3 og TRsamlet er kategori 2.
- ¹⁰ Samlet indikatordekning for egenskapen vurderes som delvis dekkende.
- ¹¹ Ikke oppfylt. Datagrunnlaget er fra faste overvåkingsområder på Varangerhalvøya.
- ¹² Ikke oppfylt. Innsamlingen er ikke basert på et tilfeldig utvalg.
- ¹³ Ikke oppfylt. Sannsynligheten for at en enhet er samlet er ikke kjent.
- ¹⁴ Oppfylt. Datasettet representerer et relevant modellbasert utvalg.
- ¹⁵ RRsamlet vurderes som kategori 2 i og med at RRmu er oppfylt. Samplestørrelsen vurderes som noe begrenset for modellbaserte ekstrapolasjoner til et videre område.
- ¹⁶ TRår er delvis dekkende, da datasettet representerer lange tidsserier relativt til relevant dynamikk, men uten overlapp med referanseperioden.
- ¹⁷ TRse er dekkende. Sesongvariasjon er relevant, men tatt høyde for i innsamlingen.
- ¹⁸ Kategori 2, Tår delvis dekkende og Tse dekkende.
- ¹⁹ DDi er i kategori 4 (svært god) da både RRsamlet og TRsamlet vurderes til kategori 2.
- ²⁰ DDi er i kategori 4 (svært god) da både RRsamlet og TRsamlet vurderes til kategori 2
- ²¹ Samlet indikatordekning for egenskapen vurderes som dekkende. Indikatorsettet dekker nivåene i de to dominerende næringskjedene hhv planter – smågnagere – karnivorer, og planter – drøvtbyggere - karnivorer.
- ²² Ikke oppfylt. Datagrunnlaget er fra faste overvåkingsområder på Varangerhalvøya.

- ²³ Ikke oppfylt. Innsamlingen er ikke basert på et tilfeldig utvalg.
- ²⁴ Ikke oppfylt. Sannsynligheten for at en enhet er samlet er ikke kjent.
- ²⁵ Oppfylt. Datasettet representerer et relevant modellbasert utvalg.
- ²⁶ RRsamlet er kategori 3 da RRmu er oppfylt med en sample størrelse som forventes å tillate modellbaserte ekstrapolasjoner til et videre område.
- ²⁷ TRår er delvis dekkende, da datasettet representerer lange tidsserier relativt til relevant dynamikk, men uten overlapp med referanseperioden.
- ²⁸ Dekkende, sesongvariasjon er relevant og tatt høyde for i fangsttidspunktet.
- ²⁹ Kategori 2, Tår delvis dekkende og Tse dekkende.
- ³⁰ DDi er i kategori 4 (svært god) da både RRsamlet og TRsamlet vurderes til kategori 2 eller 3.
- ³¹ Oppfylt. Statistikk fra Reinbase finnes for hele arealet.
- ³² Oppfylt. Heldekkende utvalg.
- ³³ Oppfylt. Totaltall for alle reindisktikter, så sannsynligheten er kjent.
- ³⁴ Oppfylt. Datasettet representerer et relevant modellbasert utvalg.
- ³⁵ Kategori 3, RRdu1-RRdu3 og RRmu alle oppfylt.
- ³⁶ TRår er dekkende. Lange tidsserier relativt til relevant dynamikk
- ³⁷ TRse er dekkende. Sesongvariasjon ikke relevant.
- ³⁸ TRsamlet er kategori 3, da både TRse og TRår er dekkende.
- ³⁹ DDi er i kategori 4 (svært god) da både RRsamlet og TRsamlet vurderes til kategori 2 eller 3.
- ⁴⁰ Ikke oppfylt. Datagrunnlaget er fra faste overvåkingsområder på Varangerhalvøya.
- ⁴¹ Ikke oppfylt. Innsamlingen er ikke basert på et tilfeldig utvalg.
- ⁴² Ikke oppfylt. Sannsynligheten for at en enhet (et reir/hekkende par) kommer med er ikke kjent.
- ⁴³ Oppfylt. Datasettet representerer et relevant modellbasert utvalg.
- ⁴⁴ RRsamlet vurderes som kategori 2 i og med at RRmu er oppfylt. Samplestørrelsen vurderes som noe begrenset for modellbaserte ekstrapolasjoner til et videre område.
- ⁴⁵ TRår er delvis dekkende, da datasettet representerer lange tidsserier relativt til relevant dynamikk, men uten overlapp med referanseperioden.

⁴⁶ Dekkende. Sesong tatt høyde for. Innsamlingen foretas på relevant tid på året.

⁴⁷ Kategori 2, Tår delvis dekkende og Tse dekkende.

⁴⁸ Samlet datadekning er kategori 3 (God), tilsvarende det datasettet med dårligst datadekning.

⁴⁹ Ikke oppfylt. Datagrunnlaget er fra faste overvåkingslokaliteter i tiltaks og kontrollområder

⁵⁰ Ikke oppfylt. Innsamlingen er ikke basert på et tilfeldig utvalg.

⁵¹ Ikke oppfylt. Sannsynligheten for at en enhet er samlet er ikke kjent.

⁵² Oppfylt. Datasettet representerer et relevant modellbasert utvalg.

⁵³ RRsamlet er kategori 3 da RRmu er oppfylt med en sample størrelse som forventes å tillate modellbaserte ekstrapolasjoner til et videre område.

⁵⁴ TRår er delvis dekkende, da datasettet representerer lange tidsserier relativt til relevant dynamikk, men uten overlapp med referanseperioden.

⁵⁵ Ikke dekkende. Sesongvariasjon mellom sommer og vinter kan være relevant, og overvåkingen dekker kun vinteren.

⁵⁶ TRsamlet er kategori 1, da TRår vurderes som delvis dekkende og TRse som begrenset.

⁵⁷ DDi er i kategori 4 (svært god) da både RRsamlet og TRsamlet vurderes til kategori 2

⁵⁸ Samlet indikatordekning for egenskapen vurderes som dekkende. Indikatorsettet dekker de overordnede funksjonelle grupper Plantevekstformer, Herbivore vertebrater og Karnivore vertebrater.

⁵⁹ DDi er i kategori 4 (svært god) da både RRsamlet og TRsamlet vurderes til kategori 2 eller 3 for alle datasett som bidrar.

⁶⁰ Oppfylt. 'Sett elg' dekker hele regionen.

⁶¹ Oppfylt. Heldekkende utvalg

⁶² Oppfylt.

⁶³ Oppfylt. Datasettet representerer et relevant modellbasert utvalg.

⁶⁴ Kategori 3, RRdu1-RRdu3 og RRmu alle oppfylt.

⁶⁵ TRår er delvis dekkende, da datasettet representerer lange tidsserier relativt til relevant dynamikk, men uten overlapp med referanseperioden.

⁶⁶ Dekkende. Årlig estimat, så sesongvariasjon er ikke relevant.

⁶⁷ Kategori 2, Tår delvis dekkende og Tse dekkende.

⁶⁸ Ikke oppfylt. Linjetaksering dekker utvalgte områder.

⁶⁹ Ikke oppfylt. Innsamlingen er ikke basert på et tilfeldig utvalg.

⁷⁰ Ikke oppfylt. Sannsynligheten for at en enhet er samlet er ikke kjent.

⁷¹ Oppfylt. Datasettet representerer et relevant modellbasert utvalg.

⁷² RRsamlet vurderes som kategori 2 i og med at RRmu er oppfylt. Samplestørrelsen vurderes som noe begrenset for modellbaserte ekstrapolasjoner til et videre område.

⁷³ TRår er delvis dekkende, da datasettet representerer lange tidsserier relativt til relevant dynamikk, men uten overlapp med referanseperioden.

⁷⁴ Dekkende. Sesongvariasjon tatt høyde for i innsamlingen.

⁷⁵ Kategori 2, Tår delvis dekkende og Tse dekkende.

⁷⁶ Ikke oppfylt. Fotofeller står på utvalgte lokaliteter.

⁷⁷ Ikke oppfylt. Innsamlingen er ikke basert på et tilfeldig utvalg.

⁷⁸ Ikke oppfylt. Sannsynligheten for at en enhet er samlet er ikke kjent.

⁷⁹ Oppfylt. Datasettet representerer et relevant modellbasert utvalg.

⁸⁰ RRsamlet er kategori 3 da RRmu er oppfylt med en sample størrelse som forventes å tillate modellbaserte ekstrapolasjoner til et videre område.

⁸¹ TRår er delvis dekkende, da datasettet representerer lange tidsserier relativt til relevant dynamikk, men uten overlapp med referanseperioden.

⁸² Dekkende. Sesongvariasjon mindre relevant enn for rødv.

⁸³ Kategori 2, Tår delvis dekkende og Tse dekkende.

⁸⁴ Samlet datadekning vurderes til kategori 3 (god), da RRsamlet er kategori 2 eller 3 og TRsamlet er kategori 1 eller 2 for alle datasett som bidrar.

⁸⁵ Ikke oppfylt. Datagrunnlaget er fra faste overvåkingsområder på Varang-erhalvøya.

⁸⁶ Ikke oppfylt. Innsamlingen er ikke basert på et tilfeldig utvalg.

⁸⁷ Ikke oppfylt. Sannsynligheten for at en enhet er samlet er ikke kjent.

⁸⁸ Oppfylt. Datasettet representerer et relevant modellbasert utvalg.

⁸⁹ RRsamlet vurderes som kategori 2 i og med at RRmu er oppfylt. Samplestørrelsen vurderes som noe begrenset for modellbaserte ekstrapolasjoner til et videre område.

⁹⁰ TRår begrenset. Dataserien på krattdannende vier er kort relativt til relevant dynamikk.

⁹¹ Dekkende. Sesongvariasjon tatt høyde for i innsamlingen.

⁹² TRsamlet er kategori 1 da TRår vurderes som begrenset.

⁹³ Samlet datadekning er kategori 3 (God), da RRsamlet er kategori 2 og TRsamlet kategori 1.

⁹⁴ Samlet indikatordekning for egenskapen vurderes som delvis dekkende. Utvalget av indikatorer har noen mangler, bl.a. grunnet fravær av indikatorer på flere funksjonelt viktige arter heriblant bjørkemålere i økotonen, fjellbjørk i tundra, nedbryterinsekter tilknyttet dødved i økotonen og pollinerende insekter.

⁹⁵ DDi er i kategori 4 (svært god) da både RRsamlet og TRsamlet vurderes til kategori 2.

⁹⁶ Ikke oppfylt. Datagrunnlaget er fra faste overvåkingsområder i Østfinnmark. Utvalget er ikke tilfeldig, men statifisert etter primære drivere.

⁹⁷ Ikke oppfylt. Innsamlingen er ikke basert på et tilfeldig utvalg.

⁹⁸ Ikke oppfylt. Sannsynligheten for at en enhet er samlet er ikke kjent.

⁹⁹ Oppfylt. Datasettet representerer et relevant modellbasert utvalg.

¹⁰⁰ RRsamlet er kategori 3 da RRMu er oppfylt

¹⁰¹ Begrenset. Korte tidsserier (diskontinuerlige) uten overlapp med den klimatiske referanseperioden.

¹⁰² Dekkende. Sesongvariasjon ikke relevant.

¹⁰³ Kategori 1, Tår begrenset og Tse dekkende.

¹⁰⁴ Kategori 3 (God), da RRsamlet er kategori 3 og TRsamlet er kategori 1.

¹⁰⁵ Kategori 3 (God), da RRsamlet er kategori 3 og TRsamlet er kategori 1.

¹⁰⁶ Kategori 3 (God), da RRsamlet er kategori 3 og TRsamlet er kategori 1.

¹⁰⁷ Ikke oppfylt. Datagrunnlaget er fra faste overvåkingsområder på Varangerhalvøya.

¹⁰⁸ Ikke oppfylt. Innsamlingen er ikke basert på et tilfeldig utvalg.

¹⁰⁹ Ikke oppfylt. Sannsynligheten for at en enhet er samlet er ikke kjent.

¹¹⁰ Oppfylt. Datasettet representerer et relevant modellbasert utvalg.

¹¹¹ RRsamlet vurderes som kategori 2 i og med at RRMu er oppfylt. Samplestørrelsen vurderes som noe begrenset for modellbaserte ekstrapolasjoner til et videre område.

¹¹² Begrenset. Kort tidsserie relativt til relevant dynamikk

¹¹³ Dekkende. Sesongvariasjon tatt høyde for i innsamlingen.

¹¹⁴ TRsamlet er kategori 1, da TRår er vurdert som begrenset

¹¹⁵ DDi er i kategori 4 (svært god) da både RRsamlet og TRsamlet vurderes til kategori 3.

¹¹⁶ Oppfylt for både kalvevekt og produksjon. Statistikk fra Reinbase finnes for hele arealet.

¹¹⁷ Ikke oppfylt for kalvevekt. Utvalget av dyr til slakt er ikke basert på et tilfeldig utvalg. Oppfylt for produksjon, siden dette er et totalmål på andel simler med kalv

¹¹⁸ Ikke oppfylt for kalvevekt. Sannsynligheten for at et dyr tas ut til slakt er ikke kjent. Oppfylt for produksjon. Alle dyr er inkludert i produksjonsmål.

¹¹⁹ Ikke oppfylt for kalvevekt. Datasettet representerer ikke et modellbasert utvalg. Oppfylt for produksjon.

¹²⁰ RRsamlet er kategori 1 for kalvevekt, siden bare en av RRMu er oppfylt. For produksjon er RRsamlet kategori 3, da RRMu er oppfylt

¹²¹ Dekkende for både kalvevekt og produksjon. Lange tidsserier relativt til relevant dynamikk

¹²² Dekkende. Sesongvariasjon ikke relevant.

¹²³ TRsamlet er kategori 3, da både TRår og TRse er dekkende.

¹²⁴ Samlet datadekning er kategori 3 (God) da RRsamlet er kategori 1 og TRsamlet er kategori 3.

¹²⁵ Samlet datadekning er i kategori 4 (svært god) da både RRsamlet og TRsamlet vurderes til kategori 3.

¹²⁶ Samlet datadekning er kategori 3 (God) da RRsamlet er kategori 3 og TRsamlet er kategori 1

¹²⁷ Samlet datadekning er i kategori 4 (svært god) da både RRsamlet og TRsamlet vurderes til kategori 2 eller 3.

¹²⁸ Samlet indikatordekning for egenskapen vurderes som delvis dekkende. Utvalget av indikatorer har noen mangler, bl.a. grunnet fravær av indikatorer på endringer i den regionale utbredelsen av kratt i tundra og klimatiske/empirisk skog- og tregrense.

¹²⁹ Oppfylt, griddede klimadata er heldekkende så hele populasjonen (landarealet) er inkludert

¹³⁰ Ikke oppfylt. Datagrunnlaget er målestasjoner og disse er ikke tilfeldig fordelt, men sterkt underrepresentert i fjell og tundraregioner

¹³¹ Oppfylt, kjent sannsynlighet for at en gitt enhet er samlet.

¹³² Oppfylt, klimagrid representerer et modellbasert utvalg.

¹³³ RRsamlet er kategori 3 da RRMu er oppfylt

¹³⁴ TRår er dekkende, lang dataserie som er overlappende med hele referanseperioden

¹³⁵ TRse er dekkende, sesongvariasjon er svært relevant, og tatt høyde for i innsamlingen

¹³⁶ TRsamlet er kategori 3, da både TRår og TRsesong er 'Dekkende'

¹³⁷ Samlet datadekning vurderes som kategori 4 da både RRsamlet og TRsamlet er kategori 3.

¹³⁸ Dekkende. INON er heldekkende data

¹³⁹ Oppfylt. Heldekkende data som man kan forvente inkluderer alle relevante inngrep innen de inkluderte typer av inngrep.

¹⁴⁰ Oppfylt. Heldekkende data som man kan forvente inkluderer alle relevante inngrep innen de inkluderte typer av inngrep.

¹⁴¹ Ikke oppfylt. INON representerer ikke et relevant modellbasert utvalg.

¹⁴² RRsamlet vurderes i kategori 3, da RRdu 1-3 er oppfylt.

¹⁴³ Dekkende. Siden man for INON har en klar teoretisk forventning om referansetilstanden (fravær av inngrep) er det av mindre konsekvens at tids-seriene ikke dekker referansetilstanden. De er tilstrekkelig lange til å dokumentere endringer etter den klimatiske referanseperioden

¹⁴⁴ Dekkende. Sesongvariasjon er ikke relevant.

¹⁴⁵ TRsamlet er kategori 3, da både TRår og TRse er dekkende

¹⁴⁶ Samlet datadekning er i kategori 4 (svært god) da både RRsamlet og TRsamlet vurderes til kategori 3.

¹⁴⁷ Oppfylt. Alle kjente hi i regionen er inkludert

¹⁴⁸ Ikke oppfylt. Hiovervåking er ikke basert på et tilfeldig utvalg

¹⁴⁹ Ikke oppfylt. Sannsynligheten er ikke kjent.

¹⁵⁰ Ikke oppfylt. Hiovervåking er ikke modellbasert utvalg.

¹⁵¹ RRsamlet er kategori 1, da bare en av RRdu er oppfylt.

¹⁵² TRår delvis dekkende. Lang tidsserie relativt til relevant dynamikk, uten overlapp med referanseperioden.

¹⁵³ TRse dekkende. Sesong er tatt høyde for i innsamlingen

¹⁵⁴ TRsamlet kategori 2, da TRår er delvis dekkende, og TRse er dekkende

¹⁵⁵ Samlet datadekning er i kategori 3 (god) da RRsamlet er kategori 1 og TRsamlet vurderes til kategori 2.

¹⁵⁶ Samlet indikatordekning for egenskapen vurderes som begrenset. Utvalget av indikatorer har noen vesentlige mangler, bl.a. fravær av indikatorer på plante- og insektmangfold.

¹⁵⁷ Samlet datadekning er i kategori 3 (god) da RRsamlet er kategori 1 og TRsamlet vurderes til kategori 2.

¹⁵⁸ DDi er i kategori 4 (svært god) da både RRsamlet og TRsamlet vurderes til kategori 2 eller 3.

¹⁵⁹ Samlet datadekning er kategori 2 (Middels), da RRsamlet er vurdert som kategori 0 og TRsamlet som kategori 1

¹⁶⁰ Samlet datadekning er kategori 2 (Middels), da RRsamlet er vurdert som kategori 0 og TRsamlet som kategori 1

¹⁶¹ Ikke oppfylt. Datagrunnlaget er fra faste overvåkingsområder på Varangerhalvøya.

¹⁶² Ikke oppfylt. Innsamlingen er ikke basert på et tilfeldig utvalg.

¹⁶³ Ikke oppfylt. Sannsynligheten for at en enhet er samlet er ikke kjent.

¹⁶⁴ Oppfylt. Datasettet representerer et relevant modellbasert utvalg.

¹⁶⁵ RRsamlet vurderes som kategori 2 i og med at RRmu er oppfylt. Samplestørrelsen vurderes som noe begrenset for modellbaserte ekstrapolasjoner til et videre område.

¹⁶⁶ TRår er begrenset. Korte tidsserier relativt til relevant dynamikk

¹⁶⁷ TRse er begrenset. Sesongvariasjon og variasjon i forhold til korttidsfluktasjoner i vær er relevant, men innsamlingen gjøres i løpet av få dager hvert år.

¹⁶⁸ TRsamlet er kategori 1 da både TRår og TRse er begrenset.

¹⁶⁹ Samlet datadekning er kategori 2 (middels) da TRsamlet er kategori 0 og RRsamlet kategori 2.

¹⁷⁰ Oppfylt, griddede klimadata er heldekkende så hele populasjonen (land-arealet) er inkludert

¹⁷¹ Ikke oppfylt. Datagrunnlaget er målestasjoner og disse er ikke tilfeldig fordelt, men sterkt underrepresentert i fjell og tundra regioner

¹⁷² Oppfylt, kjent sannsynlighet for at en gitt enhet er samlet.

¹⁷³ Oppfylt, klimagrid representerer et modellbasert utvalg.

¹⁷⁴ RRsamlet vurderes som kategori 2 i og med at RRmu er oppfylt. De modellerte klimadata er imidlertid basert på et stasjonsnettverk som ikke er godt dekkende for tundraområder.

¹⁷⁵ TRår er dekkende, lang dataserie som er overlappende med hele referanseperioden

¹⁷⁶ TRse er dekkende, sesongvariasjon er svært relevant, og tatt høyde for i innsamlingen

¹⁷⁷ TRsamlet er kategori 3, da både TRår og TRsesong er 'Dekkende'

¹⁷⁸ DDi er i kategori 4 (svært god) da både RRsamlet og TRsamlet vurderes til kategori 2 eller 3.

¹⁷⁹ Samlet indikatordekning for egenskapen vurderes som delvis dekkende. Utvalget av abiotiske indikatorer har noen mangler. Dette gjelder særlig snøegenskaper (dybde, struktur) og forekomst av bakkeis og regn-på-snøhendelser.

¹⁸⁰ Ikke oppfylt. Datagrunnlaget er fra faste overvåkingsområder på Varangerhalvøya.

¹⁸¹ Ikke oppfylt. Innsamlingen er ikke basert på et tilfeldig utvalg.

¹⁸² Ikke oppfylt. Sannsynligheten for at en enhet er samlet er ikke kjent.

¹⁸³ Ikke oppfylt. Datasettet representerer ikke et tilstrekkelig relevant modellbasert utvalg.

¹⁸⁴ RRsamlet vurderes til laveste kategori, da hverken RRmu eller RRdu1-3 er oppfylt.

¹⁸⁵ TRår vurderes som delvis dekkende, lang tidsserie som ikke overlapper med referanseperioden.

¹⁸⁶ Dekkende, sesongvariasjon er svært relevant og tatt høyde for.

¹⁸⁷ Kategori 2, Tår delvis dekkende og Tse dekkende.

¹⁸⁸ DDi er i kategori 2 (middels) da både RRsamlet vurderes som kategori 0

¹⁸⁹ Oppfylt, heldekkende satellittdata så hele populasjonen er samlet.

¹⁹⁰ Oppfylt, heldekkende systematisk utvalg.

¹⁹¹ Oppfylt, kjent sannsynlighet for at en gitt enhet (piksel) er samlet.

¹⁹² Oppfylt, heldekkende data så modellbaserte utvalg kan foretas

¹⁹³ RRsamlet er kategori 3, da RRdu1-RRdu3 alle er oppfylt

¹⁹⁴ Delvis dekkende, lang tidsserie, men ikke overlapp med referanseperioden.

¹⁹⁵ Dekkende, sesongvariasjon er svært relevant og tatt høyde for.

¹⁹⁶ Kategori 2, Tår delvis dekkende og Tse dekkende.

¹⁹⁷ Svært god. RRsamlet er kategori 3 og TRsamlet er kategori 2.

¹⁹⁸ Indikatordekningen for denne egenskapen har vesentlige mangler i og med at bakke data er helt fraværende. Dette begrenser sterkt vår evne til å tolke årsakene til endringer i satellittbaserte estimater på produktivitet og fenologi.

¹⁹⁹ Svært god. RRsamlet er kategori 3 og TRsamlet er kategori 2.

²⁰⁰ Samlet datadekning er kategori 2 (middels) tilsvarende det datasett med dårligst datadekning.

²⁰¹ Samlet indikatordekning for egenskapen vurderes som dekkende. Indikatorsettet dekker nivåene i de to dominerende næringskjedene hhv planter – gress – fjellrev, og planter – rein - fjellrev.

²⁰² Ikke oppfylt. Datagrunnlaget dekker kun Brøggerhalvøya og Adventdalen

²⁰³ Ikke oppfylt. Det er ikke et tilfeldig eller systematisk utvalg.

²⁰⁴ Ikke oppfylt. Sannsynligheten for å bli inkludert er ikke kjent.

²⁰⁵ Ikke oppfylt. Datagrunnlaget er ikke et representativt modellbasert utvalg.

²⁰⁶ RRsamlet er kategori 0, da ingen av underkriteriene er oppfylt.

²⁰⁷ TRår er dekkende. Lange tidsserier relativt til relevant dynamikk

²⁰⁸ TRse er dekkende. Tellingene gjøres en gang årlig på hensiktsmessig tidspunkt.

²⁰⁹ TRsamlet er kategori 3, da både TRår og TRse er dekkende

²¹⁰ Samlet datadekning er kategori 3 (god) tilsvarende datadekningen for de inkluderte datasett.

²¹¹ Oppfylt. Datagrunnlaget er totaltelling av hele bestanden

²¹² Ikke oppfylt. Ikke et tilfeldig eller systematisk utvalg

²¹³ Sannsynligheten for å komme med er ikke kjent.

²¹⁴ Datagrunnlaget utgjør ikke et modellbasert utvalg

²¹⁵ RRsamlet er kategori 1 da bare en av RRdu er oppfylt

²¹⁶ TRår er dekkende. Lang tidsserie med overlapp med referanseperioden

²¹⁷ TRse er dekkende. Sesongvariasjon er tatt høyde for i telletidspunktet

²¹⁸ TRsamlet er kategori 3, da både TRår og TRse er dekkende

²¹⁹ Oppfylt. Datagrunnlaget er totaltelling av hele bestanden

²²⁰ Ikke oppfylt. Ikke et tilfeldig eller systematisk utvalg

²²¹ Sannsynligheten for å komme med er ikke kjent.

²²² Datagrunnlaget utgjør ikke et modellbasert utvalg

²²³ RRsamlet er kategori 1 da bare en av RRdu er oppfylt

²²⁴ TRår er dekkende. Lang tidsserie med overlapp med referanseperioden

²²⁵ TRse er dekkende. Sesongvariasjon er tatt høyde for i telletidspunktet

²²⁶ TRsamlet er kategori 3, da både TRår og TRse er dekkende

²²⁷ Samlet datadekning er kategori 2 (middels) tilsvarende det datasett med dårligst datadekning.

²²⁸ Ikke oppfylt. Hiovervåking gjøres kun i to områder på Svalbard

²²⁹ Ikke oppfylt. Ikke et systematisk eller tilfeldig utvalg av hi eller områder

²³⁰ Ikke oppfylt. Sannsynligheten for å bli med i utvalget er ikke kjent

²³¹ Ikke oppfylt. Datasettet utgjør ikke et modellbasert utvalg

²³² RRsamlet er kategori 0, da ingen av underkriteriene er oppfylt.

²³³ TRår delvis dekkende. Lang tidsserie relativt til relevant dynamikk, men uten overlap med referanseperioden

²³⁴ TRse er dekkende. Sesong er tatt høyde for i tidspunkt for datainnsamling.

²³⁵ TRsamlet er kategori 2, da TRår er delvis dekkende og TRse er dekkende

²³⁶ Samlet datadekning er kategori 2 (middels) tilsvarende det datasett med dårligst datadekning.

²³⁷ Egenskapens samlede indikatordekning vurderes som begrenset, da det kun inkluderer herbivorer.

²³⁸ Ikke oppfylt. Datagrunnlaget dekker Adventdalen/Sassendalen.

²³⁹ Ikke oppfylt.

²⁴⁰ Ikke oppfylt. Sannsynligheten for å komme med i utvalget er ikke kjent.

²⁴¹ Oppfylt. Datasettet representerer et relevant modellbasert utvalg.

²⁴² RRsamlet vurderes som kategori 3 da RRmu er oppfylt med en tilfredsstillende sample størrelse.

²⁴³ TRår er delvis dekkende. Lang tidsserie relativt til relevant dynamikk uten overlapp med referanseperioden.

²⁴⁴ Datagrunnlaget er et estimat på stamfuglbestanden på våren (stegger/km²). For egenskapen Funksjonelle grupper burde indikatoren være basert på estimer av totalbestanden, dvs inkludert produksjon. Dette kunne oppnås ved bruk av høstestimer av abundansen. Slike finnes ikke per i dag, men metodikken er under utprøving på Svalbard (se Appendiks). TRse vurderes derfor her som begrenset, siden avvendte estimatet stammer fra feil tidspunkt på året, relativt til den aktuelle indikatoren.

²⁴⁵ TRsamlet vurderes som kategori 1, da TRår er delvis dekkende og TRse er begrenset.

²⁴⁶ Samlet datadekning er kategori 3 (god), da RRsamlet er kategori 1

²⁴⁷ Egenskapens samlede indikatordekning vurderes som delvis dekkende, grunnet manglende indikatorer eks på produksjon hos funksjonelt viktige arter som fjellrev og gås.

²⁴⁸ Samlet datadekning er kategori 3 (god), da RRsamlet er kategori 1

²⁴⁹ Samlet datadekning er kategori 2 (middels) grunnet svak romlig representativitet (RRsamlet kategori 0)

²⁵⁰ Ikke oppfylt. Hele bestanden har ikke mulighet for å komme med da tellinger kun gjøres i enkelte daler.

²⁵¹ Ikke oppfylt. Utvalget er ikke basert på en tilfeldighetsmekanisme. Det gjøres totaltellinger i faste overvåkingsområder.

²⁵² Ikke oppfylt. Sannsynligheten for at en enhet (individ) kommer med er ikke kjent.

²⁵³ Ikke oppfylt. Datasettet representerer ikke et modellbasert utvalg.

²⁵⁴ RRsamlet er kategori 0 da ingen av de underliggende kriterier er oppfylt

²⁵⁵ Delvis dekkende, da tidsserien på dødelighet ikke overlapper referanseperioden. Bemerk at datasettet HA3 innbefatter serier på både dødelighet og produksjon (kalvingsrate), men at disse har forskjellig lengde. TRår vurderes derfor ulikt alt etter hvilken indikator det inngår i.

²⁵⁶ TRse ikke relevant for årlige estimer av samlet dødelighet.

²⁵⁷ TRsamlet vurderes som kategori 2, da TRår er delvis dekkende og TRse er dekkende.

²⁵⁸ Samlet datadekning er kategori 2 (middels) grunnet svak romlig representativitet (RRsamlet kategori 0)

²⁵⁹ Dekkende, da tidsserien på produksjon ikke overlapper referanseperioden. Bemerk at datasettet HA3 innbefatter serier på både dødelighet og produksjon (kalvingsrate), men at disse har forskjellig lengde. TRår vurderes derfor ulikt alt etter hvilken indikator det inngår i.

²⁶⁰ Samlet datadekning er kategori 2 (middels) grunnet svak romlig representativitet (RRsamlet kategori 0)

²⁶¹ Samlet datadekning er kategori 2 (middels) grunnet svak romlig representativitet (RRsamlet kategori 0)

²⁶² Oppfylt, bioklimatiske undersoner er basert på griddede klimadata som er heldekkende så hele populasjonen (landarealet) er inkludert

²⁶³ Ikke oppfylt. Datagrunnlaget er målestasjoner og disse er ikke tilfeldig fordelt, men sterkt underrepresentert i fjell og tundraregioner

²⁶⁴ Oppfylt, kjent sannsynlighet for at en gitt enhet er samlet.

²⁶⁵ Oppfylt, klimagrid representerer et modellbasert utvalg.

²⁶⁶ RRsamlet er kategori 3 da RRmu er oppfylt

²⁶⁷ TRår er dekkende, lang dataserie som er overlappende med hele referanseperioden

²⁶⁸ TRse er dekkende, sesongvariasjon er svært relevant, og tatt høyde for i innsamlingen

²⁶⁹ TRsamlet er kategori 3, da både TRår og TRsesong er 'Dekkende'

²⁷⁰ Samlet datadekning vurderes som kategori 4 (svært god) da både RRsamlet og TRsamlet er kategori 3.

²⁷¹ Egenskapens samlede indikatordekning vurderes som delvis dekkende, grunnet fravær av indikatorer relatert til vegetasjonsforstyrrende prosesser (areal vegetert versus bar jord).

²⁷² Oppfylt. Heldekkende datasett

²⁷³ Oppfylt. Heldekkende data som man kan forvente inkluderer alle relevante inngrep innen de inkluderte typer av inngrep.

²⁷⁴ Oppfylt. Heldekkende data som man kan forvente inkluderer alle relevante inngrep innen de inkluderte typer av inngrep.

²⁷⁵ Ikke oppfylt. Datasettet utgjør ikke et modellbasert utvalg

²⁷⁶ RRsamlet er kategori 3, da RRdu 1-3 er oppfylt.

²⁷⁷ Delvis dekkende. Siden man for INON har en klar teoretisk forventning om referansetilstanden (fravær av inngrep) er det av mindre konsekvens at tidsseriene ikke dekker referansetilstanden. Datagrunnlaget for Svalbard er imidlertid sparsomt også for å dokumentere nylige endringer i og med der bare finnes to vurderingstidspunkter

²⁷⁸ Dekkende. Sesongvariasjon er ikke relevant

²⁷⁹ TRsamlet er kategori 2, da TRår er delvis dekkende og TRse er dekkende.

²⁸⁰ Samlet datadekning er kategori 3 (god)

²⁸¹ Datagrunnlaget er et estimat på stamfuglbestanden på våren (stegger/km²). For egenskapen Biologisk mangfold vurderes dette som en tilstrekkelig god proxy på bestandsstørrelsen og TRse vurderes dermed som dekkende for denne indikatoren.

²⁸² Samlet datadekning vurderes som svært god for egenskapen, da RRsamlet er kategori 3 og TRsamlet er kategori 2

²⁸³ Egenskapens samlede indikatordekning vurderes som begrenset, da den kun inkluderer en art.

²⁸⁴ Oppfylt, griddede klimadata er heldekkende så hele populasjonen (landarealet) er inkludert

²⁸⁵ Ikke oppfylt. Datagrunnlaget er målestasjoner og disse er ikke tilfeldig fordelt, men sterkt underrepresentert i fjell og tundraregioner

²⁸⁶ Oppfylt, kjent sannsynlighet for at en gitt enhet er samlet.

²⁸⁷ Oppfylt, klimagrid representerer et modellbasert utvalg.

²⁸⁸ RRsamlet vurderes som kategori 2 i og med at RRmu er oppfylt. De modellerte klimadata er imidlertid basert på et stasjonsnettverk som ikke er godt dekkende for tundraområder.

²⁸⁹ TRår er dekkende, lang dataserie som er overlappende med hele referanseperioden

²⁹⁰ TRse er dekkende, sesongvariasjon er svært relevant, og tatt høyde for i innsamlingen

²⁹¹ TRsamlet er kategori 3, da både TRår og TRsesong er 'Dekkende'

²⁹² Samlet datadekning vurderes som kategori 4 (svært god) da RRsamlet er kategori 2 og TRsamlet er kategori 3.

²⁹³ Utvalget av abiotiske indikatorer har noen mangler. Dette gjelder særlig snøegenskaper (dybde, struktur) og forekomst av bakkeis og regn-på-snøhendelser. I tillegg er det til dels betydelige avvik mellom de modellerte klimadata og stasjonsdata, som gjør at de modellerte klimadata er noe begrenset anvendelighet.

²⁹⁴ Ikke oppfylt, svært få målestasjoner for permafrost tilgjengelige.

²⁹⁵ Ikke oppfylt, utvalget er ikke tilfeldig

²⁹⁶ Oppfylt, sannsynligheten for at en enhet (målepunkt) kommer med er kjent.

²⁹⁷ Ikke oppfylt, utvalget er ikke modellbasert.

²⁹⁸ RRsamlet er kategori 1, da RRmu ikke er oppfylt og kun 1 av RRdd1-3 vurderes som oppfylt.

²⁹⁹ TRår vurderes som begrenset, da permafrostserien er kort relativt til relevant dynamikk (klimaoppvarming) og ikke er overlappende med referanseperioden.

³⁰⁰ TRse er dekkende, sesongvariasjon er svært relevant og tatt høyde for med kontinuerlige målinger gjennom året

³⁰¹ TRsamlet vurderes til kategori 1, da TRår er begrenset og TRse er dekkende

³⁰² Datadekningen vurderes til kategori 2, da RRsamlet er kategori 0 og TRsamlet er kategori 2.

Pilottest av fagpanelprotokollen for vurdering av god økologisk tilstand –
arktisk tundra

Appendiks 1 – Lavarktisk tundra

Innholdsfortegnelse

Overordnede metoder	4
1 Indikator: Maksimal produktivitet.....	5
2 Indikator: Start på vekstsesongen.....	7
3 Indikator: Plantebiomasse.....	9
4 Indikator: Plantevekstformer vs. smågnagere	10
5 Indikator: Plantevekstformer vs. drøvtyggere	13
6 Indikator: Smågnagere vs. karnivore vertebrater	15
7 Indikator: Drøvtyggere vs. karnivore vertebrater	18
8 Indikator: Plantevekstformer	21
9 Indikator: Herbivore vertebrater.....	26
10 Indikator: Karnivore vertebrater	33
11 Indikator: Krattdannende vier	36
12 Indikator: Krekling	37
13 Indikator: Fjellbjørk i skogtundra	38
14 Indikator: Lemen	40
15 Indikator: Ryper.....	42
16 Indikator: Tamrein abundans	44
17 Indikator: Tamrein kalvevekt.....	45
18 Indikator: Tamrein produksjon.....	46
19 Indikator: Rødrev - kameraindeks	47
20 Indikator: Snøleier	49
21 Indikator: Bioklimatiske undersoner	50
22 Indikator: Areal inngrepsfrie naturområder (INON)	52
23 Indikator: Fjellrev abundans.....	54
24 Indikator: Fjellrev produksjon	55
25 Indikator: Fjellrev kameraindeks	56
26 Indikator: Snøugle abundans.....	57
27 Indikator: Snøugle produksjon	58
28 Indikator: Fuglesamfunn	59
29 Indikator: Ekstremkuldedager	61
30 Indikator: Vintermildværsdager	63
31 Indikator: Graddager	65
32 Indikator: Graddagssum vekstsesong.....	67
33 Indikator: Nedbør	69
34 Indikator: Nedbør vekstsesong	71

35	Indikator: Snødekke varighet	73
36	Indikator: Bakkeis	75
	Referanser	76

Overordnede metoder

Datagrunnlaget for arktisk tundra inkluderer kontinuerlige eller diskontinuerlige tidsserier av biotiske eller abiotiske variabler, modellerte griddede klimadata og satellittbaserte data på primærproduksjon. Beregningen av indikatorverdier vil avhenge av datatypen, men så langt det er mulig har et felles analytisk rammeverk blitt fulgt for alle indikatorer:

Abiotiske indikatorer (klima) - Estimering av endringsrater etter referanseperioden 1961-90

For å estimere lineære endringer etter 1991, med utgangspunkt i referanseperiode 1961-90, er det brukt en to-trinns bootstrap: 1) bootstrap av data for de første 30 årene (1961-90) som grunnlag for å estimere usikkerhet i gjennomsnittet for referanseperioden, 2) bootstrap av data for 1991-2017/8, med en lineær regresjonsmodell med utgang (origo) i gjennomsnittet for 1961-90. Ikke alle abiotiske indikatorer kan estimeres basert på en enkelt lineær sammenheng. For indikatorer som hadde lineære endringer på log-skala og fordelinger tilsvarende Poisson (eks. uttrykt som antall dager, eller med varians proporsjonal med gjennomsnittet), er det brukt en log-lineær modell og en to-trinns bootstrap. Den eneste forskjellen fra den lineære modellen (basert på normalfordeling) er at gjennomsnittet for 1961-90 i trinn 2 ble spesifisert som et offset i en glm funksjon.

Øvrige indikatorer - Estimering av endringsrater for tidsserier

For å estimere lineære endringer, er det brukt regresjonsmodeller med forskjellige struktur for residualene. AIC ble brukt for å velge den beste modellen. Mulige modeller var: 1) AR0, dvs en vanlig lineær regresjon med uavhengige residualer, 2) AR1, dvs 1ste orden autoregressiv modell for residualer, 3) AR2, 2dre orden autoregressiv modell for residualer, og 4) ARMA11, dvs 1ste orden autoregressiv og glidende gjennomsnitt modell. Funksjonen `gls()` i R-biblioteket `nlme` er brukt for å regne alle modeller. Prediksjon for den beste modellen basert på AIC ble beregnet med funksjonen `predictSE.gls()` i biblioteket `AICmodavg`. Estimeringsmetoden REML ble brukt, unntatt noen få tilfeller hvor modellen ikke konvergente og estimeringsmetoden ML ble brukt isteden. Når transformering (log eller logit) ble brukt, viser vi tilbaketransformerte predikerte verdier. R^2 ble beregnet som kvadraten av korrelasjonen mellom de predikerte og de observerte verdiene, og 95% konfidensintervaller ble beregnet med funksjon `intervals()` i `nlme`. For enkelte tidsserier med kjent AR-struktur, som for eksempel smågnagere, ble det brukt systematisk AR2 modeller (Bjørnstad *et al.*, 1995, Henden *et al.*, 2009). Hvilken modell som ble valgt for hver enkelt datasett fremgår av figurene med indikatorverdier og bakgrunnsdata i Appendiks 1 og 2.

1 Indikator: Maksimal produktivitet

Egenskap: Primærproduksjon

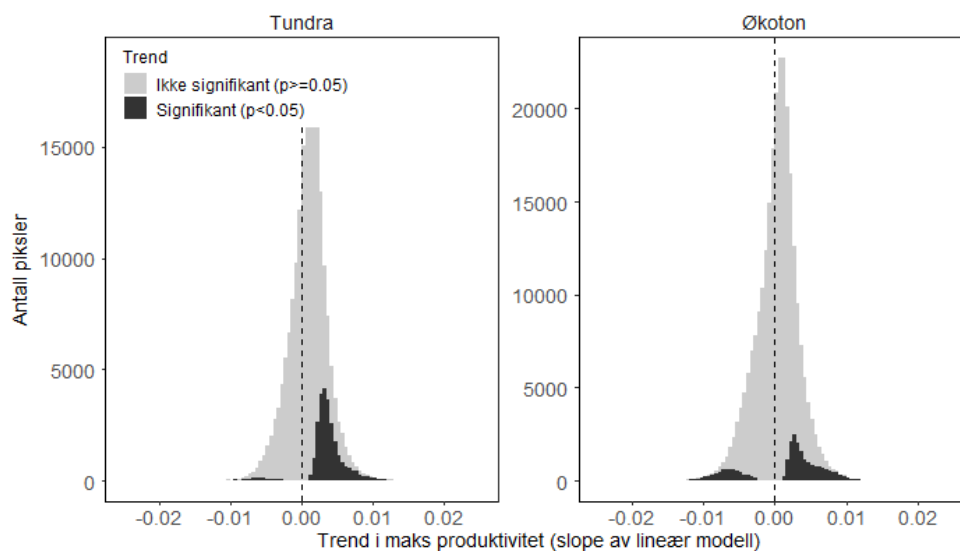
1.1 Supplerende metadata

Ikke relevant.

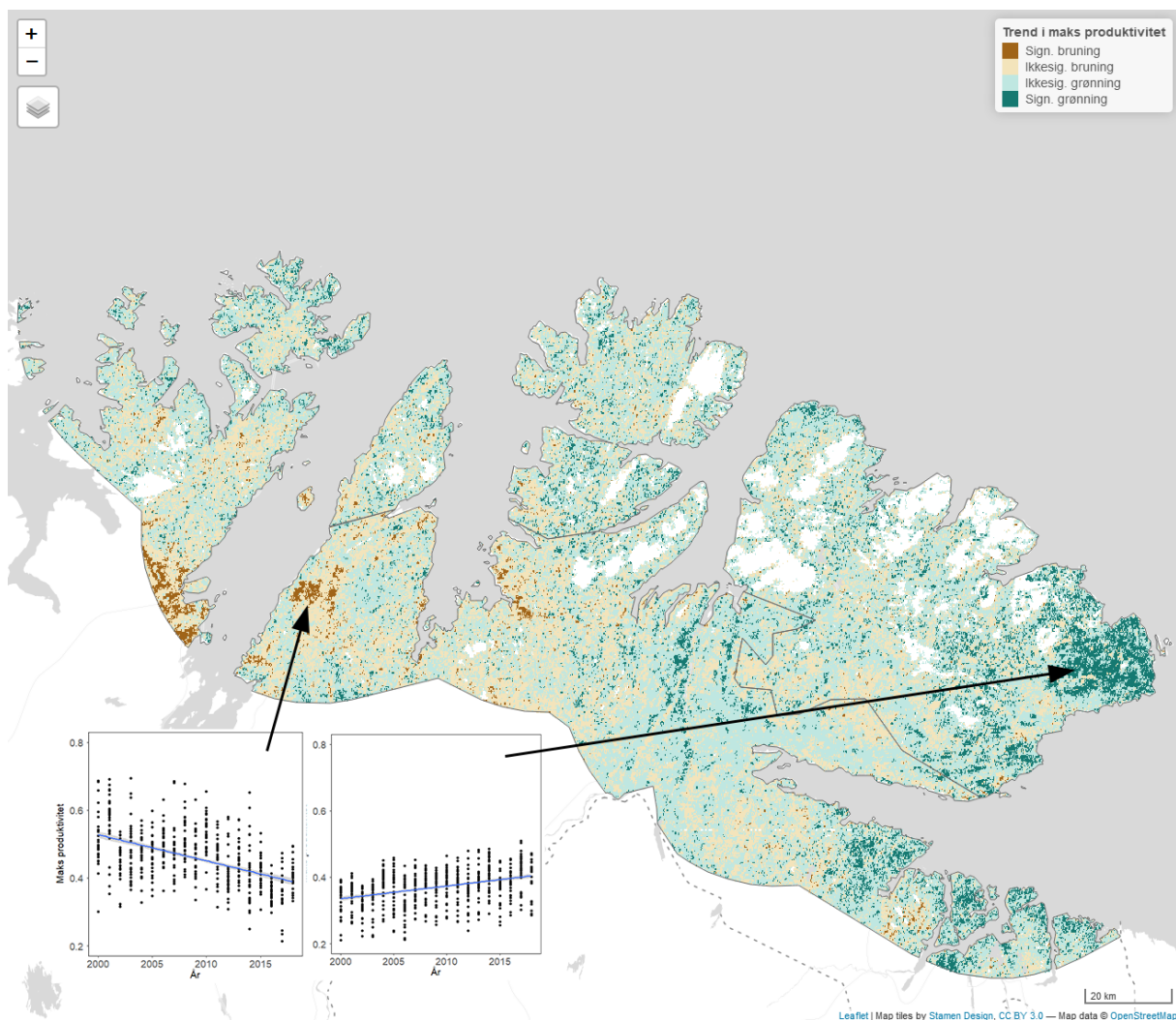
1.2 Supplerende metode

Maksimal produktivitet beregnes basert på MODIS EVI 16-dages kompositter (produkt MOD13Q1). Vi har brukt data fra alle 16-dagers perioder gjennom hele vekstsesongen (dag 65 – dag 289) for årene 2000-2018. Piksler som kan antas ikke å inneholde vegetert mark ($EVI < 0.1$) er fjernet. For hver piksel har vi deretter tilpasset en dobbellogistisk funksjon (Beck *et al.*, 2006, Tveraa *et al.*, 2013). For hver piksel er maksimal produktivitet i et gitt år uttrykt som den høyeste EVI verdi estimert fra denne funksjonen gjennom hele vekstsesongen. Utviklingen i maksimal produktivitet over år er estimert for hver enkelt piksel basert på en enkel lineær modell med maksimal produktivitet som respons og år som prediktor.

1.3 Figurer av indikatorverdier



Figur A 1.1: Endringsrate i maksimal produktivitet. Figuren viser fordeling av signifikante (svarte søyler) og ikke-signifikante (grå søyler) endringsrater fra en lineær modell med maks produktivitet (EVI) som responsvariabel og år (2000-2018) som prediktorvariabel for hver eneste piksel i hhv tundra (øverst) og økoton (nederst). Positive endringsrater indikerer en økende produktivitet over tid ('grønning'), mens negative endringsrater indikerer en minkende produktivitet over tid ('bruning'). For tundra er de signifikante endringsrater nesten utelukkende positive, dvs viser en økende produktivitet, mens de signifikante endringsrater for økoton viser en blanding av økende og minkende produktivitet.



Figur A 1.2: Kart som viser den romlige fordelingen av områder som har hhv positive ('grønning') og negative ('bruning') endringsrater i maksimal produktivitet over perioden 2000-2018. Grønning forekommer primært lengst øst i både tundra og økoton, mens signifikant brunning nesten utelukkende forekommer i tre-satte arealer i økotonen. Små innsatte figurer viser årlig maksimal EVI i 40 tilfeldig utvalgte piksler fra et område med generell minkende (venstre) og økende (høyre) produktivitet.

1.4 Anbefalinger for videreutvikling av indikatoren

Indikatoren uttrykker den lineære trenden i maksimal produktivitet. Dette er en forenklet modell, som ikke nødvendigvis er passende, særlig der hvor endringer i produktivitet skyldes terskeleffekter, eksempelvis insektutbrudd i skogtundraen. Frem mot operasjonell versjon av fagsystemet bør dette evalueres og den lineære endringsmodellen evt. erstattes av en mer fleksibel modell. I et 5-års perspektiv vil det være aktuelt å supplere det nåværende datagrunnlaget (MODIS) med Sentinel som har finere oppløsning, men som foreløpig kun er tilgjengelig for noen få vekstsesonger.

2 Indikator: Start på vekstsesongen

Egenskap: Primærproduksjon

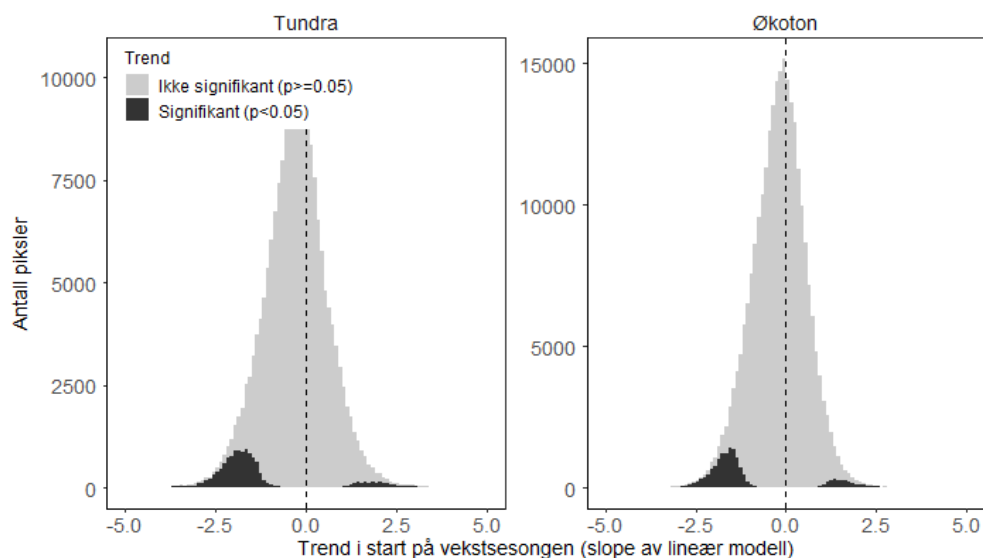
2.1 Supplerende metadata

Ikke relevant.

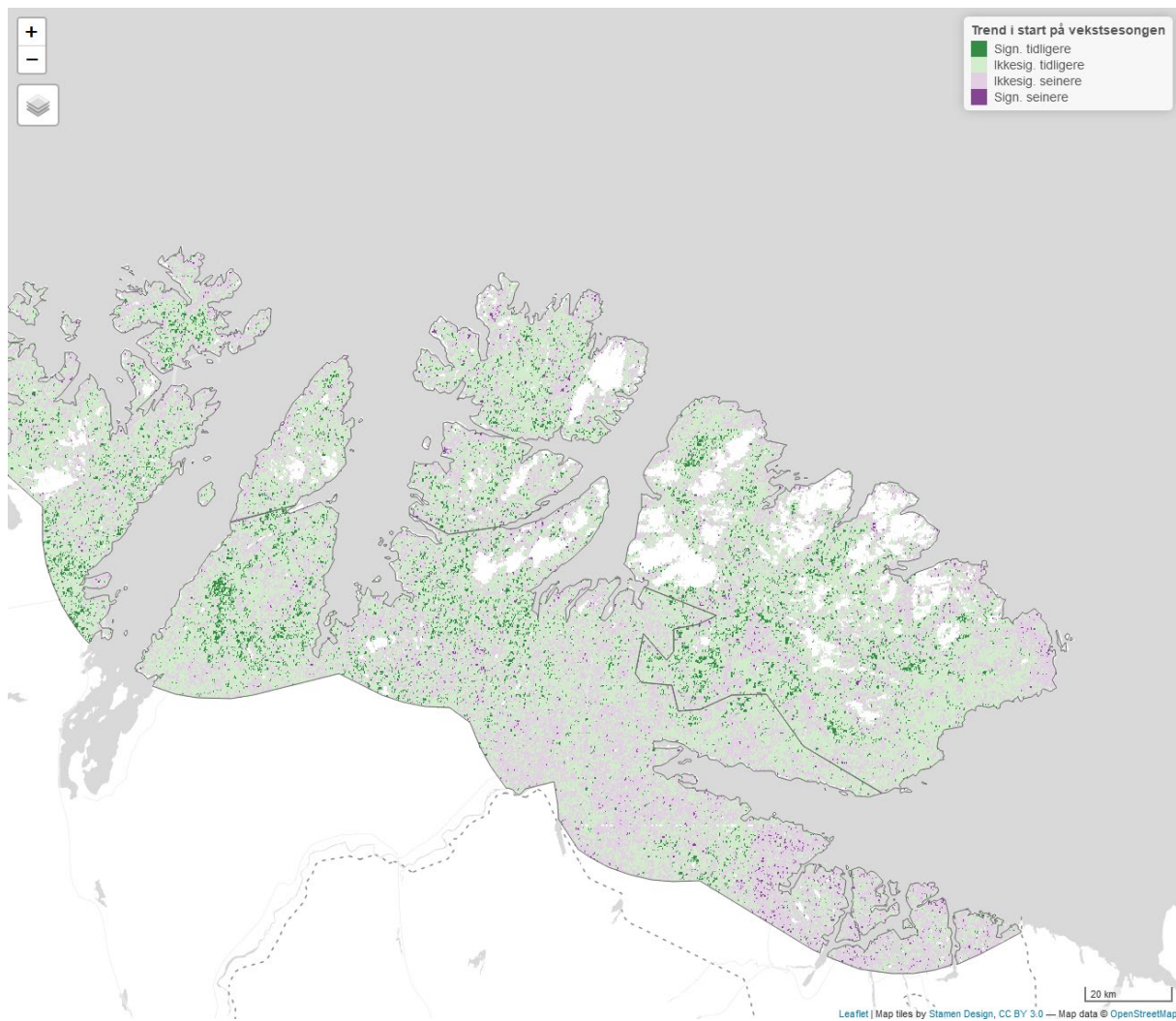
2.2 Supplerende metode

I likhet med indikatoren Maksimal produktivitet, beregnes start på vekstsesongen basert på MODIS EVI 16-dagers kompositter (produkt MOD13Q1). Vi har brukt data fra alle 16-dagers perioder gjennom hele vekstsesongen (dag 65 – dag 289) for årene 2000-2018. Piksler som kan antas ikke å inneholde vegetert mark ($EVI < 0.1$) er fjernet. For hver piksel har vi deretter tilpasset en dobbellogistisk funksjon (Beck et al. 2006, Tveraa et al. 2013). For hver piksel er start på vekstsesongen i et gitt år uttrykt som den dagen (uttrykt i dager etter 1. januar) der EVI når 50% av maksimal EVI (såkalt 'spring inflection point' i den dobbellogistiske funksjonen). Utviklingen i start på vekstsesongen over år er estimert for hver enkelt piksel basert på en enkel lineær modell med start på vekstsesongen som respons og år som prediktor.

2.3 Figurer av indikatorverdier



Figur A 2.1: Endringsrate i start på vekstsesongen. Figuren viser fordeling av signifikante (svarte søyler) og ikke-signifikante (grå søyler) endringsrater fra en lineær modell med start på vekstsesongen som responsvariabel og år (2000-2018) som prediktorvariabel for hver eneste piksel i hhv tundra (øverst) og økoton (nederst). Positive endringsrater viser en seinere start på vekstsesongen, mens negative endringsrater viser en tidligere start på vekstsesongen. For både tundra og økoton er de signifikante endringsrater overveiende negative, dvs indikerer en tidligere start på vekstsesongen.



Figur A 2.2: Kart som viser den romlige fordelingen av områder som har hhv tidligere (negative endringsrater) og seinere (positive endringsrater) start på vekstsesongen over perioden 2000-2018.

2.4 Anbefalinger for videreutvikling av indikatoren

Indikatoren uttrykker den lineære trenden i tidspunkt for start på vekstsesongen. Dette er en forenklet modell, som ikke nødvendigvis er passende. Frem mot operasjonell versjon av fagsystemet bør dette evalueres og den lineære endringsmodellen evt. erstattes av en mer fleksibel modell. I et 5-års perspektiv vil det være aktuelt å supplere det nåværende datagrunnlaget (MODIS) med Sentinel som har finere oppløsning, men som foreløpig kun er tilgjengelig for noen få vekstsesonger.

3 Indikator: Plantebiomasse

Egenskap: Primærproduksjon

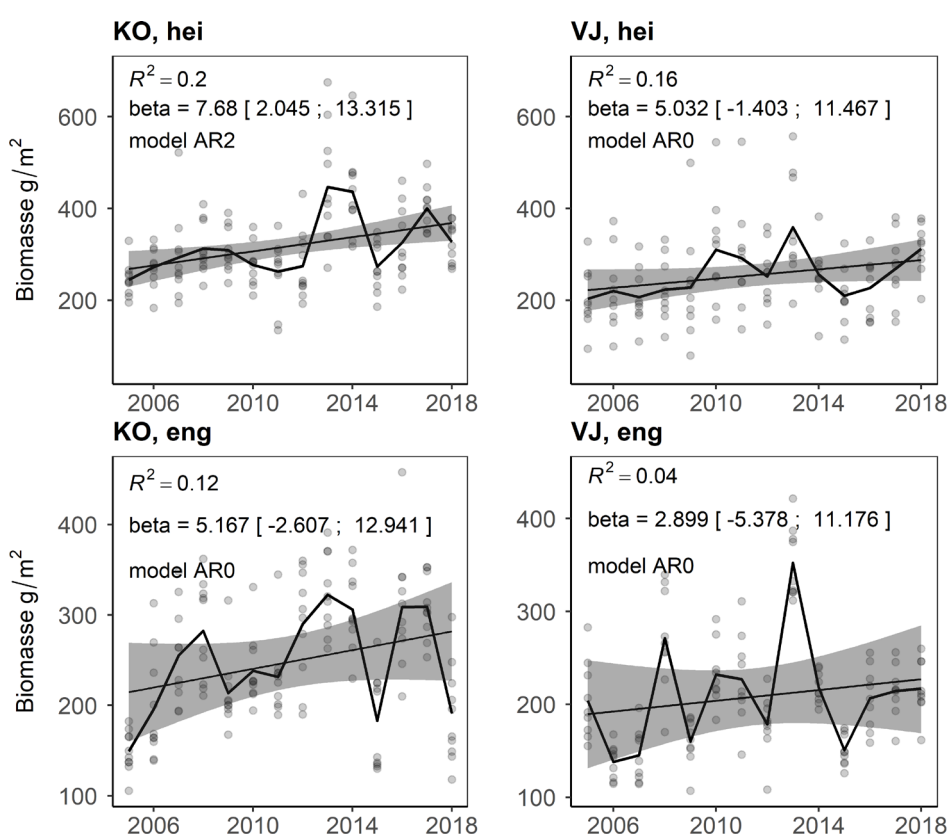
3.1 Supplerende metadata

Ikke relevant.

3.2 Supplerende metode

Endringsrater for alle datasett er beregnet med AR-modeller som beskrevet i protokollen og er vist $\pm 2SE$. Best egnede modell basert på AIC fremgår av hver enkelt figur.

3.3 Figurer av indikatorverdier



Figur A 3.1: Plantebiomasse. Figuren viser biomasse av alle vaskulære planter i g/m² for hei- og enghabitat i Komagdalen og Vestre Jakobselv. Punkter viser årlig biomasse for alle plot, mens svart linje viser et gjennomsnitt av disse. Endringsrater for perioden er vist $\pm 2SE$.

3.4 Anbefalinger for videreutvikling av indikatoren

Datagrunnlaget for indikatoren dekker kun to av de tre mest sentrale åpne habitater i lavarktisk tundra, eng og hei. For å få indikatoren mer representativ burde data fra flere habitater inkluderes, i særdeleshett snøleier. Innsamling av biomassemålinger fra snøleier skal påbegynnes på Varangerhalvøya i regi av COAT fra sommer 2019, og vil på sikt kunne danne grunnlag for å inkludere snøleier i indikatoren.

4 Indikator: Plantevekstformer vs. smånagere

Egenskap: Biomasse mellom trofiske nivåer

4.1 Supplerende metadata

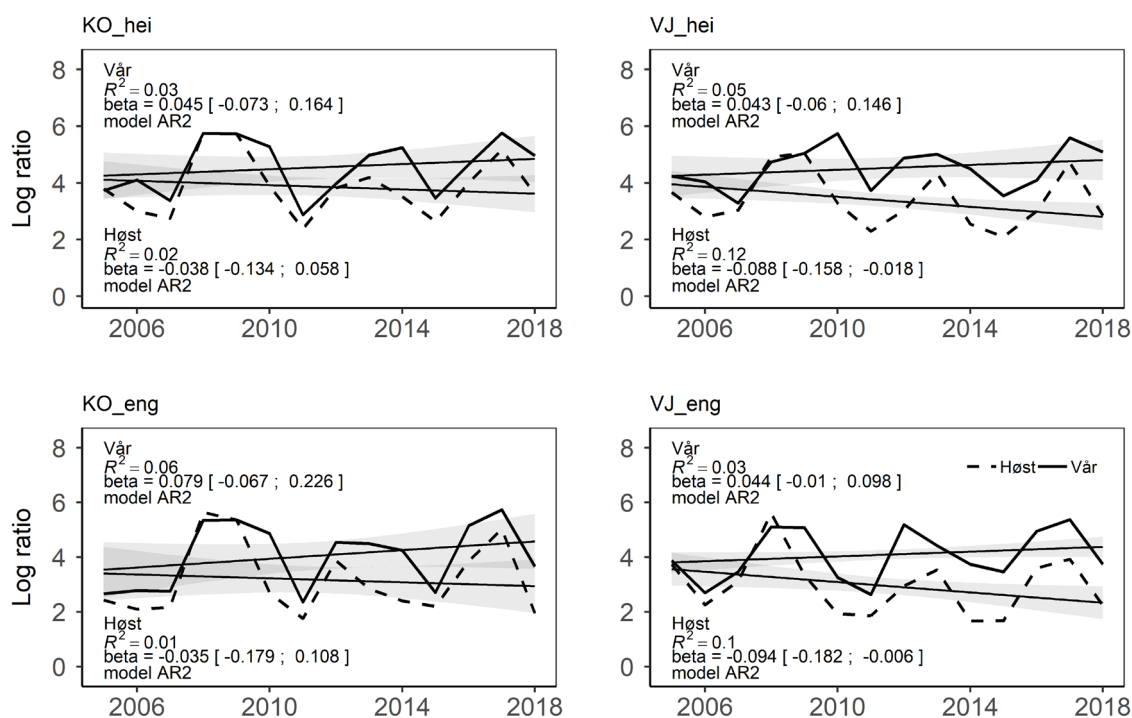
Ikke relevant.

4.2 Supplerende metode

Total plantebiomasse er beregnet som et årlig gjennomsnitt av alle plot per studieområde (Komagdalen og Vestre Jakobselv) og habitat (hei og eng). Abundans av smånagere oppgis i form av gjennomsnittlig antall mus pr. 100 felledøgn, delt opp etter om de er fangstet i vår- eller høstsesong, hei- eller enghabitat, og i Komagdalen eller Vestre Jakobselv. Summen av relevante arter (her gråsidemus, fjellrotte og lemen) per fangstkvadrat tilsvarer fangst i 24 felledøgn (12 feller x 2 fangstdøgn). Dette er gjort om til fangst pr. 100 felledøgn, før det er beregnet et gjennomsnitt (med standardfeil) av alle fangstkvadrater. Log-ratio mellom plantevekstformer og smånagere er beregnet som $\log(\text{total plantebiomasse i g/m}^2 / \text{gjennomsnittlig antall mus pr. 100 felledøgn})$. For å håndtere nuller i datasettet er det lagt til en konstant (1) over hele smånagertidsserien. Ratioene er beregnet for vår- og høstfangst av smånagere, for hvert studieområde (Komagdalen og Vestre Jakobselv) og habitat (eng og hei). Endringsrater for alle datasett er beregnet med AR-modeller som beskrevet i protokollen, unntatt smånagere som er alltid modellert med AR2-prosess: Endringsrater er vist $\pm 2SE$. Best egnede modell basert på AIC fremgår av hver enkelt figur.

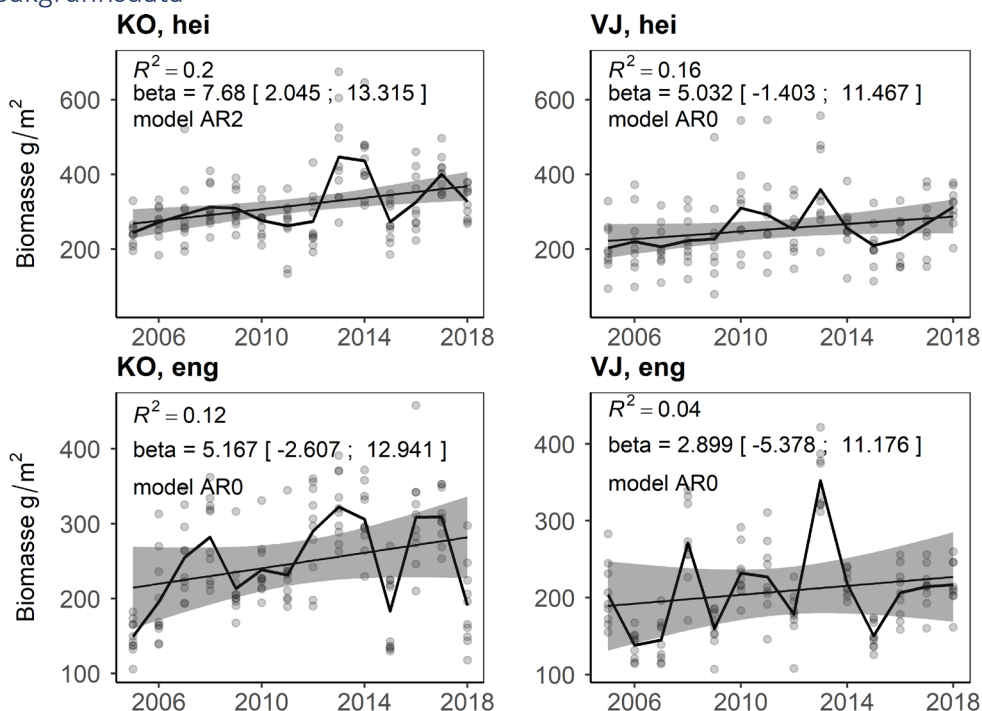
4.3 Figurer av indikatorverdier

4.3.1 Indikatorverdier

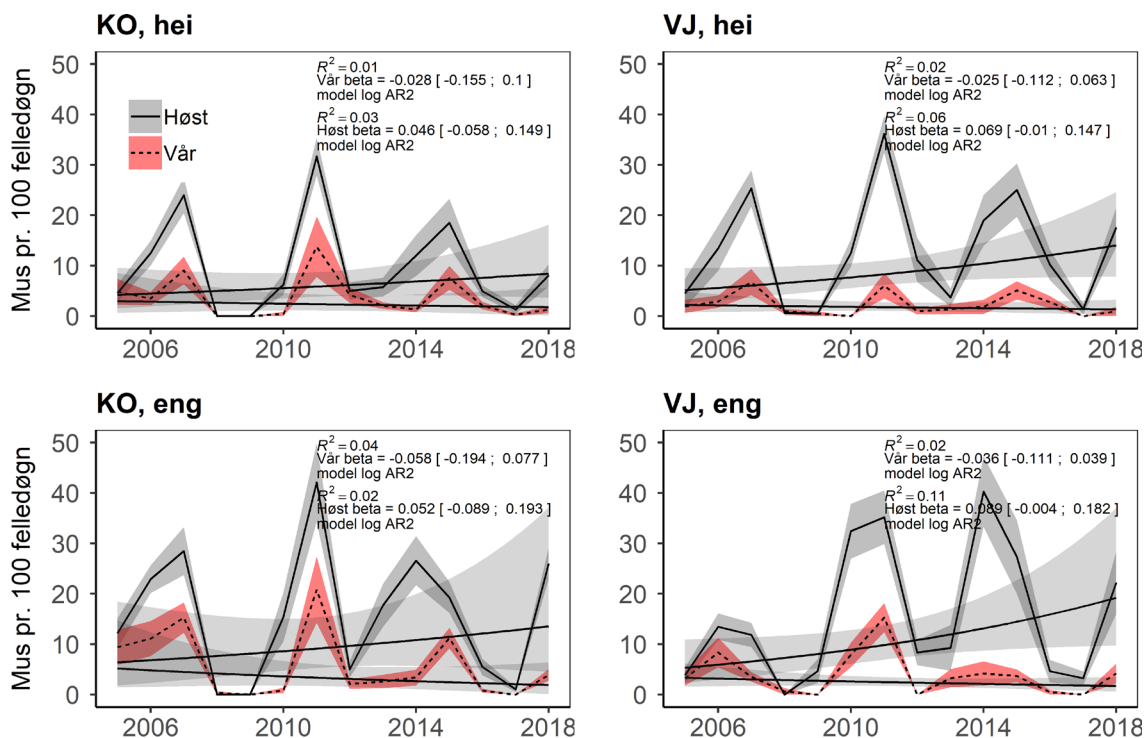


Figur A 4.1: Log-ratio mellom plantevekstformer og smånagere. Figuren viser log-ratio mellom total plantebiomasse (g/m^2) og antall mus pr. 100 felledøgn av vår- og høstfangst (hhv. hel og stiplet svart linje), samt endringsrater for perioden ($\pm 2SE$).

4.3.2 Bakgrunnsdata



Figur A 4.2: Total plantebiomasse. Figuren viser biomasse av alle vaskulære planter i g/m² for hei- og enghabitat i Komagdalen og Vestre Jakobselv. Punkter viser årlig biomasse for alle plot, mens svart linje viser et gjennomsnitt av disse. Endringsrater for perioden er vist $\pm 2SE$.



Figur A 4.3: Abundans smågnagere. Figuren viser antall mus (fjellrotte, gråsidemus og lemen) pr. 100 felledøgn, beregnet som et årlig gjennomsnitt av alle fangstkvadrater for høst- og vårfangst. Endringsrater for perioden er vist $\pm 2SE$.

4.4 Anbefalinger for videreutvikling av indikatoren

Indikatoren anvender total stående plantebiomasse, og kunne på kort sikt forbedres ved å vurdere ulike funksjonelle grupper som har ulik 'verdi' for smågnagere som hhv mat (spiselige deler av

spiselige planter) og skjul. For eksempel har dvergbusker mye vedaktig biomasse som ikke har stor betydning for smågnagere som mat. Dagens klappfellefangsten kommer til å bli erstattet med kamera-basert overvåking av smågnagere i løpet av de neste årene, noe som vil gi nye muligheter for å vurdere smågnagerdynamikk. På litt lengere sikt vil der derfor være aktuelt å re-formulere med tanke på best mulig utnyttelse av kamera-baserte data.

5 Indikator: Plantevekstformer vs. drøvtyggere

Egenskap: Biomasse mellom trofiske nivåer

5.1 Supplerende metadata

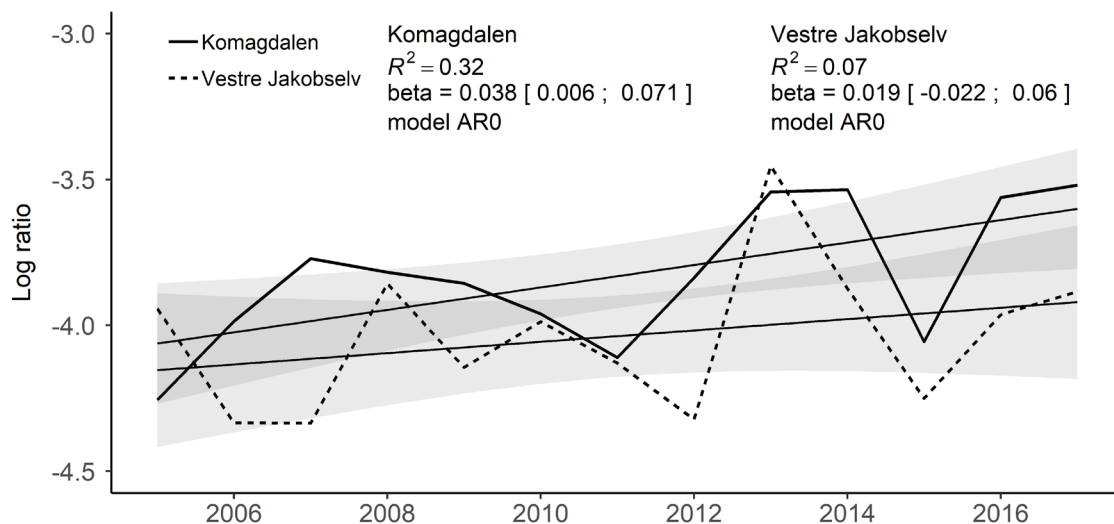
Ikke relevant.

5.2 Supplerende metode

Total plantebiomasse er beregnet som et årlig gjennomsnitt av alle plot per studieområde (Komagdalen og Vestre Jakobselv) og habitat (hei og eng). Log-ratio mellom plantevekstformer og drøvtyggere er beregnet som $\log(\text{total plantebiomasse i g/m}^2 / \text{totalt antall rein})$. Ratioen er regnet ut for plantebiomasse i enghabitat i Vestre Jakobselv og Komagdalen, mot rein i reinbeitedistrikt D6 (Várjjatnjárga). Endringsrater for alle datasett er beregnet med AR-modeller som beskrevet i protokollen og er vist $\pm 2SE$. Best egnede modell basert på AIC fremgår av hver enkelt figur.

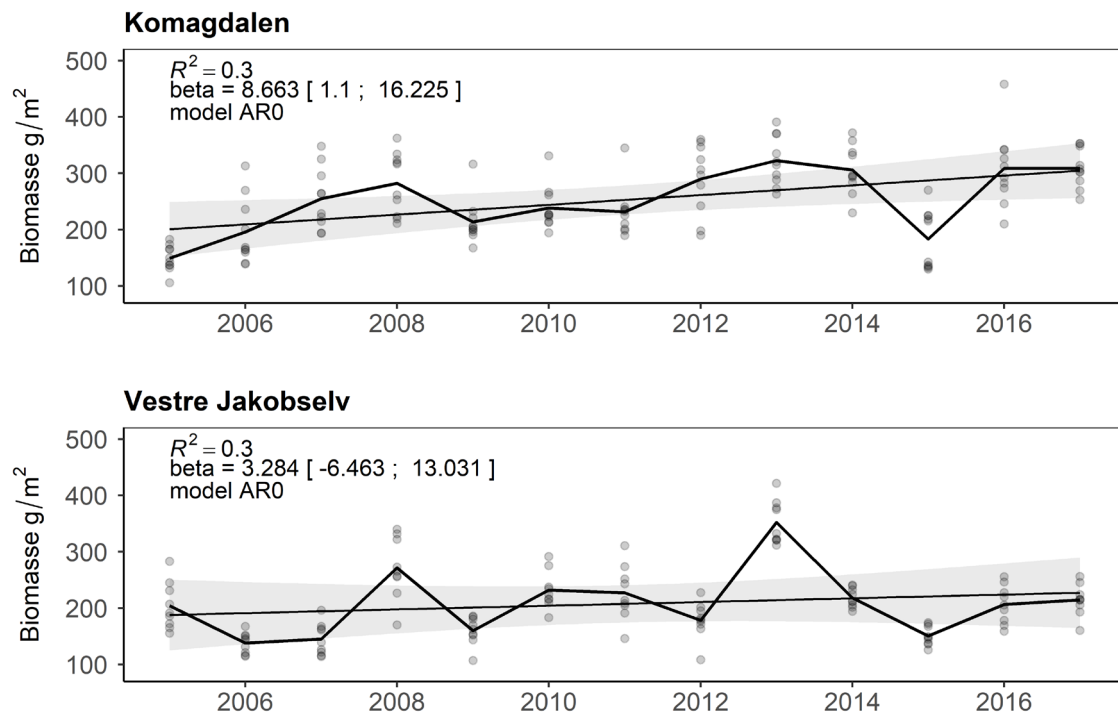
5.3 Figurer av indikatorverdier

5.3.1 Indikatorverdier

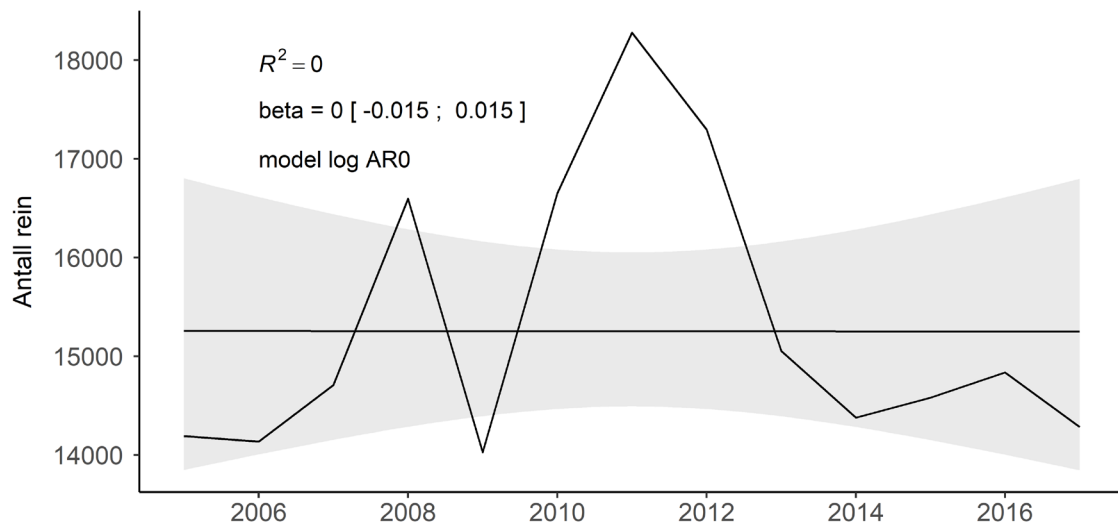


Figur A 5.1: Log-ratio mellom plantevekstformer og drøvtyggere. Figuren viser log-ratio mellom total plantebiomasse i g/m^2 og totalt antall rein i Várjjatnjárga (reinbeitedistrikt D6), for hvert område det finnes plantedata fra (Komagdalen – hel svart linje, Vestre Jakobselv – stiplet svart linje). Begge disse områdene ligger innenfor reinbeitedistrikt D6. Endringsrater for perioden er vist $\pm 2SE$.

5.3.2 Bakgrunnsdata



Figur A 5.2: Total plantebiomasse i eng. Figuren viser biomasse av alle vaskulære planter i g/m² for enghabitat i Komagdalen og Vestre Jakobselv. Punkter viser årlig biomasse for alle plot, mens svart linje viser et gjennomsnitt av disse. Endringsrater for perioden er vist $\pm 2SE$.



Figur A 5.3: Totalt antall rein ved reindriftingsårets start (1. april) for Várjajtnjárga (reinbeitedistrikt D6) for år der det finnes både plante- og reindata. Endringsrater for perioden er vist $\pm 2SE$.

5.4 Anbefalinger for videreutvikling av indikatoren

Indikatoren anvender total stående plantebiomasse, og kunne på kort sikt forbedres ved å vurdere ulike funksjonelle grupper som har ulik relevans for matressurs for reinen.

6 Indikator: Smågnagere vs. karnivore vertebrater

Egenskap: Biomasse mellom trofiske nivåer

6.1 Supplerende metadata

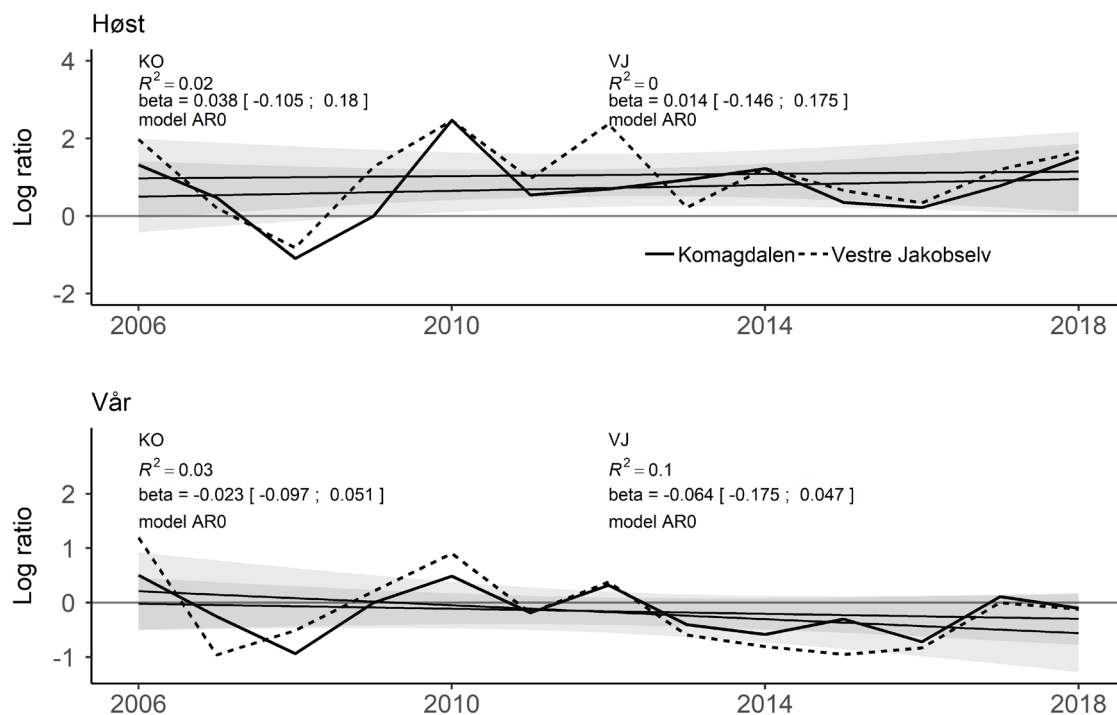
Ikke relevant.

6.2 Supplerende metode

Abundans av smågnagere oppgis i form av gjennomsnittlig antall mus pr. 100 felledøgn, delt opp etter om de er fangstet i vår- eller høstsesong i Komagdalen eller Vestre Jakobselv. For denne indikatoren er eng- og heihabitat slått sammen. Summen av relevante arter (her gråsidemus, fjellrotte og lemen) per fangstkvadrat tilsvarer fangst i 24 felledøgn (12 feller x 2 fangstdøgn). Dette er gjort om til fangst pr. 100 felledøgn, før det er beregnet et gjennomsnitt (med SE) av alle kvadrater. Log-ratio mellom smågnagere og karnivore vertebrater er beregnet som $\log(\text{mus pr 100 felledøgn} / \text{sum av antall hekkende fjelljo-, fjellvåk- og snøuglepar})$. For å håndtere nuller i datasettet er det lagt til en konstant (1) både for hele smågnager- og rovfugl-tidsserien. Ratioen er regnet ut for smågnagertetthet høst og vår, og for hvert område med data (Komagdalen og Vestre Jakobselv). Endringsrater for alle datasett er beregnet med AR-modeller som beskrevet i protokollen, unntatt smågnagere som er alltid modellert med AR2-prosess. Endringsrater er vist $\pm 2SE$. Best egnede modell basert på AIC fremgår av hver enkelt figur.

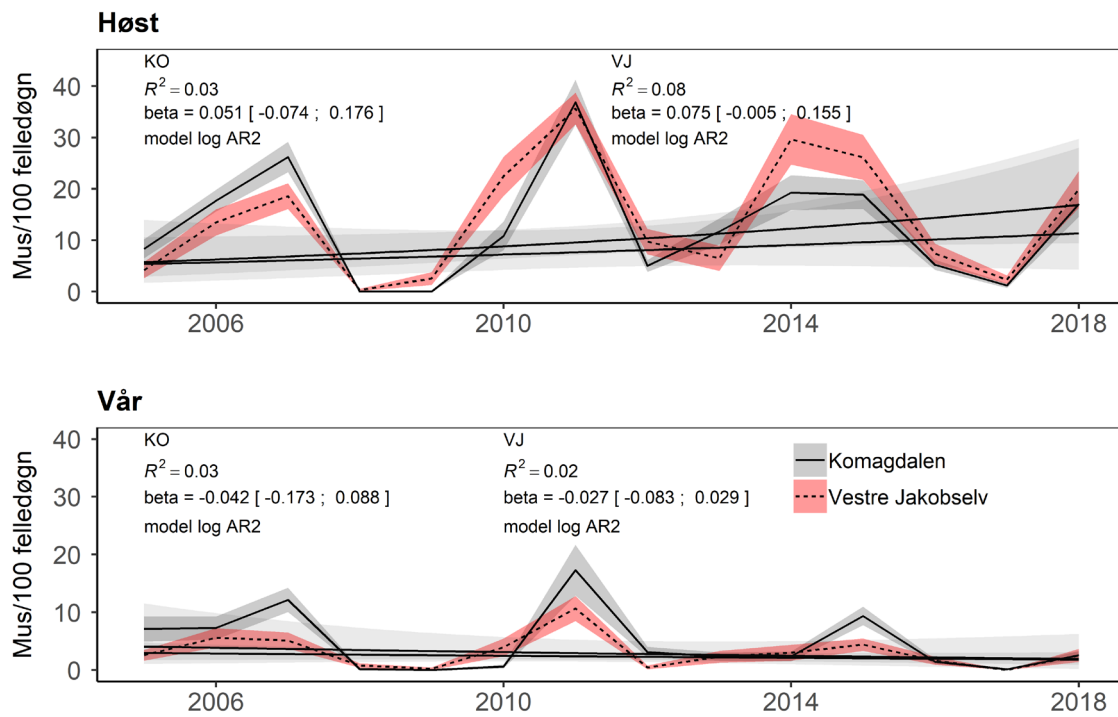
6.3 Figurer av indikatorverdier

6.3.1 Indikatorverdier

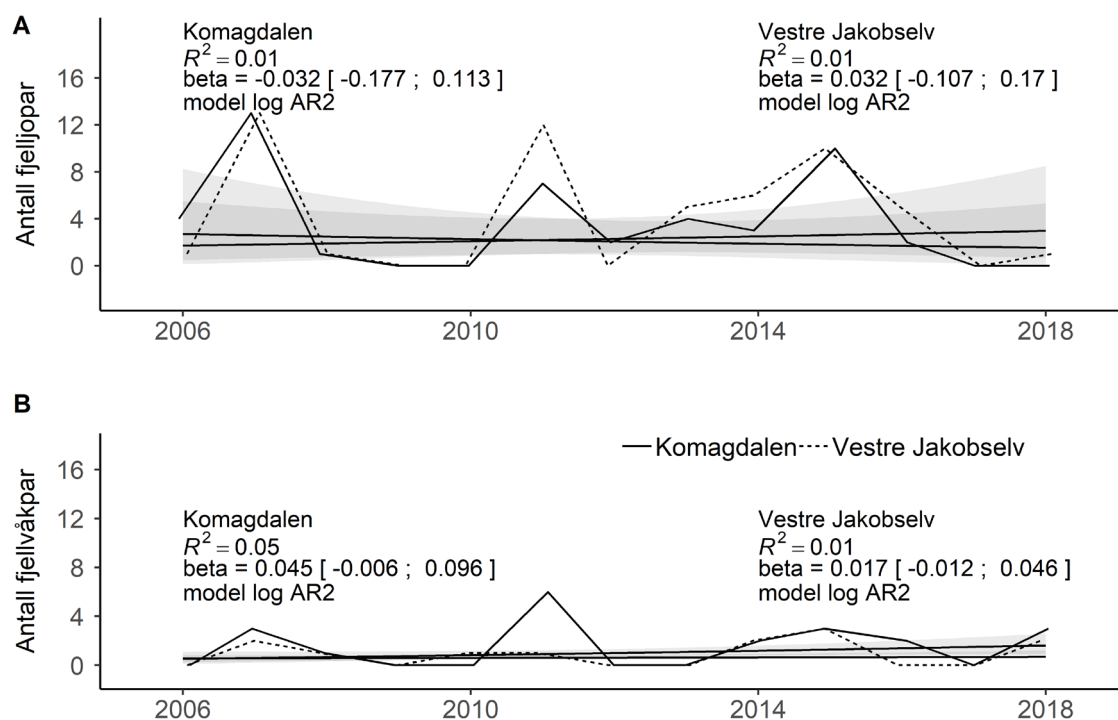


Figur A 6.1: Log-ratio smågnagere vs. karnivore vertebrater. Figuren viser log-ratio mellom smågnagere pr. 100 felledøgn (fjellrotte, gråsidemus og lemen) og summen av hekkende rovfugl (fjelljo, fjellvåk og snøugle). Det er beregnet en ratio for vår- og høsttetthet av gnagere, og for hver lokalitet (Komagdalen – hel linje. Vestre Jakobselv – stiple linje). Endringsrater for perioden er vist $\pm 2SE$.

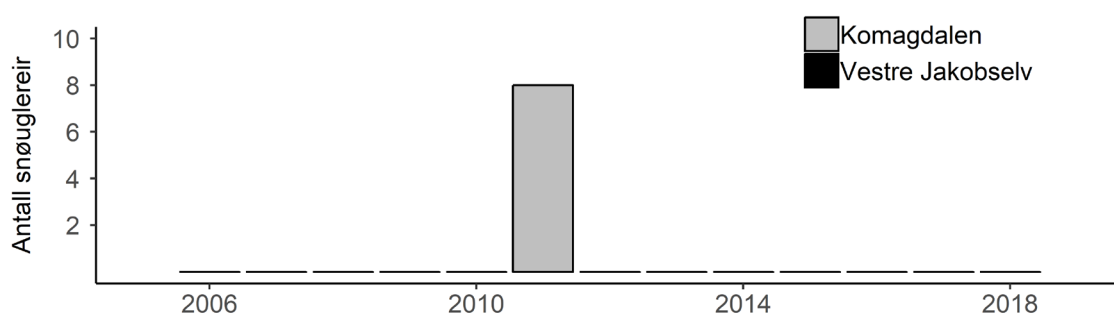
6.3.2 Bakgrunnsdata



Figur A 6.2: Abundans smågnagere for A) høstfangst og B) vårfangst. Figuren viser antall mus (fjellrotte, gråsidemus og lemen) pr. 100 felledøgn, beregnet som et årlig gjennomsnitt av alle fangstkvadrater (\pm SE som skygger), for eng- og heihabitat slått sammen. Endringsrater for perioden er vist $\pm 2SE$.



Figur A 6.3: Antall hekkende par av A) fjelljo og B) fjellvåk i Komagdalen (hel linje) og Vestre Jakobselv (stiplet linje). Endringsrater for perioden er vist $\pm 2SE$.



Figur A 6.4: Antall snøuglereir for Komagdalen (grå) og Vestre Jakobselv (svart). Hekking forekom kun i 2011 i Komagdalen. Datagrunnlaget gir ikke muligheter for beregning av endringsrater.

6.4 Anbefalinger for videreutvikling av indikatoren

Som for flere biomasseindikatorer er det på kort sikt nødvendig å vurdere konsekvensene at om disse formuleres basert på abundans og biomasse. Dette kan utredes basert på dagens datagrunnlag. På sikt kommer dagens klappfellefangsten til å bli erstattet med kamera-basert overvåking av smågnagere (er i etableringsfasen i COAT), noe som vil gi nye muligheter for å vurdere smågnagerdynamikk. På litt lengere sikt vil der derfor være aktuelt å re-formulere med tanke på best mulig utnyttelse av kamera-baserte data. Den romlige dekingen av overvåkingen av smågnagere basert på kamerafeller vil være større, og sannsynligvis mere representativ i forhold til jaktområdene til smågnagerspesialister. Kamera-basert overvåking gir tilleggsdata på små mustelider (røyskatt og snømus) som er viktige predatorer av smågnagere, noe som vil tillate å inkludere mustelidene i samfunnet av karnivore vertebrater.

7 Indikator: Drøvtyggere vs. karnivore vertebrater

Egenskap: Biomasse mellom trofiske nivåer

7.1 Supplerende metadata

Ikke relevant.

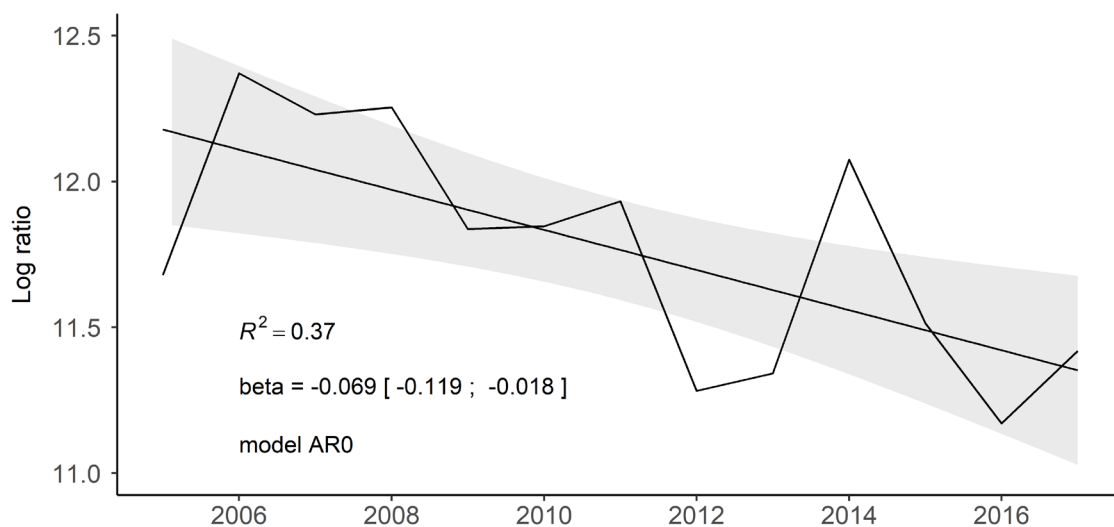
7.2 Supplerende metode

Tamrein er representert av totalt antall rein i reinbeitedistriktene Rákkonjárga og Várjjatnjárga ved reindriftingsårets start 1. april.

Rødrev er representert ved andel observasjonsdager med rødrev observert på kamerafeller. En observasjonsdag defineres som ett kamera som har tatt bilder i én dag. For denne indikatoren er kun kameraer fra områder på Varangerhalvøya (Stjernevann, Komagdalen og Nyborg) inkludert. Dette er et tiltaksområde i prosjektet «Fjellrev i Finnmark», som omfatter uttak av rødrev. Log-ratio mellom rein og karnivore vertebrater er beregnet som $\log(\text{totalt antall reinsdyr} / \text{andel dager med rødrev observert på kamera})$ for år der begge tidsserier har data (2005-2017). Endringsrater for alle datasett er beregnet med AR-modeller som beskrevet i protokollen og er vist $\pm 2SE$. Best egnede modell basert på AIC fremgår av hver enkelt figur.

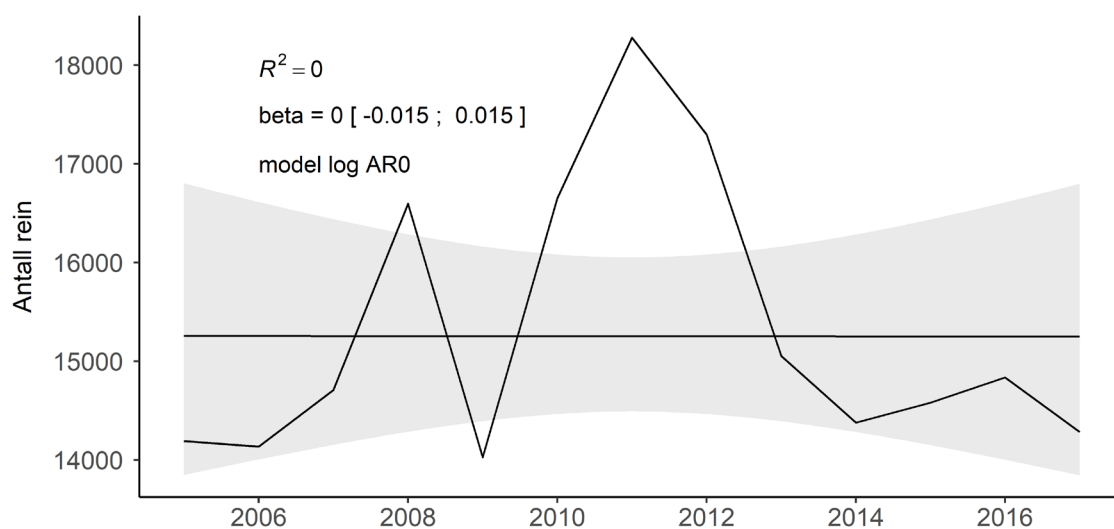
7.3 Figurer av indikatorverdier

7.3.1 Indikatorverdier

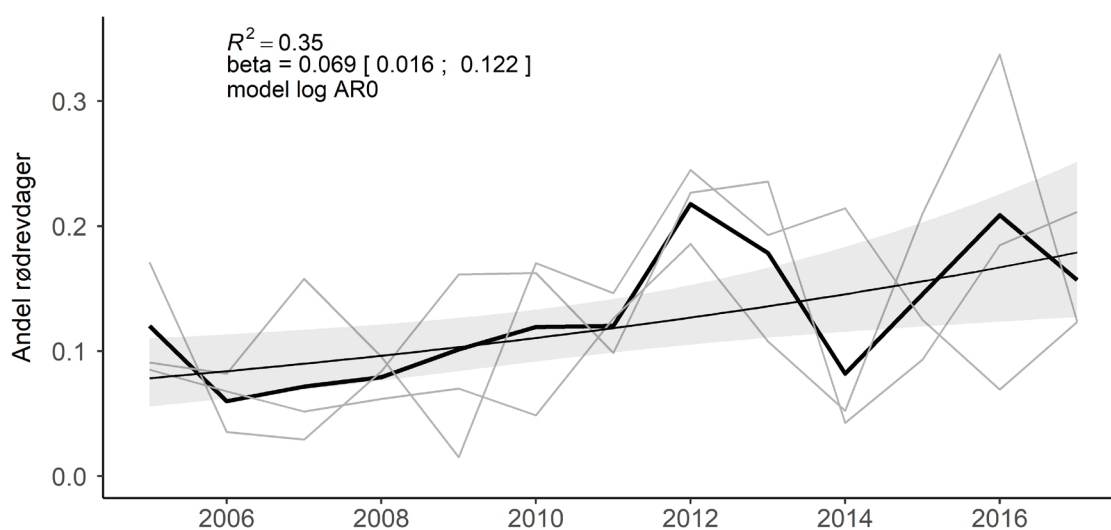


Figur A 7.1: Log-ratio drøvtyggere vs. karnivore. Figuren viser log-ratio mellom totalt antall rein i reinbeitedistriktene Várjjatnjárga og Rákkonjárga, og andel dager med rødrev observert på viltkamera for de årene det finnes data for begge (2005-2017). Endringsrater for perioden er vist $\pm 2SE$.

7.3.2 Bakgrunnsdata



Figur A 7.2: Totalt antall rein ved reindriftsårets start (1. april) for Várjjatnjárga (reinbeitedistrikt D6) for år der det finnes både rein- og rødvredata. Endringsrater for perioden er vist $\pm 2SE$.



Figur A 7.3: Rødvred på viltkamera. Figuren viser andel dager med rødvred observert på viltkamera i områdene Stjernevann, Komagdalen og Nyborg, hvor det foretas uttak av rødvred i forbindelse med prosjektet «Fjellrev i Finnmark». Svart, tykk linje viser utviklingen for alle lokalitetene sett samlet, mens grå linjer viser variasjonen mellom lokalitetene. Endringsrater for perioden er vist $\pm 2SE$.

7.4 Anbefalinger for videreutvikling av indikatoren

På kort sikt anbefales det videreutvikling på følgende: i) bruk av en statistisk modell for å analysere tilstedeværelse av rødvred basert på viltkameradata som tar hensyn til varierende oppdagbarhet, ii) en vurdering av hvor representativ indikatoren er for andre deler av den lavarktiske tundraen i Norge, ved å sammenlikne den med viltkameradata fra andre områder (eks. Henden et al. 2014).

Indikatoren baserer seg i dag kun på rødrev. I forhold til rein er rødrev mest en åtseleter, som benytter seg av reinkadaver. Reindødelighet er dermed viktig for å forstå hva endringene i log-ratio betyr. Mer rein, og spesielt mer reinkadaver som følge av både høye reintall og dårlige beiteforhold på vinteren forventes til å føre til en økning av rødrev, men det trengs en bedre forståelse av hvordan disse faktorer interagerer for å ha klare prediksjoner om hvordan indikatoren forventes å reagere til forandringer i økosystemet. I et intakt lavarktisk økosystem ville de store rovdyr, spesielt jerv også være tilstede, og deres fravær burde påvirke vurderingen av tilstand for denne indikatoren. Det anbefales derfor å supplere indikatoren med data fra Rovbase, og formulere tilhørende fenomener slik at disse omfatter jerv og evt andre store rovdyr.

8 Indikator: Plantevekstformer

Egenskap: Funksjonelle grupper

8.1 Supplerende metadata

Ikke relevant.

8.2 Supplerende metode

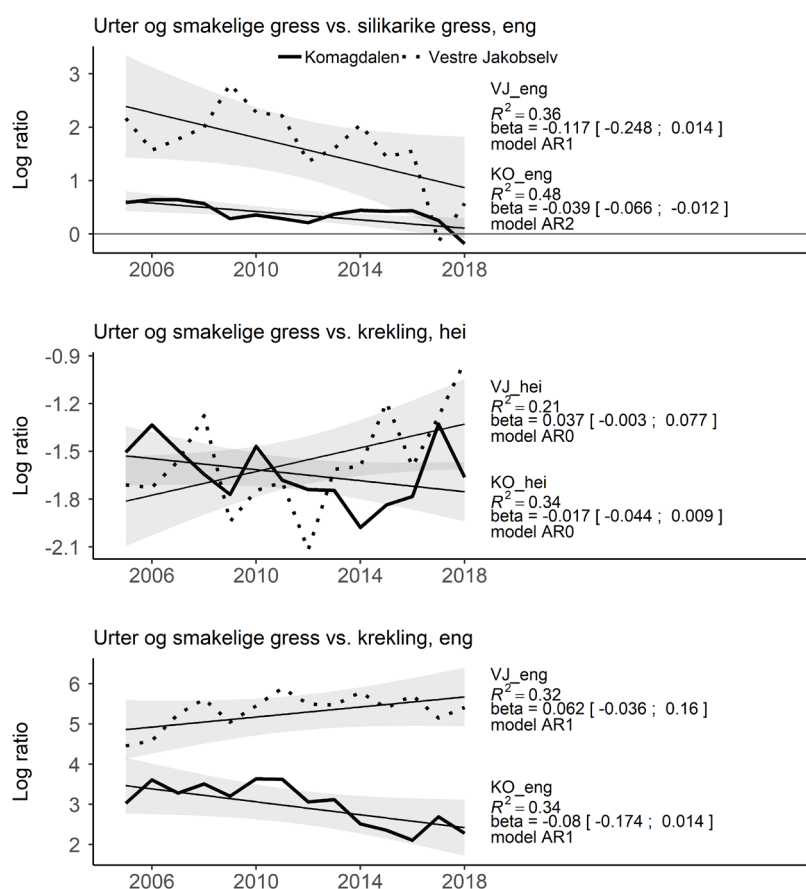
Indikatorverdier: Indikatoren baserer seg på mengdeforholdet mellom funksjonelt ulike plantevekstformer, og har hovedfokus på endringer i mengdeforholdet mellom mere spiselige/næringsrike og mindre spiselige grupper. Tre ulike log-ratioer er beregnet for hei og enghabitat hver for seg: 1) $\log(\text{biomasse av urter og smakelige gress} / \text{biomasse av silikarike gress})$ i eng, 2) $\log(\text{biomasse av urter og smakelige gress} / \text{biomasse av krekling})$ i eng, og 3) $\log(\text{biomasse av urter og smakelige gress} / \text{biomasse av krekling})$ i hei.

Bakgrunndata: For hver plantegruppe (krekling, urter, smakelige gress, silikarike gress, krattdannende vier og løvfellende lyng) er plantebiomasse beregnet som et årlig gjennomsnitt av alle plot per studieområde (Komagdalen og Vestre Jakobselv) og habitat (hei og eng).

Endringsrater for alle datasett er beregnet med AR-modeller som beskrevet i protokollen og er vist $\pm 2SE$. Best egnede modell basert på AIC fremgår av hver enkelt figur.

8.3 Figurer av indikatorverdier

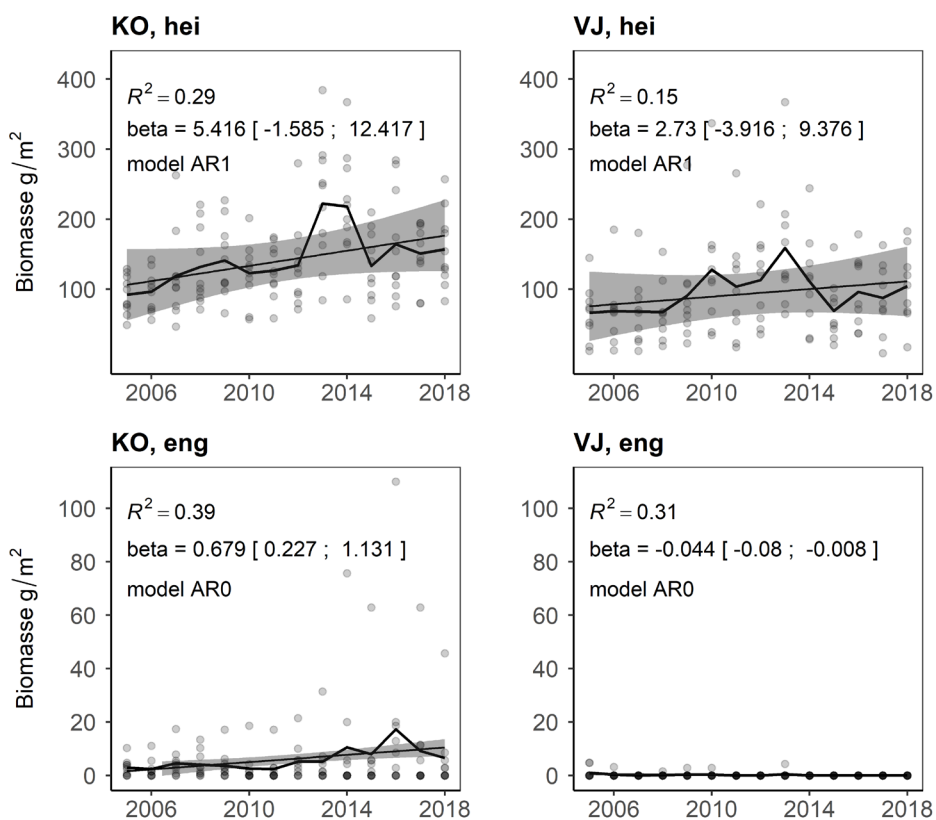
8.3.1 Indikatorverdier



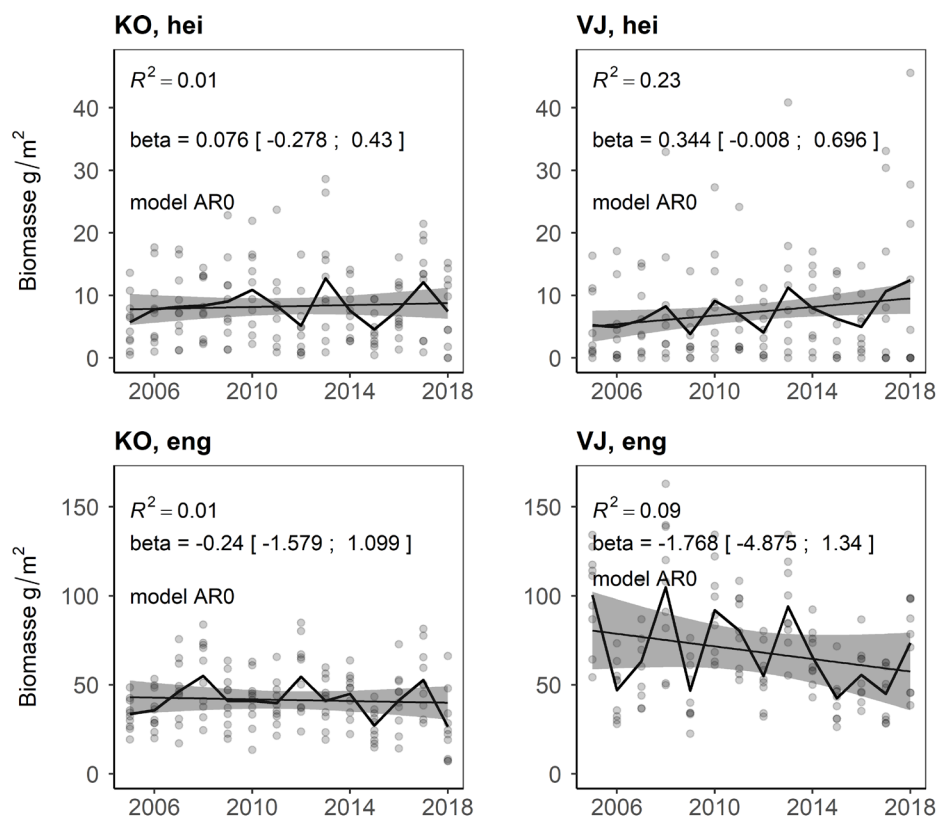
Figur A 8.1: Log-ratio plantevekstformer. Øverst: Figuren viser log-ratio mellom urteaktige planter som er spiselige (urter + smakelige gress) og mindre spiselige (silikarike gress) i enghabitat for Komagdalen og Vestre Jakobselv (hhv. hel og stiplet linje). I midten/nederst: Figuren viser log-ratio mellom spiselige (urter + smakelige gress) og mindre spiselige planter

(krekling) i hei- og enghabitat for Komagdalen og Vestre Jakobselv (hhv. hel og stiptet linje). Endringsrater for perioden er vist $\pm 2SE$.

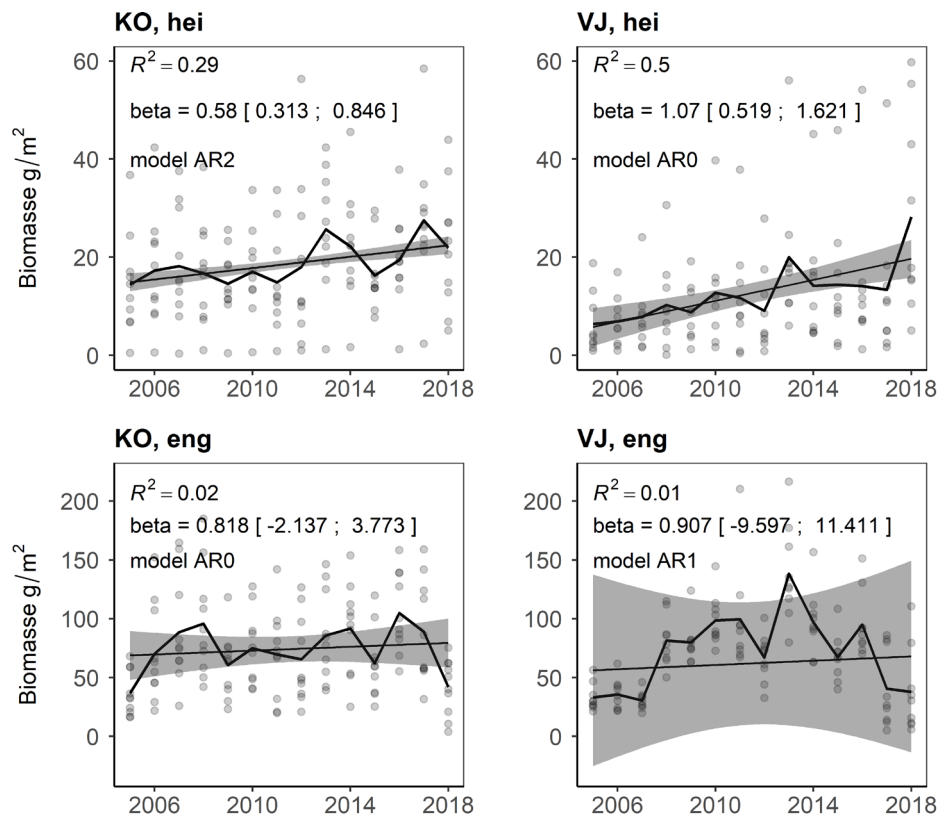
8.3.2 Bakgrunnsdata



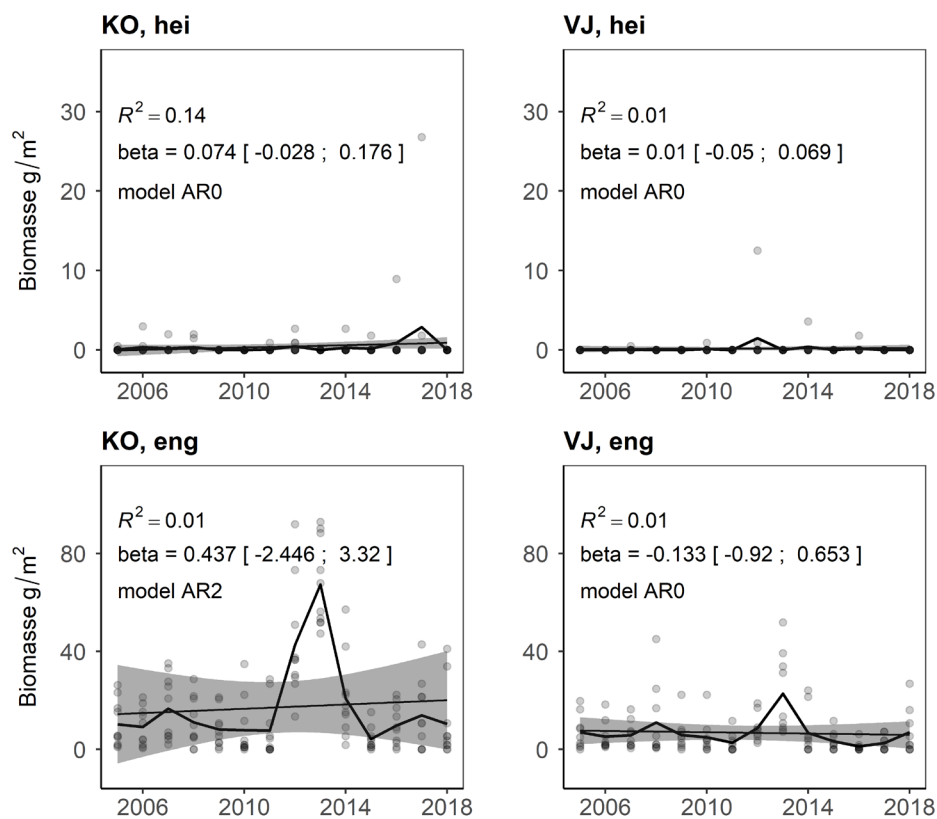
Figur A 8.2: Biomasse krekling. Figuren viser biomasse av krekling i g/m² for hei- og enghabitat i Komagdalen og Vestre Jakobselv. Punkter viser årlig biomasse for alle plot, mens svart linje viser et gjennomsnitt av disse. Endringsrater for perioden er vist $\pm 2SE$.



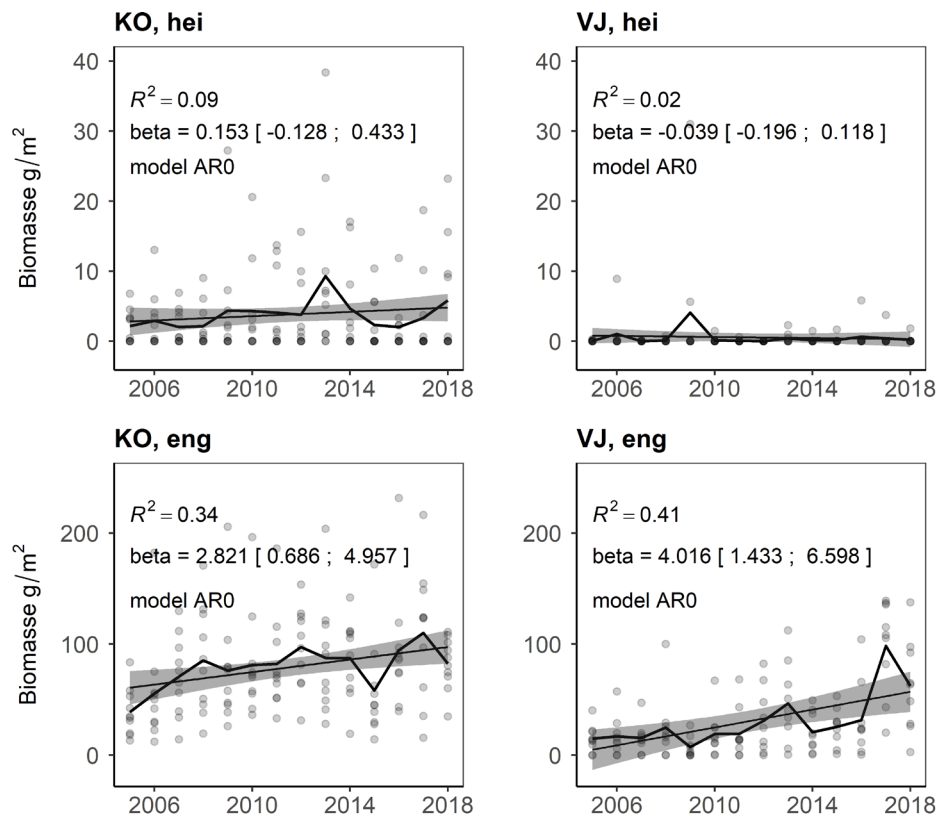
Figur A 8.3: Biomasse urter. Figuren viser biomasse av urter i g/m² for hei- og enghabitat i Komagdalen og Vestre Jakobselv. Punkter viser årlig biomasse for alle plot, mens svart linje viser et gjennomsnitt av disse. Endringsrater for perioden er vist $\pm 2SE$.



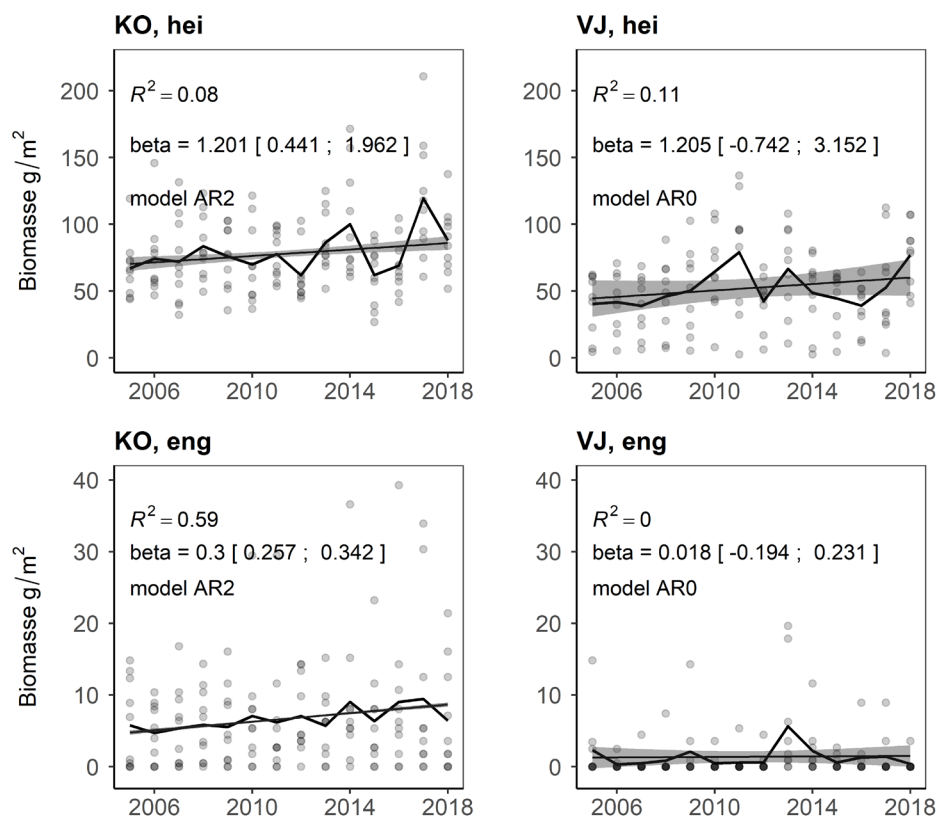
Figur A 8.4: Biomasse smakelige gress. Figuren viser biomasse av smakelige gress i g/m² for hei- og enghabitat i Komagdalen og Vestre Jakobselv. Punkter viser årlig biomasse for alle plot, mens svart linje viser et gjennomsnitt av disse. Endringsrater for perioden er vist $\pm 2SE$.



Figur A 8.5: Biomasse krattdannende vier. Figuren viser biomasse av krattdannende vier i g/m² for hei- og enghabitat i Komagdalen og Vestre Jakobselv. Punkter viser årlig biomasse for alle plot, mens svart linje viser et gjennomsnitt av disse. Endringsrater for perioden er vist $\pm 2SE$.



Figur A 8.6: Biomasse silikariske gress. Figuren viser biomasse av silikariske gress i g/m² for hei- og enghabitat i Komagdalen og Vestre Jakobselv. Punkter viser årlig biomasse for alle plot, mens svart linje viser et gjennomsnitt av disse. Endringsrater for perioden er vist $\pm 2SE$.



Figur A 8.7: Biomasse løvfellende lyng. Figuren viser biomasse av løvfellende lyng i g/m² for hei- og enghabitat i Komagdalen og Vestre Jakobselv. Punkter viser årlig biomasse for alle plot, mens svart linje viser et gjennomsnitt av disse. Endringsrater for perioden er vist $\pm 2SE$.

8.4 Anbefalinger for videreutvikling av indikatoren

På kort sikt vurderes indikatoren som hensiktsmessig formulert.

9 Indikator: Herbivore vertebrater

Egenskap: Funksjonelle grupper

9.1 Supplerende metadata

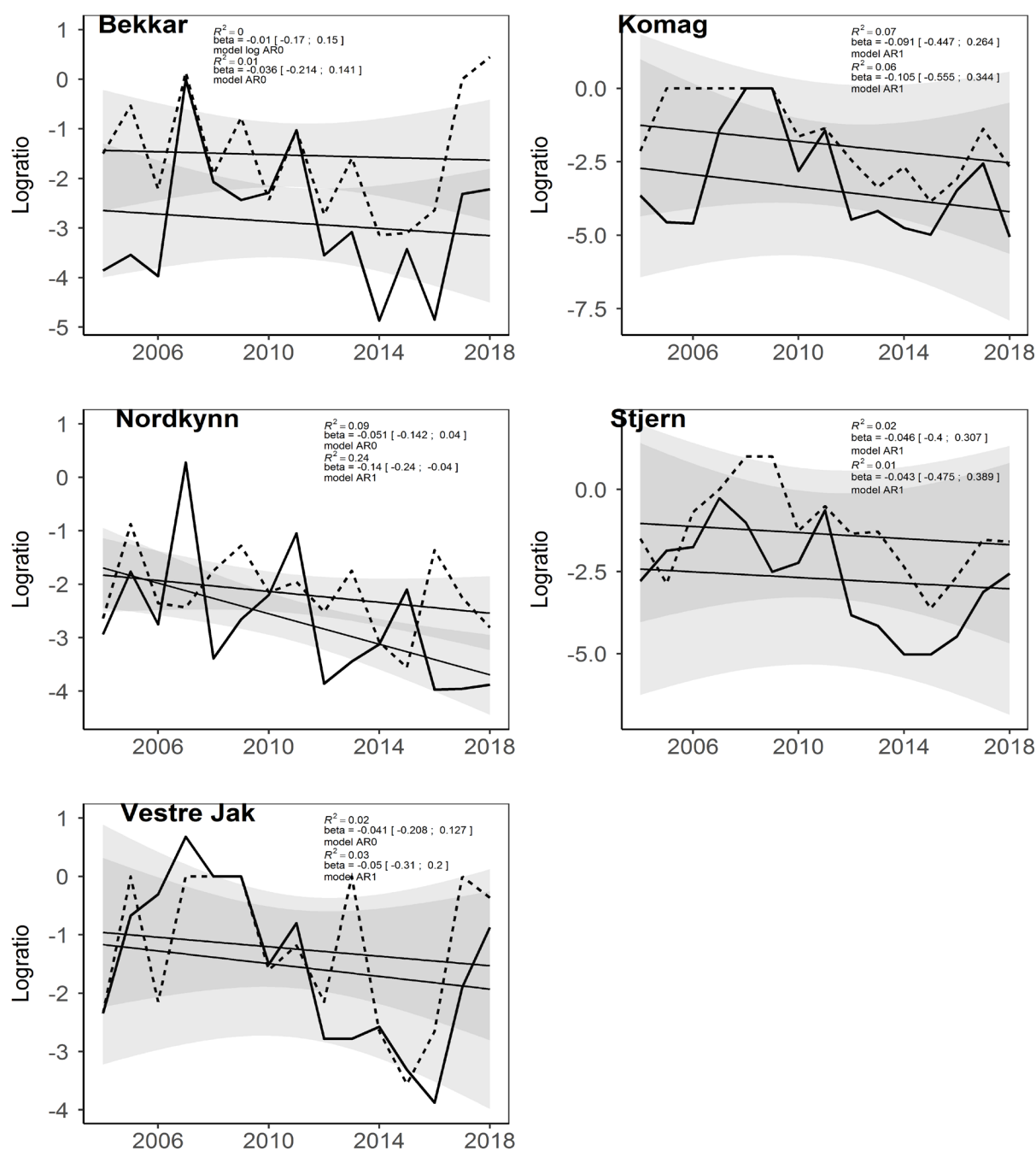
Ikke relevant.

9.2 Supplerende metode

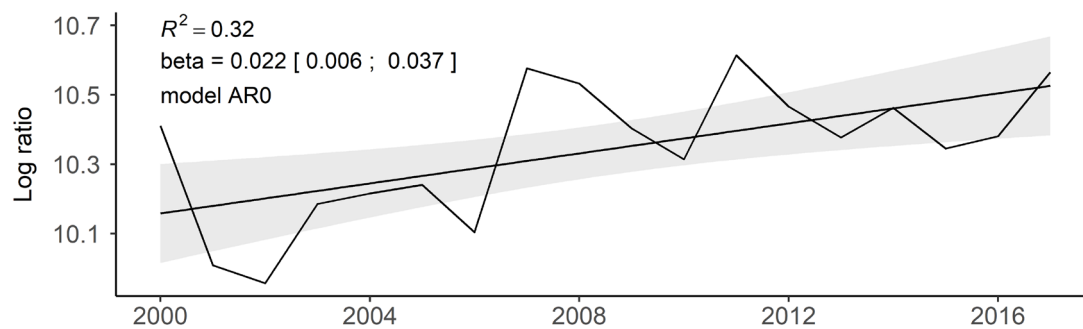
Abundans av smågnagere oppgis i form av gjennomsnittlig antall mus pr. 100 felledøgn, delt opp etter fangstsesong (høst eller vår) og område (Komagdalen, Vestre Jakobselv, Bekkarfjord, Nordkynn og Stjernevann). For denne indikatoren er eng- og heihabitat slått sammen. Summen av relevante arter (her gråsidemus og fjellrotte) per fangstkvadrat tilsvarer fangst i 24 felledøgn (12 feller x 2 fangstdøgn). Dette er gjort om til fangst pr. 100 felledøgn, før det er beregnet et gjennomsnitt (med standardfeil) av alle kvadrater. Log-ratio mellom lemen og mus er beregnet som $\log(\text{lemen pr. 100 felledøgn} / \text{fjellrotte+gråsidemus pr. 100 felledøgn})$. For å håndtere nuller i dataserien er det lagt en konstant (0.1) til hele tidsserien både for lemen og mus. Det er også beregnet log-ratio mellom rein og elg. For rein ble det her brukt samlet antall rein for reinbeitedistriktene Rákkonjárga og Várjjatnjárga. For elg ble det beregnet antall elg observert pr. dag av elgjakta. Dette ble gjort ved å dele antall elg (ant. ku, kalv og okse for alle kommuner) på antall dagsverk (totalt for alle kommuner). Kommunene Berlevåg, Båtsfjord, Tana, Lebesby, Nordkapp, Porsanger, Sør-Varanger, Nesseby og Vadsø er her slått sammen. Tetthet av rype oppgis i form av tetthet (antall/km², basert på linjetakseringdata). Tetthet kan deles opp på linje-, takseringområde- eller regionsnivå innen Finnmark. Estimatenes kommer fra en hierarkisk «distance-sampling» modell hvor ryepopulasjonens vekstrate modelleres som en funksjon av flere drivere, både biotiske (smågnagerabundans, kadavertilgang for generalistpredatorer, målerutbrudd og høsting) og abiotiske (temperatur og nedbør rundt klekkesidspunkt, start på snødekke om høsten). Observasjonsmodellen er modellert som en funksjon av mengde høyreist vedaktig vegetasjon på linjenivå. Log-ratio mellom rype og rein ble beregnet som $\log(\text{gjennomsnittlig estimert antall ryper pr. km}^2 \text{ på Varangerhalvøya} / \text{totalt antall rein for reinbeitedistriktene Rákkonjárga og Várjjatnjárga})$. Endringsrater for alle datasett er beregnet med AR-modeller som beskrevet i protokollen, unntatt smågnagere som er alltid modellert med AR2-prosess. Endringsrater er vist $\pm 2SE$. Best egnede modell basert på AIC fremgår av hver enkelt figur.

9.3 Figurer av indikatorverdier

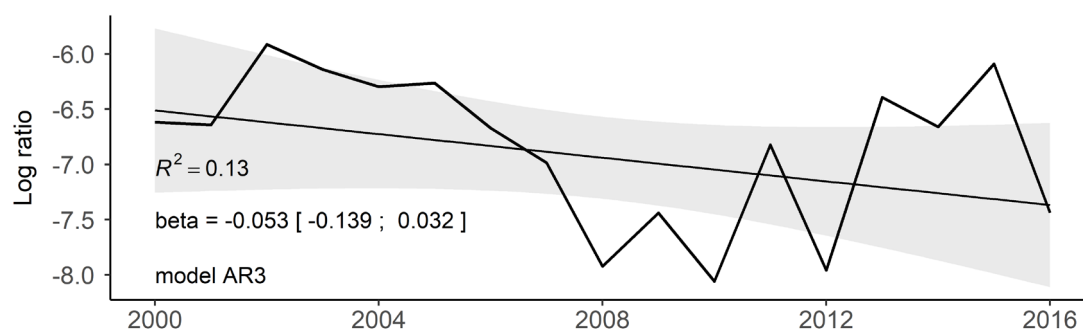
9.3.1 Indikatorverdier



Figur A 9.1: Log-ratio mellom lemen og mus. Figuren viser log-ratio mellom lemen og mus (fjellrotte + gråsidemus) for høst- og vårfangst (hhv. hel og stiple linje) i Bekkarfjord, Komagdalen, Nordkynn, Stjernevann og Vestre Jakobselv. Endringsrater for perioden er vist $\pm 2SE$.

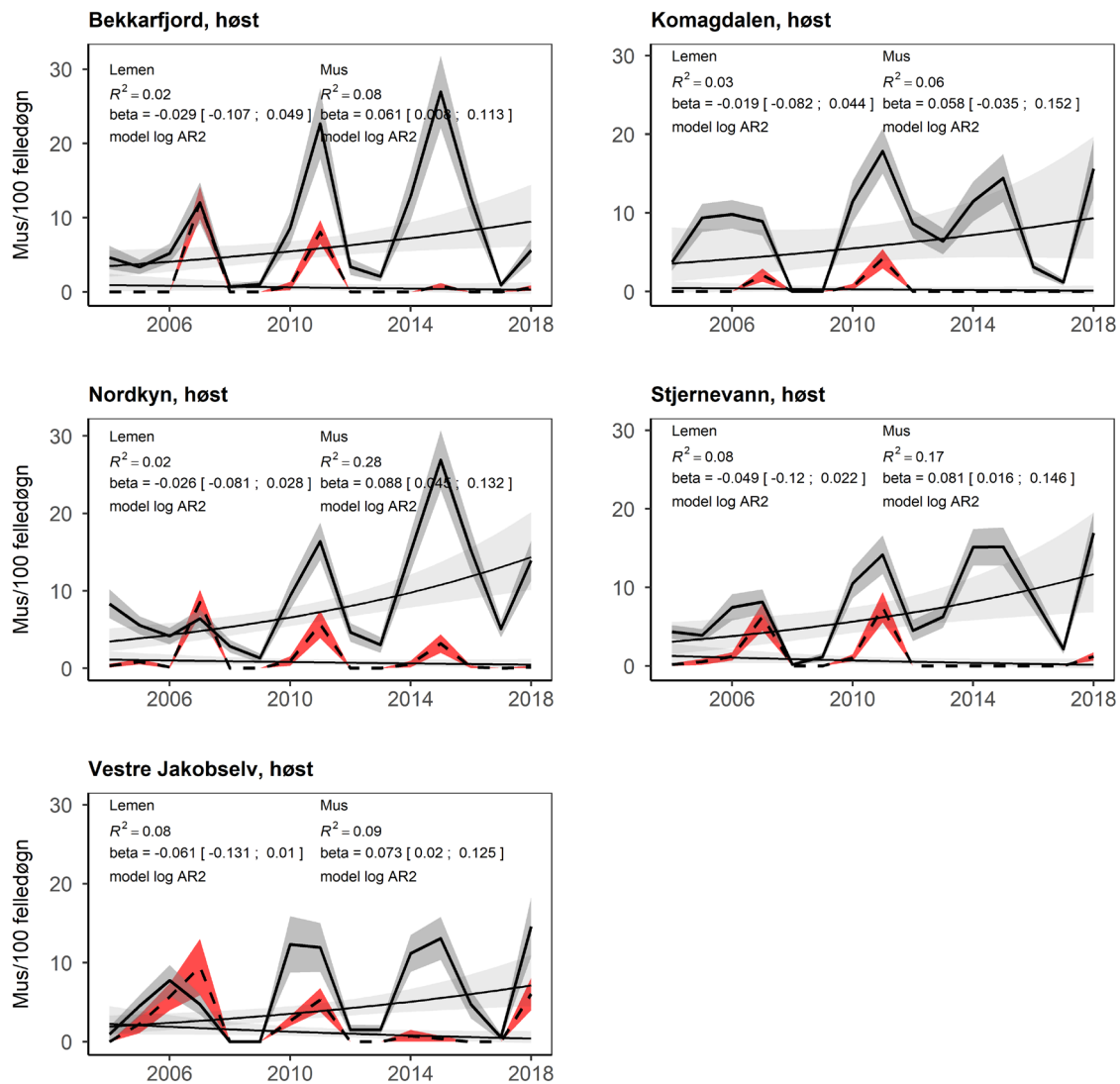


Figur A 9.2: Log-ratio mellom rein og elg. Figuren viser log-ratio mellom totalt antall rein ved reindriftsårets start (1. april) og totalt antall elg sett pr. dag. Endringsrater for perioden er vist $\pm 2SE$.

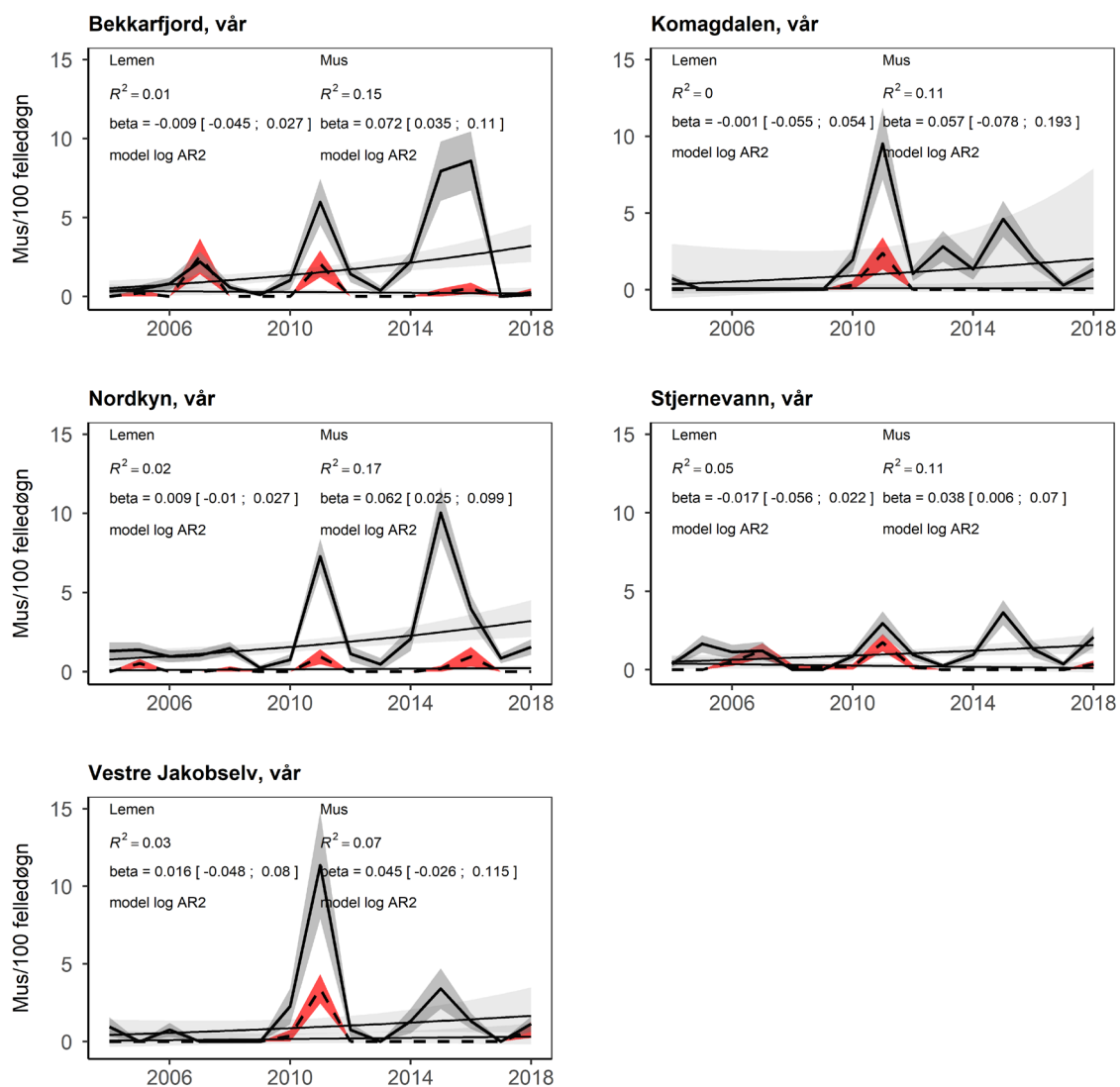


Figur A 9.3: Log-ratio mellom rype og rein. Figuren viser log-ratio mellom estimert antall ryper pr. km² på Varangerhalvøya, og totalt antall rein ved reindriftsårets start (1. april) for reinbeitedistriktene Råkkonjårga og Várjåtnjårga. Endringsrater for perioden er vist $\pm 2SE$.

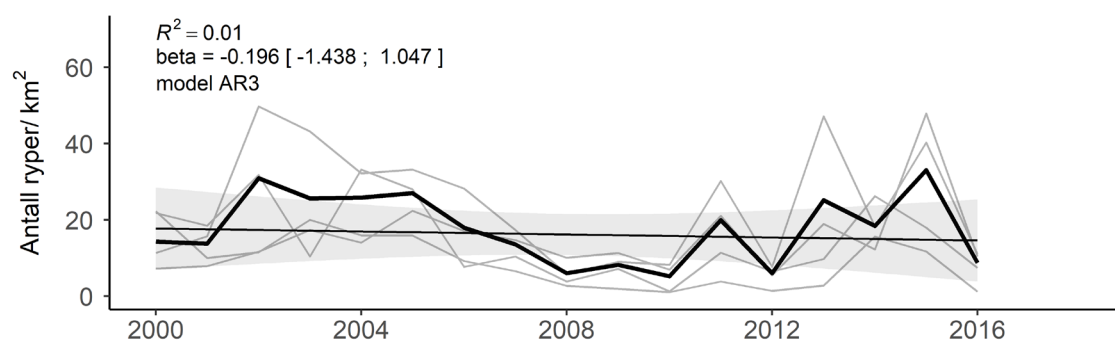
9.3.2 Bakgrunnsdata



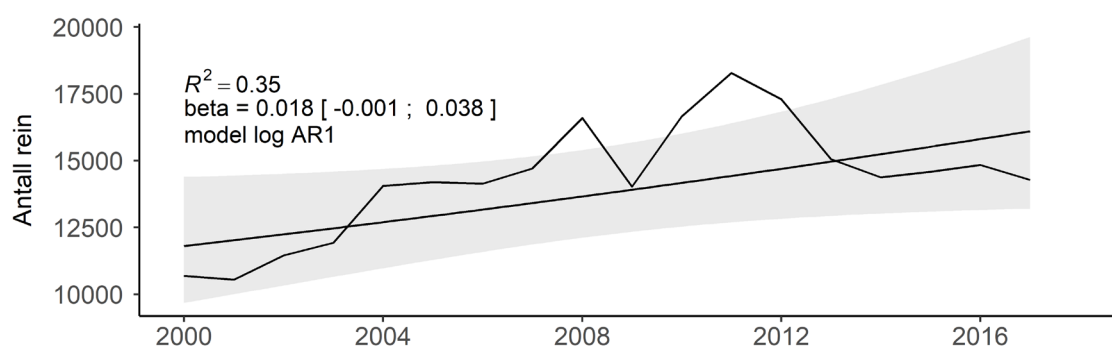
Figur A 9.4: Gråsidemus og fjellrotte (hel linje) og lemen (stiplet linje) pr. 100 felledøgn av høstfangst. Linjer viser et gjennomsnitt per område, $\pm SE$ (hhv. grå og røde skygger). Endringsrater for perioden er vist $\pm 2SE$.



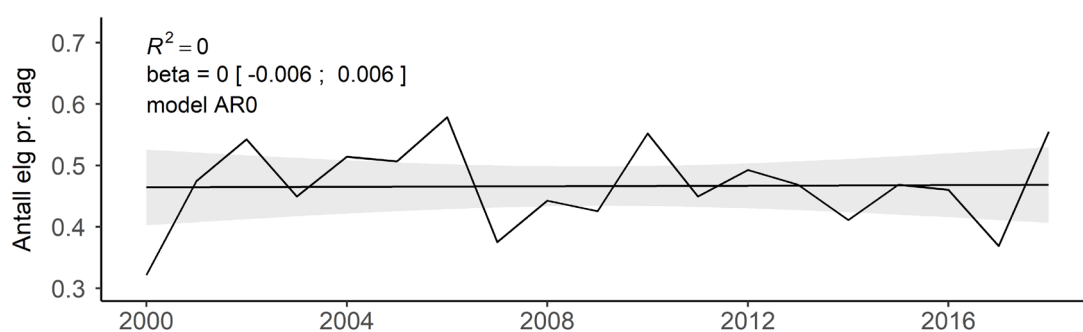
Figur A 9.5: Gråsidemus og fjellrotte (hel linje) og lemen (stiplet linje) pr. 100 felledøgn av vårfangst. Linjer viser et gjennomsnitt per område, $\pm SE$ (hvh. grå og røde skygger). Endringsrater for perioden er vist $\pm 2SE$.



Figur A 9.6: Estimert antall ryper per km² for områder på Varangerhalvøya basert på tall fra linjetaksering. Svart, tykk linje viser et gjennomsnitt av alle lokaliteter innenfor hvert område, mens grå linjer viser variasjonen mellom lokaliteter. Endringsrater for perioden er vist $\pm 2SE$.



Figur A 9.7: Figuren viser antall rein ved reindriftsårets start (1. april), totalt for reinbeitedistriktene Ráákonjárga og Várjijatnjárga for årene det finnes data for både rein og rype (2000-2016). Endringsrater for perioden er vist $\pm 2SE$.



Figur A 9.8: Figuren viser totalt antall elg observert pr. dag av elgjakt. Kommunene Berlevåg, Båtsfjord, Tana, Lebesby, Nordkapp, Porsanger, Sør-Varanger, Nesseby og Vadsø er her slått sammen. En endring i retningslinjene fra og med 2018 kan føre til en økning i antall elg observert per dag, uten at bestanden nødvendigvis har blitt større (fram til 2018 skulle elg som var sett tidligere samme dag ikke rapporteres, f.o.m 2018 kan samme elg rapporteres flere ganger per dag). Endringsrater for perioden er vist $\pm 2SE$.

9.4 Anbefalinger for videreutvikling av indikatoren

På kort sikt bør indikatoren utvides til å inkludere data på elg og rein fra alle kommuner og reinbeitedistrikt som dekker arktiske områder i Finnmark. Dette vil gi god romlig representativitet, men også medføre at romlig variasjon må håndteres i analysen av indikatoren. En endring i

retningslinjene fra og med 2018 kan føre til en økning i antall elg observert per dag, uten at bestandstettheten nødvendigvis har økt. Fram til 2018 skulle elg som var sett tidligere samme dag, av samme eller andre jegere i jaktlaget, ikke rapporteres. Dette kan eventuelt på sikt tas høyde for ved å heller bruke antall skutt elg pr. jegerdag.

10 Indikator: Karnivore vertebrater

Egenskap: Funksjonelle grupper

10.1 Supplerende metadata

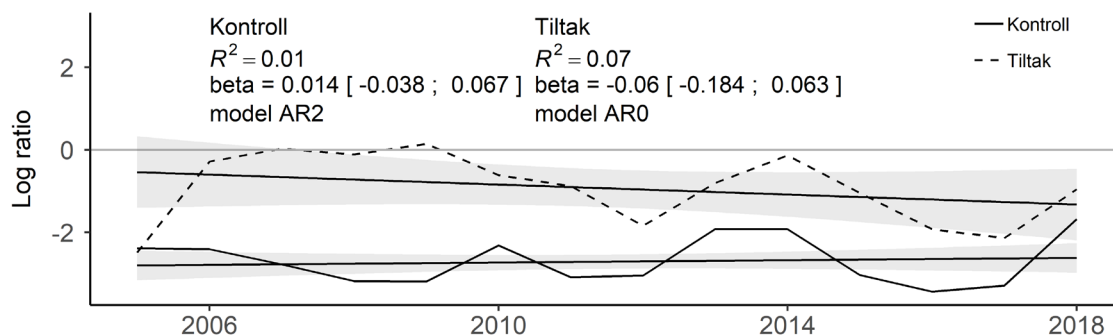
Ikke relevant.

10.2 Supplerende metode

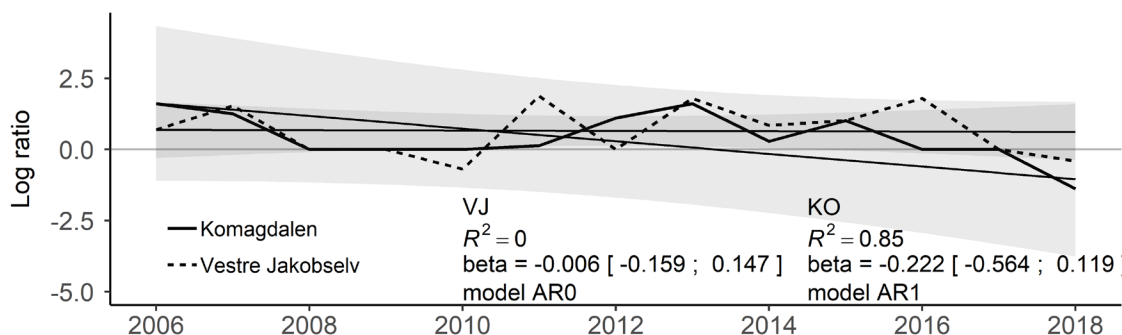
Andel fjellrev og rødrev observert på viltkamerabilder er for hver enkelt art beregnet som antall observasjonsdager med minst én rev fanget på kamera / antall observasjonsdager totalt. En observasjonsdag tilsvarer ett kamera som har tatt bilder i én dag. Studieområdet er delt i to, i tiltaksområder og kontrollområder. I tiltaksområder på Varangerhalvøya (Stjernevann, Komagdalen og Nyborg) skytes det siden 2005 rødrev som en del av prosjektet «Fjellrev i Finnmark». Siden 2018 blir det også foret og satt ut fjellrev. I kontrollområder utenfor Varangerhalvøya (Gaissene, Ifjordfjellet, Bekkarfjord og Nordkyn) gjennomføres ikke slike tiltak. Andel dager med rev på kamera er beregnet separat for kontroll- og tiltaksområder. Log-ratio mellom fjellrev og rødrev er beregnet som $\log(\text{andel dager med fjellrev på kamera} / \text{andel dager med rødrev på kamera})$. For å håndtere nuller i fjellrevdatasettet er det lagt en konstant (0.002) til hvert år i fjellrevtidsserien. Log-ratio fjelljo:fjellvåk er beregnet som $\log(\text{antall hekkende fjelljopar} / \text{antall hekkende fjellvåkpar})$. Det er lagt til en konstant (1) til hvert år i begge tidsserier for å håndtere nuller i datasettet. Endringsrater for alle datasett er beregnet med AR-modeller som beskrevet i protokollen, , unntatt fjelljo og fjellvåk som er alltid modellert med AR2-prosess. Endringsrater er vist $\pm 2SE$. Best egnede modell basert på AIC fremgår av hver enkelt figur.

10.3 Figurer av indikatorverdier

10.3.1 Indikatorverdier

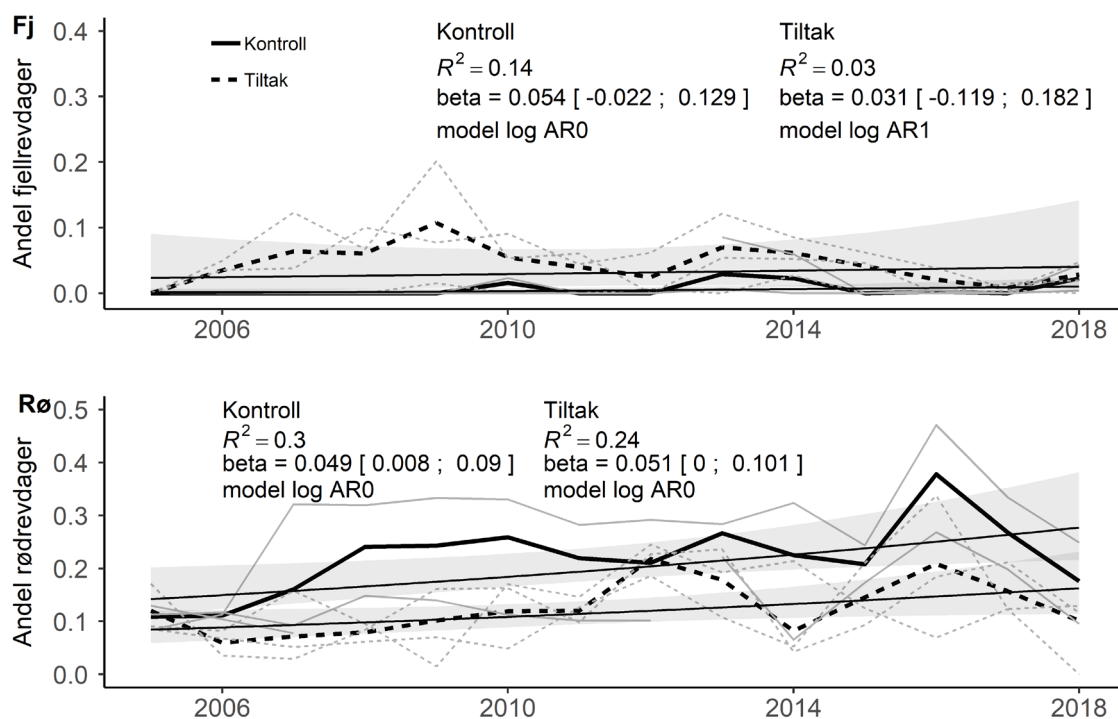


Figur A 10.1: Log-ratio mellom fjellrev og rødrev i tiltaksområder (stiplet linje) og kontrollområder (hel linje), basert på viltkameraobservasjoner. Endringsrater for perioden er vist $\pm 2SE$.

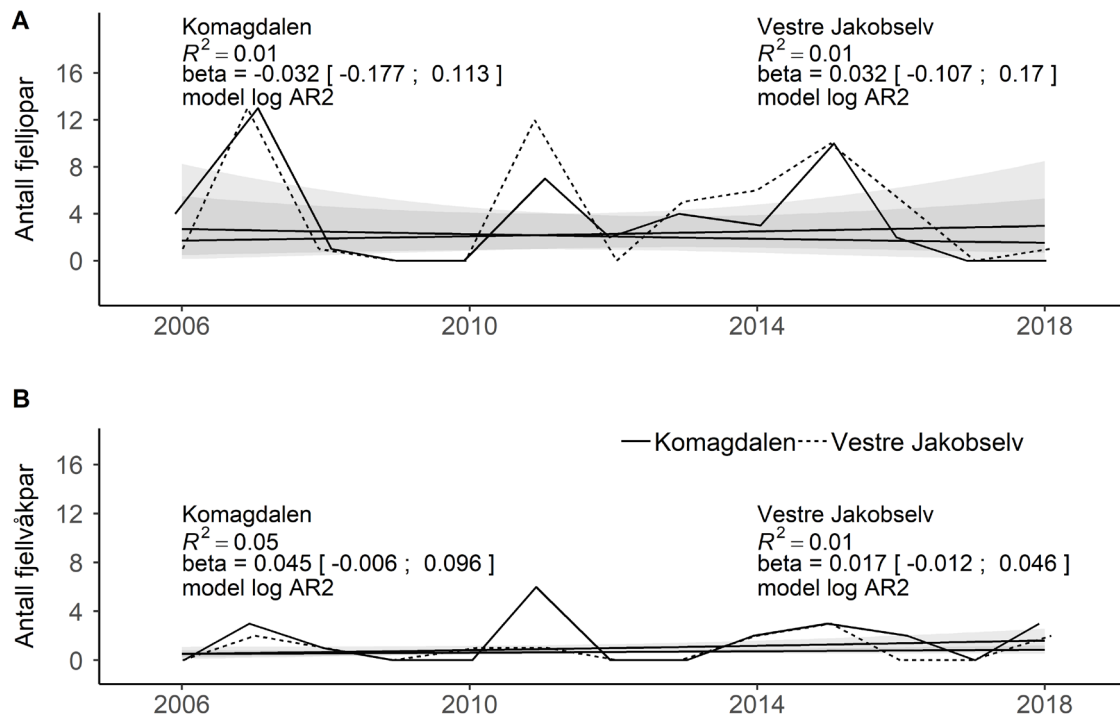


Figur A 10.2: Log ratio fjelljo:fjellvåk i Komagdalen (hel linje) og Vestre Jakobselv (stiplet linje). Endringsrater for perioden er vist $\pm 2SE$.

10.3.2 Bakgrunnsdata



Figur A 10.2: Andel dager med fjellrev og rødrev observert på viltkamera. Stiplede linjer viser tiltaksområder (Stjernevann, Komagdalen og Nyborg) hvor det foretas uttak av rødrev i forbindelse med prosjektet «Fjellrev i Finnmark». Hele linjer viser kontrollområder (Gaissene, Ifjordfjellet, Bekkarfjord og Nordkynn) hvor ingen tiltak gjennomføres. Svarte, tykke linjer viser utviklingen for hvert område sett under ett, mens tynne grå linjer viser variasjonen mellom lokaliteter innenfor hvert område. Endringsrater for perioden er vist $\pm 2SE$.



Figur A 10.3: Antall hekkende par av A) fjelljo og B) fjellvåk i Komagdalen (hel linje) og Vestre Jakobselv (stiplet linje). Endringsrater for perioden er vist $\pm 2SE$.

10.4 Anbefalinger for videreutvikling av indikatoren

På kort sikt (dvs frem mot en operasjonell versjon av fagsystemet) anbefales det at forholdet mellom fjellrev og rødvrev videreutvikles med å bruke en statistisk modell som tar hensyn til varierende oppdagbarhet av artene, for å analysere tilstedeværelse av de to arter basert på viltkameradata. Videre har man i dag dårlig kunnskap om hvorvidt og i hvilket omfang det kamerabaserte indeks på fjellrev påvirkes av tilleggsfôringen som utføres i forbindelse med utsetting av fjellrev. Dette er noe som bør evalueres.

På litt lengere sikt kan indikatoren forbedres på flere punkter: 1) Det nåværende datagrunnlaget mangler informasjon om forholdet mellom de to reveartene på sommeren, i perioden hvor revene yngler. Noe data om dette eksisterer fra kamera som står på fjellrevhi, men antall hikamera som er i bruk har vært lavt på grunn av logistiske begrensninger. En øking i antallet hikamera, evt i kombinasjon med data fra kamera på fôrautomatene for fjellrev, vil kunne belyse forholdet også på sommerstid. 2) Blant rovfuglene representerer snøuglen den mest spesialiserte arktiske arten, og også fjelljo er mer begrenset til arktiske områder enn fjellvåken. Men alle tre arter representerer fremdeles typiske arter for den lavarktiske tundraen. Borealiseringsen av rovfuglsamfunnet kunne illustreres bedre ved å inkludere forholdet mellom disse lavarktiske artene og de boreale generalister, kråke og ravn, i indikatoren. Data for kråkefugl er per i dag tilgjengelig for vinteren fra viltkamera. 3) Den økte bruk av kamerafeller for smågnagere gir viktig tilleggsinformasjon om arktiske smågnagerpredatorer (snømus og røyskatt). På sikt ville indikatoren kunne forbedres ved også å inkludere disse artene, som det i dag omtrent ikke finnes data på.

11 Indikator: Krattdannende vier

Egenskap: Funksjonelt viktige arter og strukturer

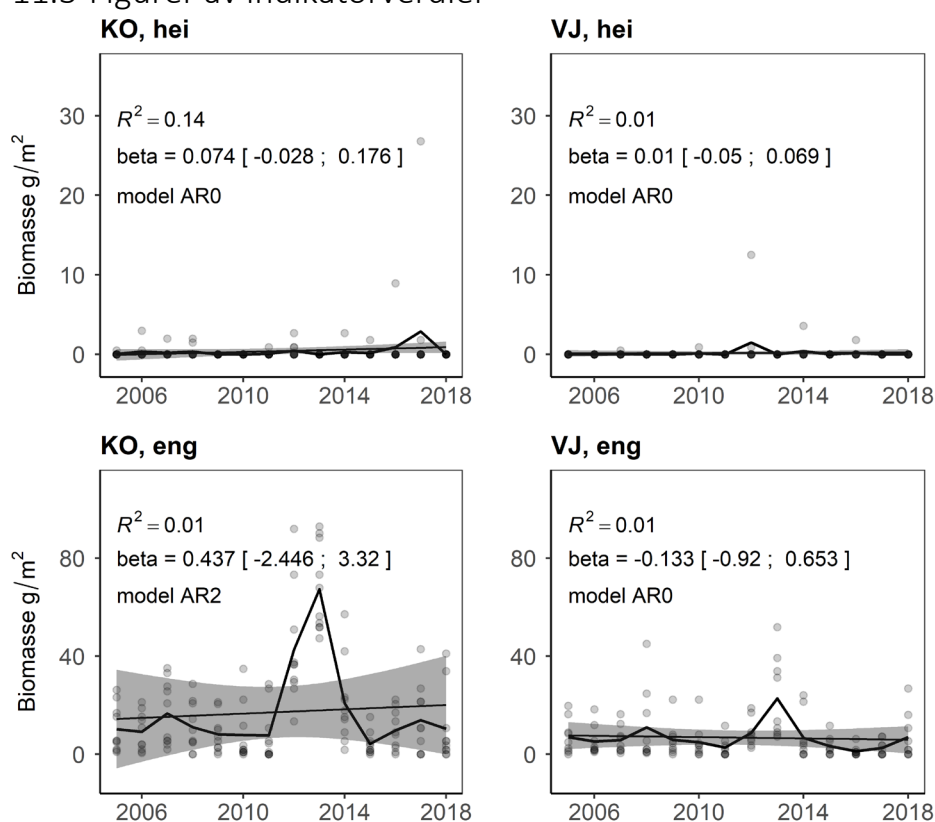
11.1 Supplerende metadata

Ikke relevant.

11.2 Supplerende metode

Biomasse av krattdannende vier er beregnet som et årlig gjennomsnitt av alle plot per studieområde (Komagdalen og Vestre Jakobselv) og habitat (hei og eng). Endringsrater for alle datasett er beregnet med AR-modeller som beskrevet i protokollen og er vist $\pm 2SE$. Best egnede modell basert på AIC fremgår av hver enkelt figur.

11.3 Figurer av indikatorverdier



Figur A 11.1: Biomasse krattdannende vier. Figuren viser biomasse av krattdannende vier i g/m² for hei- og enghabitat i Komagdalen og Vestre Jakobselv. Punkter viser årlig biomasse for alle plot, mens svart linje viser et gjennomsnitt av disse. Endringsrater for perioden er vist $\pm 2SE$.

11.4 Anbefalinger for videreutvikling av indikatoren

Det nåværende datagrunnlaget for indikatoren består av biomassemålinger av småplanter på faste overvåkingslokaliteter på Varangerhalvøya. Disse gir et godt bilde av eventuelle tilstandsendringer i eng-krattmosaikken over tid koplet til relevante drivere, men kan i liten grad bidra til å vurdere gjengroing på regional skala. Indikatorens relevans kunne økes betydelig ved å supplere den med data på utviklingen i utbredelsen av store vierkratt på regional skala. I det COAT tilknyttede utviklingsprosjektet COAT Tools jobbes det med utvikling av fjernmålingsbaserte (radar, lidar og optiske bilder) metoder for karakteristikk av kratt i lavarktisk tundra. Disse forventes å kunne operasjonaliseres i et 5-års perspektiv.

12 Indikator: Krekling

Egenskap: Funksjonelt viktige arter og strukturer

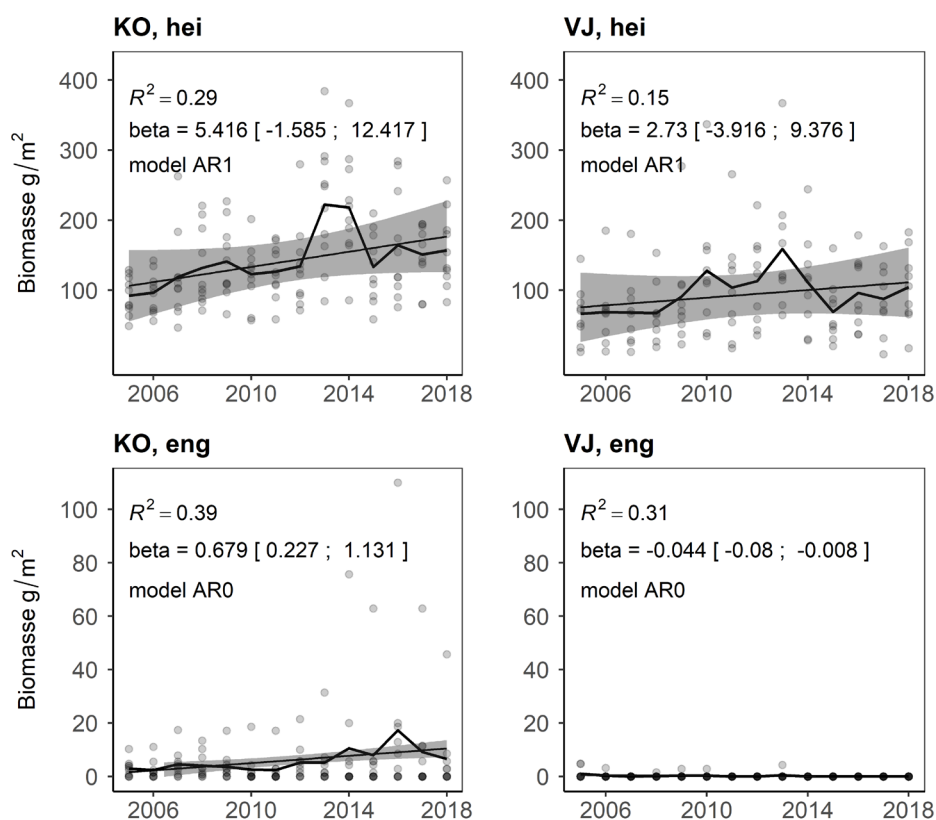
12.1 Supplerende metadata

Ikke relevant.

12.2 Supplerende metode

Biomasse av krekling er beregnet som et årlig gjennomsnitt av alle plot per studieområde (Komagdalen og Vestre Jakobselv) og habitat (hei og eng). Endringsrater for alle datasett er beregnet med AR-modeller som beskrevet i protokollen og er vist $\pm 2SE$. Best egnede modell basert på AIC fremgår av hver enkelt figur.

12.3 Figurer av indikatorverdier



Figur A 12.1: Biomasse krekling. Figuren viser biomasse av krekling i g/m² for hei- og enghabitat i Komagdalen og Vestre Jakobselv. Punkter viser årlig biomasse for alle plot, mens svart linje viser et gjennomsnitt av disse. Endringsrater for perioden er vist $\pm 2SE$.

12.4 Anbefalinger for videreutvikling av indikatoren

På kort sikt vurderes indikatoren som hensiktsmessig formulert.

13 Indikator: Fjellbjørk i skogtundra

Egenskap: Funksjonelt viktige arter og strukturer

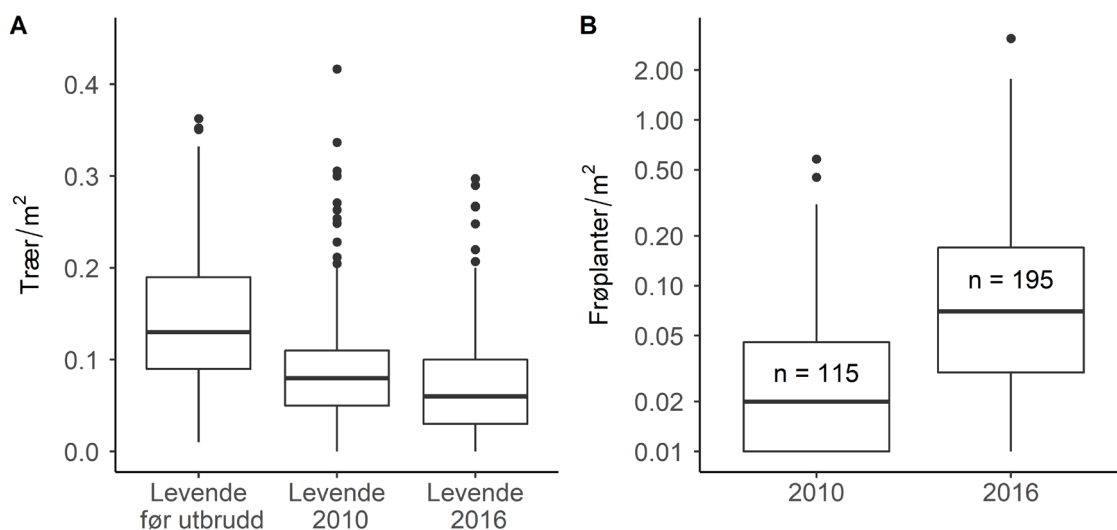
13.1 Supplerende metadata

Ikke relevant.

13.2 Supplerende metode

Tellinger av trær og frøplanter er utført innenfor 40 landskapsblokker (2×2 km) i Varangerregionen i Øst-Finnmark. Bare blokker med et areal bestående av >50 % skog og <10 % åpent vann er tatt med i utvalget. Blokkene er stratifisert basert på satellittmålt varighet av bjørkemålerutbrudd (fall i NDVI) i årene 2002-2010, slik at det er 10 blokker i hver av følgende 4 kategorier: ingen alvorlig defoliering, eller alvorlig defoliering i 1, 2 eller 3 (eller flere) år. Alvorlig defoliering er definert som et fall i NDVI på $\geq 15\%$. De 10 blokkene i hver kategori er tilfeldig lagt ut innenfor det tilgjengelige arealet av skog med relevant defolieringsklasse. Innenfor hver blokk har det blitt gjort tellinger av trær og frøplanter langs 7 tilfeldig utlagte transekter (totalt 280 transekter) på 2×50 m (100 m²). De samme transektene har blitt observert i august 2010 og august 2016. En frøplante er definert som et bjørketre på <1.3 m høyde, som ikke har tydelige koblinger til roten på større trær. Antall levende trær før utbruddet er ikke observert direkte, men er beregnet som summen av antall levende og døde trær observert rett etter utbruddet i 2010.

13.3 Figurer av indikatorverdier



Figur A 13.1: **A)** Tetthet av fjellbjørk i skogtundra, målt i antall levende trær pr. m². Kategorien «Levende før utbrudd» representerer antatt tetthet av levende trær før bjørkemålerutbruddet i 2002-2008. **B)** Frøplanter pr m², for transekter som hadde frøplanter (n, totalt antall transekter = 280). Datagrunnlaget tillater ikke beregning av endringsrater.

13.4 Anbefalinger for videreutvikling av indikatoren

Datainnsamlingen for indikatoren er per i dag stratifisert i rom basert på intensiteten av den viktigste driveren av dødelighet for fjellbjørk, dvs. målerutbrudd. Det forventes imidlertid at denne driverens effekt på dødelighet og gjenvekst interagerer med to andre drivere som begge viser stor romlig variasjon i skogtundraen, nærmere bestemt beitepress fra tamrein og bioklimatiske bonitetsgradienter. Det er godt dokumentert at beiting fra rein har sterke negative effekter på vekst og overlevelse hos frøplanter, men beitetrykket vil variere både mellom reinbeitedistrikter og på mindre skala avhengig av dyrenes arealbruk. Videre vet vi at bjørkas størrelse og vekstform (antall

stammer per tre) er sterkt påvirket av lokal variasjon i jordsmonn og klima. Dette antas igjen å påvirke sannsynligheten for dødelighet ved målerutbrudd og evnen til gjenvekst, selv om disse sammenhengene per i dag er relativt dårlig forstått. For å sikre at indikatoren har generell relevans for skogtundraen som helhet, anbefales det derfor at datainnsamlingen så snart som mulig stratifiseres i henhold til kjente gradienter i beitetrykk og bonitet, eller at disse variablene registreres som kovariater, slik at effektene deres kan modelleres statistisk under dataanalysen. Videre bør det nevnes at totalt antall frøplanter ikke nødvendigvis gir et godt mål på langsiktig rekruttering, da små (unge) planter antas å ha lav sannsynlighet for overlevelse på sikt. En enkel videreutvikling av indikatoren på kort sikt vil derfor være å registrere frøplantenes høyde. Tilstedeværelse av mange store frøplanter antas da å indikere økt sannsynlighet for god langsiktig rekruttering til skogen, men denne sammenhengen vil måtte testes når lengre tidsserier blir tilgjengelige.

14 Indikator: Lemen

Egenskap: Funksjonelt viktige arter og strukturer

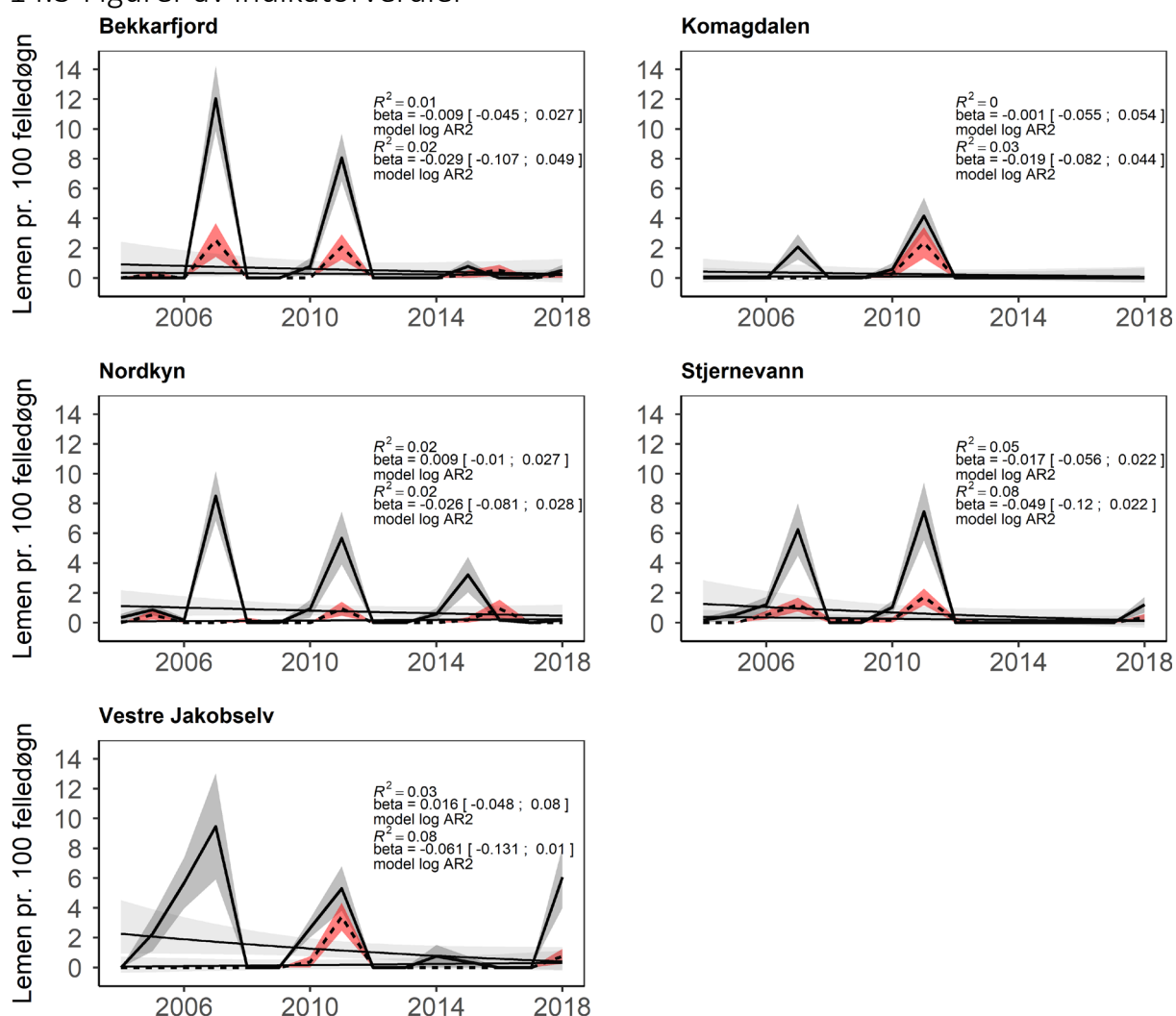
14.1 Supplerende metadata

Ikke relevant.

14.2 Supplerende metode

Abundans av lemen oppgis i form av gjennomsnittlig antall mus pr. 100 felledøgn, delt opp etter fangstsesong (høst eller vår) og område (Komagdalen, Vestre Jakobselv, Bekkarfjord, Nordkynn og Stjernevann). Summen av relevante arter (her gråsidemus og fjellrotte) per fangstkvadrat tilsvarer fangst i 24 felledøgn (12 feller x 2 fangstdøgn). Dette er gjort om til fangst pr. 100 felledøgn, før det er beregnet et gjennomsnitt (med SE) av alle kvadrater. Endringsrater for alle datasett er beregnet med AR2-modeller som beskrevet i protokollen og er vist $\pm 2SE$.

14.3 Figurer av indikatorverdier



Figur A 14.1: Lemen pr. 100 felledøgn for høstfangst (gjennomsnitt hel linje, SE grå skygge) og vårfangst (gjennomsnitt stiptet linje, SE rød skygge). Endringsrater for perioden er vist $\pm 2SE$.

14.4 Anbefalinger for videreutvikling av indikatoren

Det nåværende datagrunnlaget for indikatoren er klappfellefangst av smågnagere i et regionalt representativt design. COAT jobber aktivt med å implementere en kamerabasert

overvåkingsmetodikk (Soininen *et al.*, 2015), som på sikt skal erstatte klappfellefangsten. Kameraovervåking har mye større tidsmessig representativitet (kontinuerlig hele året fremfor to årlige fangster). Den gir tilleggsdata på smågnager-predatorer som røyskatt og snømus, og dermed nye muligheter for å overvåke helt sentrale trofiske interaksjoner. På grunn av større kostnader med kamerafeller fremfor klappfeller må den derimot gjennomføres med færre fangstlokaliteter enn den nåværende regionale overvåking. Det er derfor viktig å vurdere hvordan den romlige representativiteten av indikatoren påvirkes av et skifte til kamerabasert overvåking, samt forholdet mellom tidsserier basert på begge metoder.

15 Indikator: Ryper

Egenskap: Funksjonelt viktige arter og strukturer

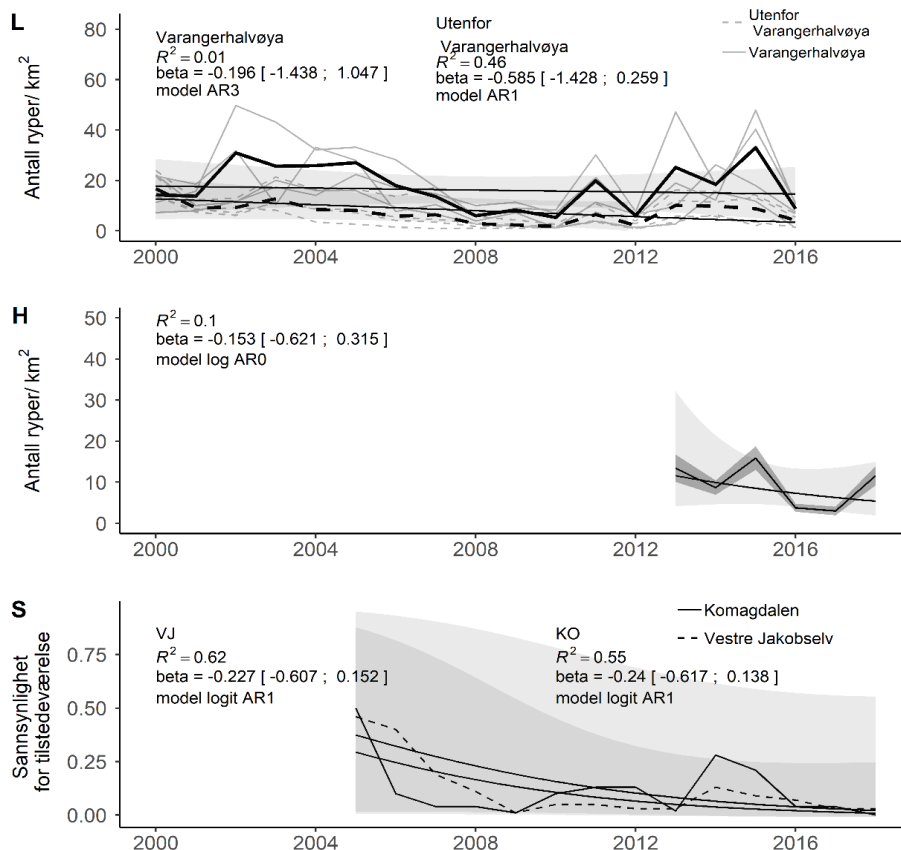
15.1 Supplerende metadata

Ikke relevant.

15.2 Supplerende metode

Tetthet av rype oppgis i form av tetthet (antall/km², basert på linjetakseringsdata) eller sannsynlig tilstedeværelse (basert på presence-absence data av skitt på plot-nivå). Tetthet kan deles opp på linje-, takseringområde- eller regionsnivå innen Øst-Finnmark. Estimaterne kommer fra en hierarkisk «distance-sampling» modell hvor rypepopulasjonens vekstrate modelleres som en funksjon av flere drivere, både biotiske (smågnagerabundans, kadavertilgang for generalistpredatorer, målerutbrudd og høsting) og abiotiske (temperatur og nedbør rundt klekketidspunkt, start på snødekke om høsten). Observerbarhet er modellert som en funksjon av mengde høyreist vedaktig vegetasjon på linjenivå. Estimater på tilstedeværelse kommer fra en modell (Generalised Linear Mixed Model med logit link og binomial fordeling) som modellerer presence-absence som en funksjon av region (Komag, Vestre Jakobselv (og Ifjord)), sesong (vår og høst), år og variabler som karakteriserer krattkonfigurasjonen rundt plottene, og med plot som tilfeldig faktor. Endringsrater for alle datasett er beregnet med AR-modeller som beskrevet i protokollen og er vist $\pm 2SE$. Best egnede modell basert på AIC fremgår av hver enkelt figur.

15.3 Figurer av indikatorverdier



Figur A 15.1: L) Estimert antall liryper per km² for områder på Varangerhalvøya (hel linje), og områder utenfor Varangerhalvøya (stiplet linje), basert på tall fra linjetaksering. Svart, tykk linje viser et gjennomsnitt av alle lokaliteter innenfor hvert område, mens grå linjer viser variasjonen mellom lokaliteter. H) Estimert antall liryper pr km² ($\pm 2SE$) i Øst-

Finnmark, basert på data fra Hønefuglportalen. S) Estimert sannsynlighet for tilstedeværelse av liryne i Komagdalen (hel linje) og i Vestre Jakobselv (stiplet linje). Basert på skittellinger. Endringsrater for perioden er vist $\pm 2SE$.

15.4 Anbefalinger for videreutvikling av indikatoren

Målet for denne indikatoren bør på kort sikt være å nøste opp i eventuelle forskjeller mellom det datasett på rypetakseringer fra FeFo som er brukt i samarbeid med FeFo innen SUSTAIN prosjektet og det som nå er tilgjengelig på gbif. Deretter bør fritt tilgjengelige gbif data brukes som grunnlagsdata i en tilsvarende modell som brukt innen SUSTAIN i fremtiden. Da disse data, gitt samme romlige oppløsning i fremtiden, ikke er godt representert i lavarktisk tundra, og dermed ikke har en arealrepresentativ dekning, er det mer langsiktige målet at denne indeksens grunnlagsdata skal erstattes/suppleres med lytteboksdata (COAT). Selv om det vil betyrlig dårligere romlig dekning i hele Øst-Finnmark, vil gjeldende design være mer representativt for Tundra på Varanger.

16 Indikator: Tamrein abundans

Egenskap: Funksjonelt viktige arter og strukturer

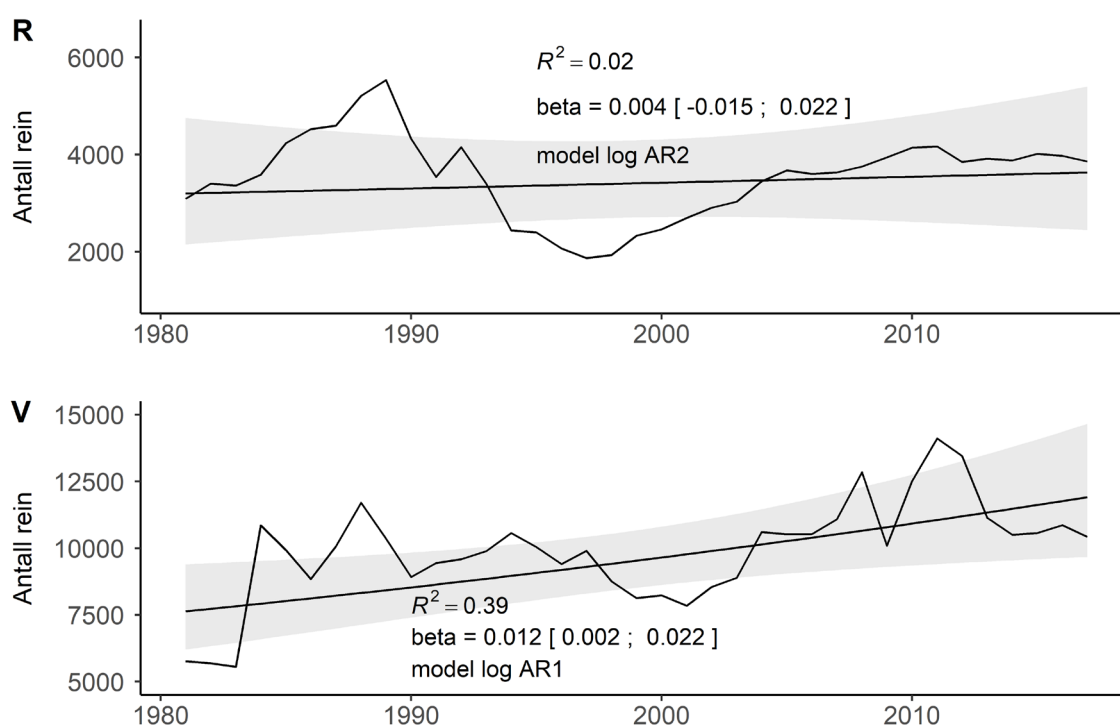
16.1 Supplerende metadata

Ikke relevant.

16.2 Supplerende metode

Endringsrater for alle datasett er beregnet med AR-modeller som beskrevet i protokollen og er vist $\pm 2SE$. Best egnede modell basert på AIC fremgår av hver enkelt figur.

16.3 Figurer av indikatorverdier



Figur A 16.1: Totalt antall rein ved reindriftsårets start (1. april), for Rákkonjárga (R) og Várjjatnjárga (V). Endringsrater for perioden er vist $\pm 2SE$.

16.4 Anbefalinger for videreutvikling av indikatoren

Indikatoren bør utvides til å inkludere data på rein fra alle reinbeitedistrikt med sommerbeiter i arktiske områder i Finnmark. Dette vil gi god romlig representativitet, men også medføre at romlig variasjon må håndteres i analysen av indikatoren.

17 Indikator: Tamrein kalvevekt

Egenskap: Funksjonelt viktige arter og strukturer

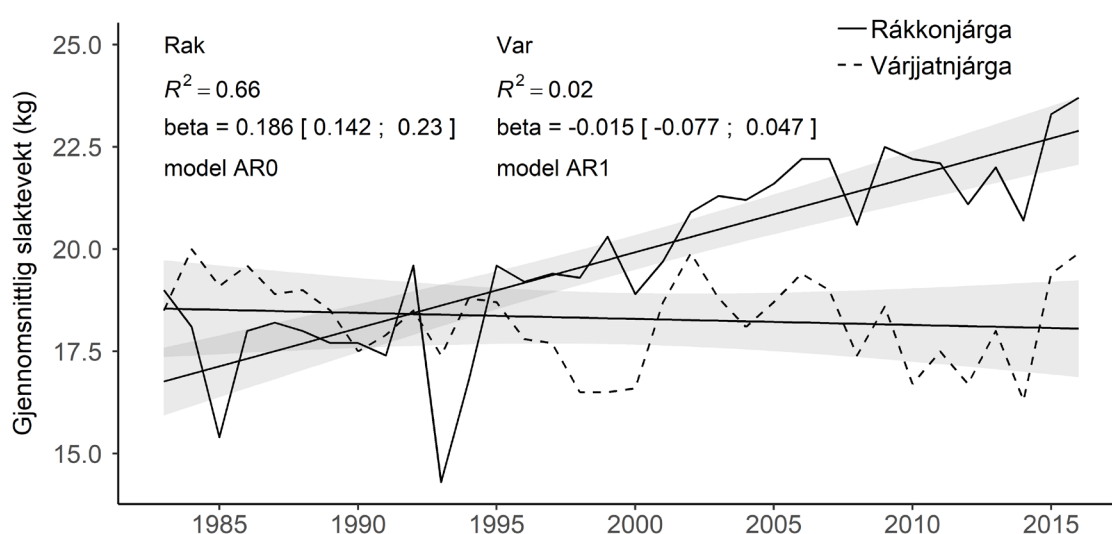
17.1 Supplerende metadata

Ikke relevant.

17.2 Supplerende metode

Endringsrater for alle datasett er beregnet med AR-modeller som beskrevet i protokollen og er vist $\pm 2SE$. Best egnede modell basert på AIC fremgår av hver enkelt figur.

17.3 Figurer av indikatorverdier



Figur A 17.1: Gjennomsnittlig slaktevekt i kg hos reinkalv, for Rákkonjárga (hel linje) og Várjjatnjárga (stiplet linje). Endringsrater for perioden er vist $\pm 2SE$.

17.4 Anbefalinger for videreutvikling av indikatoren

Indikatoren bør utvides til å inkludere data på rein fra alle reinbeitedistrikt med sommerbeiter i arktiske områder i Finnmark. Dette vil gi god romlig representativitet, men også medføre at romlig variasjon må håndteres i analysen av indikatoren. Det bør lages en statistisk modell som formelt vurderer i hvilken grad variasjon i indikatoren påvirkes av indikatorene: «Tamrein-abundans», «Start på vekstsesong», «Maksimal produktivitet», «Maksimal plantebiomasse», «Plantevekstformer», «Vintermildværsdager» og «Areal inngrepsfrie naturområder (INON)». Dette vil gi en bedre forståelse av hvilke drivere som er avgjørende for forandringer i økologisk tilstand med hensyn på denne indikatoren.

18 Indikator: Tamrein produksjon

Egenskap: Funksjonelt viktige arter og strukturer

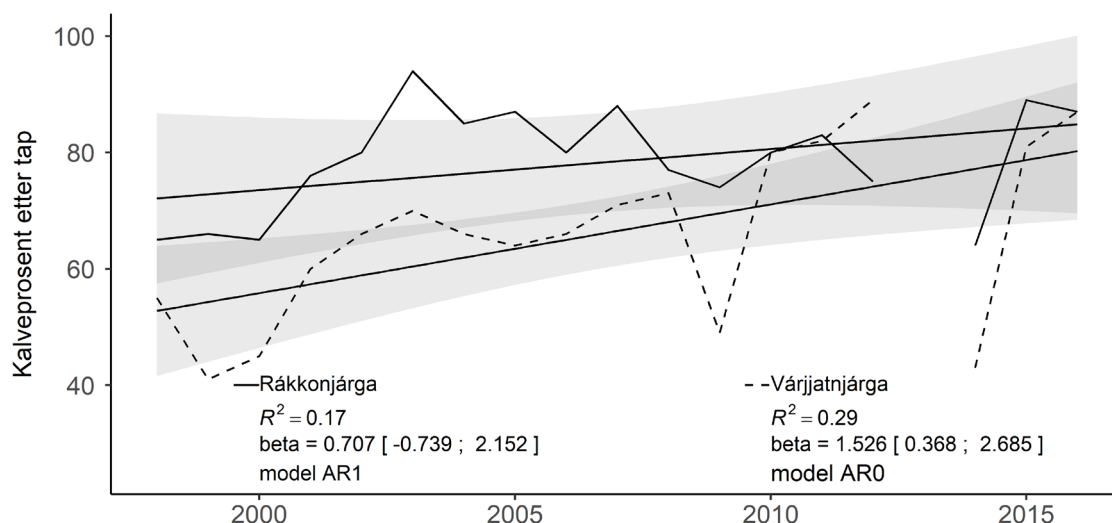
18.1 Supplerende metadata

Ikke relevant.

18.2 Supplerende metode

Endringsrater for alle datasett er beregnet med AR-modeller som beskrevet i protokollen og er vist $\pm 2SE$. Best egnede modell basert på AIC fremgår av hver enkelt figur.

18.3 Figurer av indikatorverdier



Figur A 18.1: Produksjonsmål rein. Figuren viser andel av simlene ved oppstart av reindriftsåret som fikk frem kalv uten at disse ble tapt, i Råkkonjårga (hel linje) og Várjåtnjårga (stiplet linje). Endringsrater for perioden er vist $\pm 2SE$.

18.4 Anbefalinger for videreutvikling av indikatoren

Indikatoren bør utvides til å inkludere data på rein fra alle reinbeitedistrikt med sommerbeiter i arktiske områder i Finnmark. Dette vil gi god romlig representativitet, men også medføre at romlig variasjon må håndteres i analysen av indikatoren. Det bør lages en statistisk modell som formelt vurderer i hvilken grad variasjon i indikatoren påvirkes av indikatorene: «Tamrein-abundans», «Tamrein – kalvevekt», «Start på vekstsesong», «Maksimal produktivitet», «Maksimal plantebiomasse», «Plantevekstformer», «Vintermildværsdager» og «Areal inngrepsfrie naturområder (INON)». Dette vil gi en bedre forståelse av hvilke drivere som er avgjørende for forandringer i økologisk tilstand med hensyn på denne indikatoren.

19 Indikator: Rødrev - kameraindeks

Egenskap: Funksjonelt viktige arter og strukturer

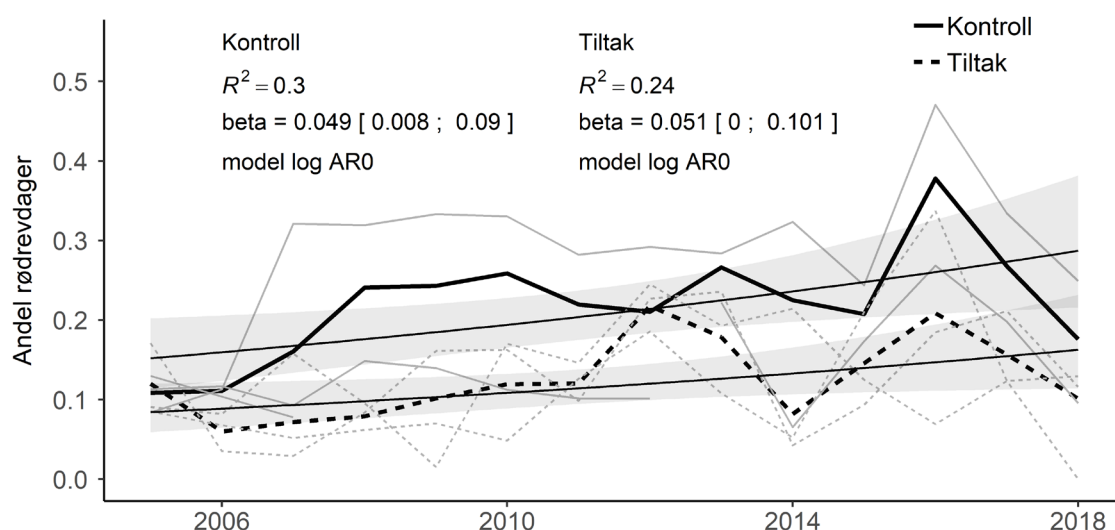
19.1 Supplerende metadata

Ikke relevant.

19.2 Supplerende metode

Andel rødrev observert på viltkamerabilder er beregnet som antall observasjonsdager med minst én rødrev fanget på kamera / antall observasjonsdager totalt. En observasjonsdag tilsvarer ett kamera som har tatt bilder i én dag. Studieområdet er delt i to, i tiltaksområder og kontrollområder. I tiltaksområder på Varangerhalvøya (Stjernevann, Komagdalen og Nyborg) skytes det siden 2005 rødrev som en del av prosjektet «Fjellrev i Finnmark». Siden 2018 blir det også foret og satt ut fjellrev. I kontrollområder utenfor Varangerhalvøya (Gaissene, Ifjordfjellet, Bekkarfjord og Nordkyn) gjennomføres ikke slike tiltak. Andel dager med rødrev på kamera er beregnet separat for kontroll- og tiltaksområder. Endringsrater for alle datasett er beregnet med AR-modeller som beskrevet i protokollen og er vist $\pm 2SE$. Best egnede modell basert på AIC fremgår av hver enkelt figur.

19.3 Figurer av indikatorverdier



Figur A 19.1: Andel dager med rødrev observert på viltkamera. Stiplede linjer viser tiltaksområder (Stjernevann, Komagdalen og Nyborg) hvor det foretas uttak av rødrev i forbindelse med prosjektet «Fjellrev i Finnmark». Hele linjer viser kontrollområder (Gaissene, Ifjordfjellet, Bekkarfjord og Nordkynn) hvor ingen tiltak gjennomføres. Svarte, tykke linjer viser utviklingen for hvert område sett under ett, mens grå linjer viser variasjonen mellom lokaliteter innenfor hvert område. Endringsrater for perioden er vist $\pm 2SE$.

19.4 Anbefalinger for videreutvikling av indikatoren

På kort sikt (dvs frem mot en operasjonell versjon av fagsystemet) anbefales det videreutvikling på følgende: i) bruk av en statistisk modell for å analysere tilstedeværelse av rødrev basert på viltkameradata som tar hensyn til varierende oppdagbarhet, ii) en vurdering av hvor representativ indikatoren er for andre deler av den lavarktiske tundraen i Norge, ved å sammenlikne den med viltkameradata fra andre områder (eks. Henden et al. 2014).

På litt lengre sikt anbefales det at indikatoren forbedres på følgende: Det nåværende datagrunnlaget mangler informasjon om abundansen av rødrev på sommeren, i perioden hvor revene yngler. Noe data om dette eksisterer fra kamera som står på fjellrevhi, men antall hikamera

som er i bruk har vært lavt på grunn av logistiske begrensninger. En øking i antallet hikamera, evt i kombinasjon med data fra kamera på fôrautomatene for fjellrev, vil kunne gi data om abundansen av rødrev også på sommerstid.

20 Indikator: Snøleier

Egenskap: Landskapsøkologiske mønstre

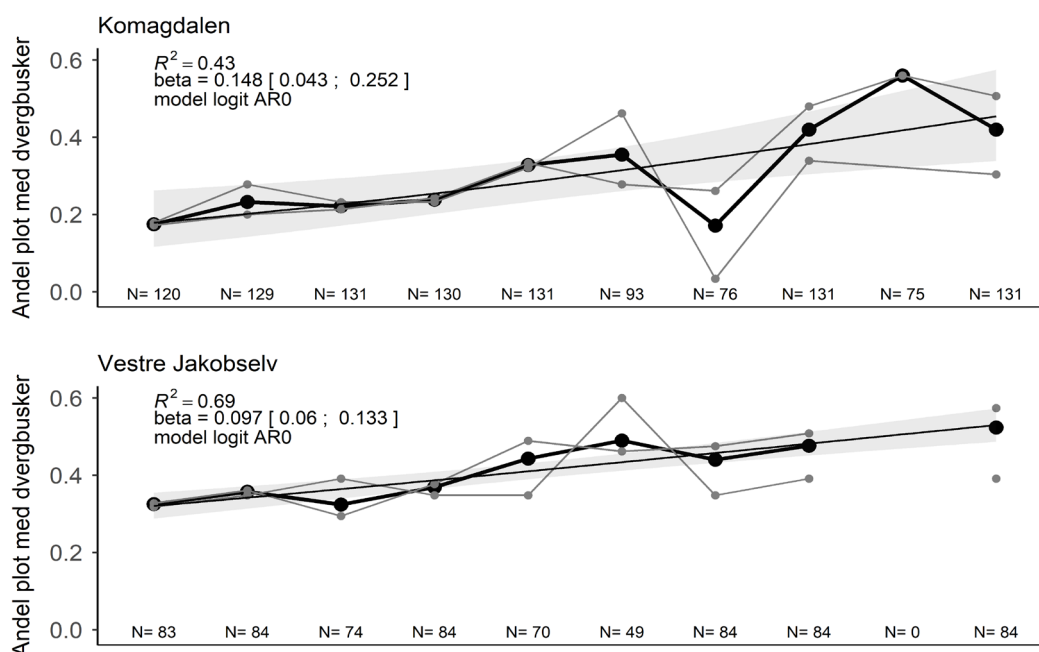
20.1 Supplerende metadata

Ikke relevant.

20.2 Supplerende metode

Indikatoren viser andel snøleier med tilstedeværelse av dvergbusker (krekling, blåbær, tyttebær, blokkebær og dvergbjørk) pr studieområde (Komagdalen og Vestre Jakobselv) og for seksjoner innenfor hvert studieområde. Dette er beregnet som andel plot med tilstedeværelse av nevnte planter/ totalt antall plot der det ble foretatt vegetasjonsmålinger i et gitt år (dvs. der det ikke er registrert NA-verdier). For å velge ut plot med mest mulig kontinuerlige tidsserier (noen plot ble tidlig tatt ut av studien) ble plot som hadde færre enn 8 av totalt 10 år med registreringer på forhånd plukket ut av datasettet. Endringsrater for alle datasett er beregnet med AR-modeller som beskrevet i protokollen og er vist $\pm 2SE$. Best egnede modell basert på AIC fremgår av hver enkelt figur.

20.3 Figurer av indikatorverdier



Figur A 20.1: Andel plot med tilstedeværelse av dvergbusker (krekling, blåbær, tyttebær, blokkebær eller dvergbjørk) i snøleier i Komagdalen og Vestre Jakobselv. Tykk, svart linje viser andelen for hele området under ett, mens tynne grå linjer viser variasjoner mellom seksjoner innenfor hvert område. Andelen er beregnet ut fra totalt antall plot der vegetasjon ble målt i et gitt år (N). Endringsrater for perioden er vist $\pm 2SE$.

20.4 Anbefalinger for videreutvikling av indikatoren

Datagrunnlaget som i dag er tilgjengelig for denne indikatoren fokuserer mer på forandringer innen snøleier enn utbredelsen av snøleier i landskapet. I 2019 påbegynnes det i COAT en ny dataserie som måler landskapsøkologiske mønstre bedre enn data som er inkludert her. Denne vil i et 5-års perspektiv kunne danne grunnlag for en forbedret indikator på snøleie. Den vil likeledes kunne danne grunnlag for bakkevalidering av en fjernmålings- og modellbasert kartlegging av utbredelsen av snøleier, slik indikatoren på sikt kan baseres seg på en kombinasjon av regionale fjernmålingsdata, og lokale bakkeedata.

21 Indikator: Bioklimatiske undersoner

Egenskap: Landskapsøkologiske mønstre

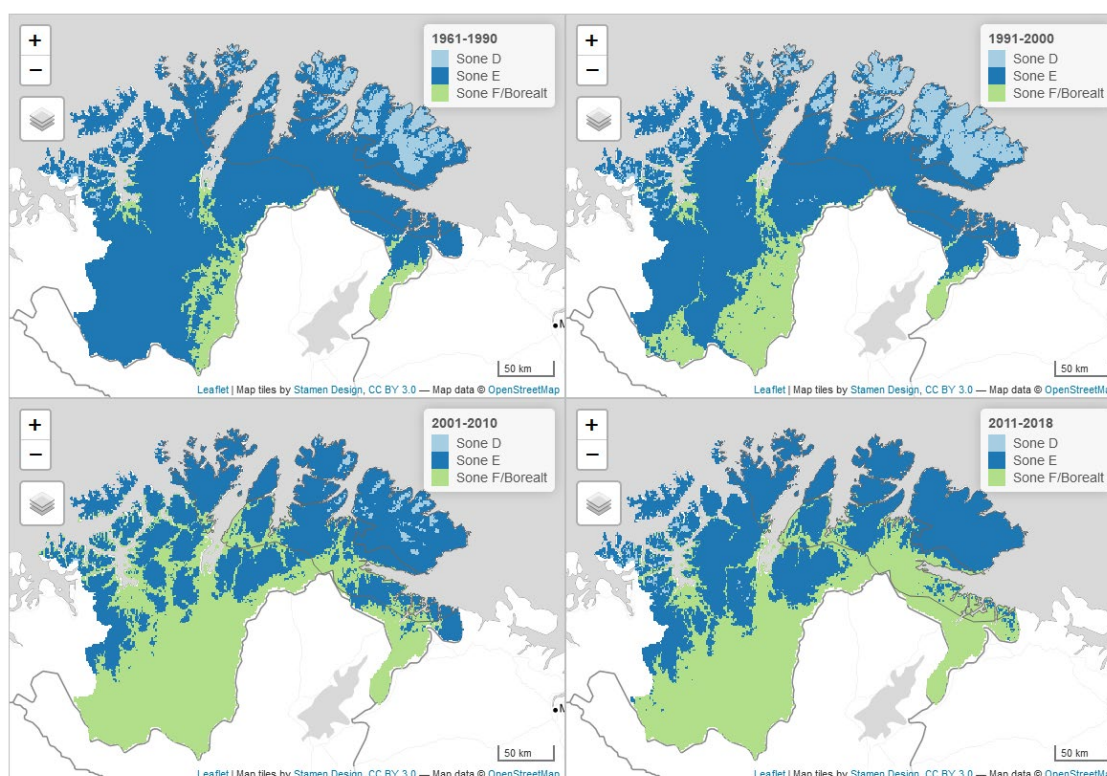
21.1 Supplerende metadata

Ikke relevant.

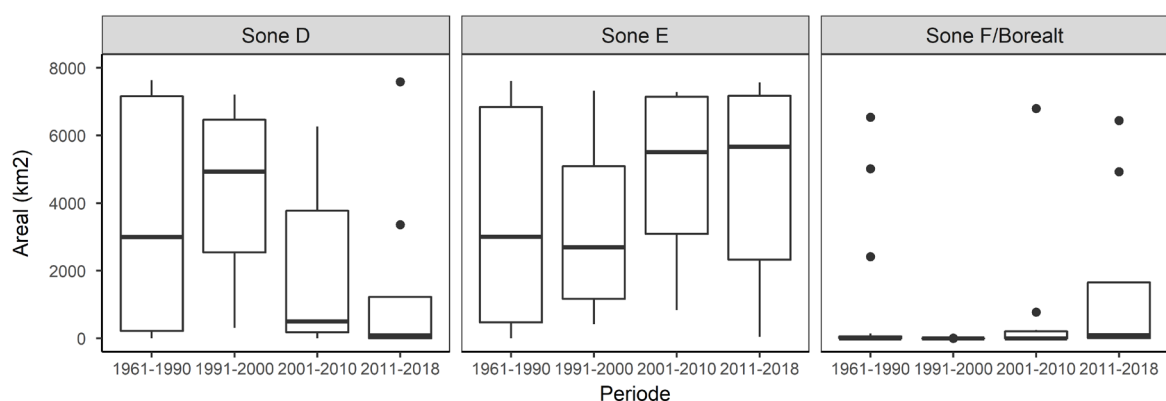
21.2 Supplerende metode

Ikke relevant.

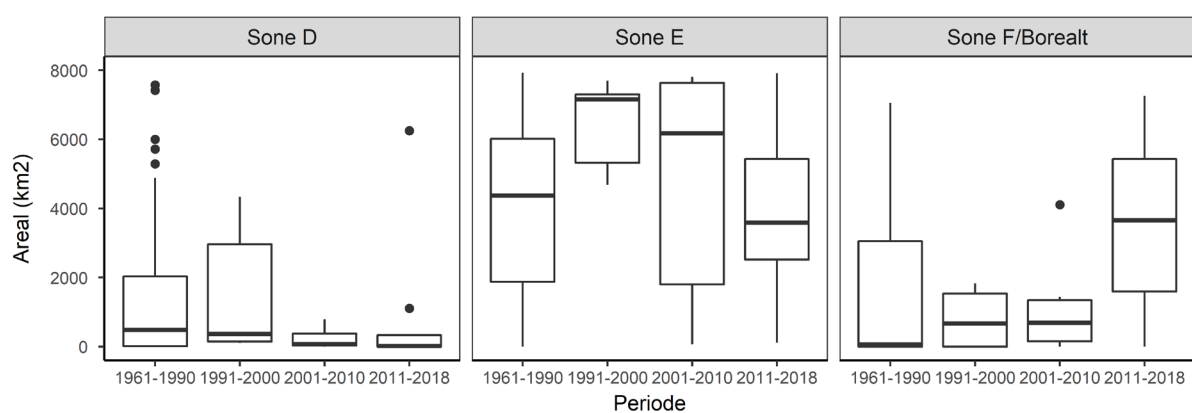
21.3 Figurer av indikatorverdier



Figur A 21.1: Kart over den klimatiske avgrensningen av hver av de lavarktiske bioklimatiske undersoner (D, E), samt nord-borealt (sone F) i hhv den klimatiske referanseperioden (1961-1990) og etterfølgende ti-årsperioder (8 års i den seneste periode 2011-2018). Sonene er definert utfra gjennomsnittlig julitemperatur og sone D representerer her alle arealer som tilhører sone D eller kaldere, dvs sone D= $<9^{\circ}\text{C}$, sone E= $9-12^{\circ}\text{C}$, sone F= $>12^{\circ}\text{C}$ (CAVM Team, 2003).



Figur A 21.2: Samlet tundra-areal som befinner seg innen hver av de lavarktiske bioklimatiske undersoner (sone D, E), samt nord-borealt (sone F) i hhv den klimatiske referanseperioden (1961-1990) og etterfølgende ti-årsperioder (8 års i den seneste periode 2011-2018). Sonene er definert utfra gjennomsnittlig julitemperatur og sone D representerer her alle arealer som tilhører sone D eller kaldere, dvs sone D= $<9^{\circ}\text{C}$, sone E= $9-12^{\circ}\text{C}$, sone F= $>12^{\circ}\text{C}$ (CAVM Team, 2003).



Figur A 21.3: Samlet økoton-areal som befinner seg innen hver av de lavarktiske bioklimatiske undersoner (sone D, E), samt nord-borealt (sone F) i hhv den klimatiske referanseperioden (1961-1990) og etterfølgende ti-årsperioder (8 års i den seneste periode 2011-2018). Sonene er definert utfra gjennomsnittlig julitemperatur og sone D representerer her alle arealer som tilhører sone D eller kaldere, dvs sone D= $<9^{\circ}\text{C}$, sone E= $9-12^{\circ}\text{C}$, sone F= $>12^{\circ}\text{C}$ (CAVM Team, 2003).

21.4 Anbefalinger for videreutvikling av indikatoren

Indikatoren baserer seg på griddede temperaturdata, og selv om disse er omfattende i både tid og rom, så utgjør de ikke observasjoner, men modellbaserte estimater basert på stasjonsdata og statistiske sammenhenger mellom observerte temperaturer og fysiografiske karakteristika. Kvaliteten er dermed betinget av den romlige tettheten av værstasjoner, og representativiteten til disse kombinert med de statistiske sammenhengene. Tundra- og fjellstrøk har lavere stasjonsdekning enn lavland og kyststrøk noe som gjør at modellberegningene har større usikkerhet.

Utbyggingen av COATs infrastruktur i Øst-Finnmark, vil over de neste årene gi økt tilfang av meteorologiske data for lavarktisk tundra både gjennom nye fullskala MET stasjoner og gjennom enkle mobile værstasjoner. Disse vil kunne bidra til å forbedre denne indikatoren gjennom utvikling av bedre metoder for å beregne lokalt nedskalerte klimadata.

Derutover vurderes indikatoren som hensiktsmessig formulert uten presserende behov for videreutvikling.

22 Indikator: Areal inngrepsfrie naturområder (INON)

Egenskap: Landskapsøkologiske mønstre

22.1 Supplerende metadata

Ikke relevant.

22.2 Supplerende metode

Ikke relevant.

22.3 Figurer av indikatorverdier



Figur A 22.1: Kart over areal som er hhv > 1 km (lys grønn) og > 5 km (mørk grønn) fra tyngre tekniske inngrep ved den seneste status (2013).

Tabell A 22.1: Areal av inngrepsfrie naturområder (INON) for tundra og økoton. Tabellen viser areal (i km² og i prosent av totalareal) som befant seg hhv. >1km og >5km fra tyngre tekniske inngrep i 1990 og 2015.

Sone	Tot. areal i km ²	År	Områder > 1 km fra større inngrep		Områder > 5 km fra større inngrep	
			Areal i km ²	% av totalareal	Areal i km ²	% av totalareal
Tundra	7609	1988	6054	79,6	3069	40,3
		1998	5950	78,2	2932	38,5
		2003	5950	78,2	2931	38,5
		2008	5934	78,0	2924	38,4
		2013	5919	77,8	2924	38,4
Økoton	9028	1988	6351	70,3	2218	24,6
		1998	6336	70,2	2217	24,6
		2003	6329	70,1	2217	24,6
		2008	6326	70,1	2217	24,6
		2013	6321	70,0	2215	24,5

22.4 Anbefalinger for videreutvikling av indikatoren

INON kvantifiserer arealer som er hhv > 1 km og > 5 km fra tyngre tekniske inngrep slik som veier, større kraftledninger, jernbane og vannkraftmagasin. Indikatoren fanger ikke opp mindre tekniske inngrep slik som hytter, mindre kraftlinjer eller enkeltstående master uten tilknyttende infrastruktur. I en vurdering av avvik fra god økologisk tilstand er imidlertid også mindre inngrep av relevans dersom de eksempelvis påvirker bevegelsesmønsteret til beitedyr, særlig tamrein, i negativ retning. Det bør derfor vurderes løpende om denne indikatoren kan suppleres med relevant kartlegging av forekomsten av mindre tekniske inngrep.

23 Indikator: Fjellrev abundans

Egenskap: Biologisk mangfold

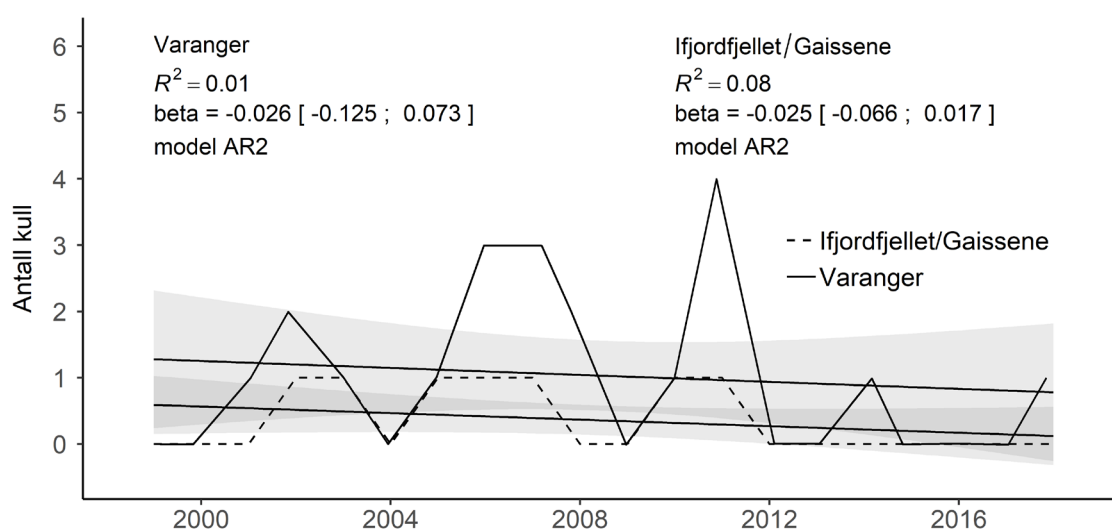
23.1 Supplerende metadata

Ikke relevant.

23.2 Supplerende metode

Endringsrater for alle datasett er beregnet med AR-modeller som beskrevet i protokollen og er vist $\pm 2SE$. Best egnede modell basert på AIC fremgår av hver enkelt figur.

23.3 Figurer av indikatorverdier



Figur A 23.1: Antall fjellrevhvi med ynglinger på Varanger (hel linje) og Ifjordfjellet/Gaissene (stiplet linje). Endringsrater for perioden er vist $\pm 2SE$.

23.4 Anbefalinger for videreutvikling av indikatoren

Indikatoren vurderes som hensiktsmessig formulert uten presserende behov for videreutvikling.

24 Indikator: Fjellrev produksjon

Egenskap: Biologisk mangfold

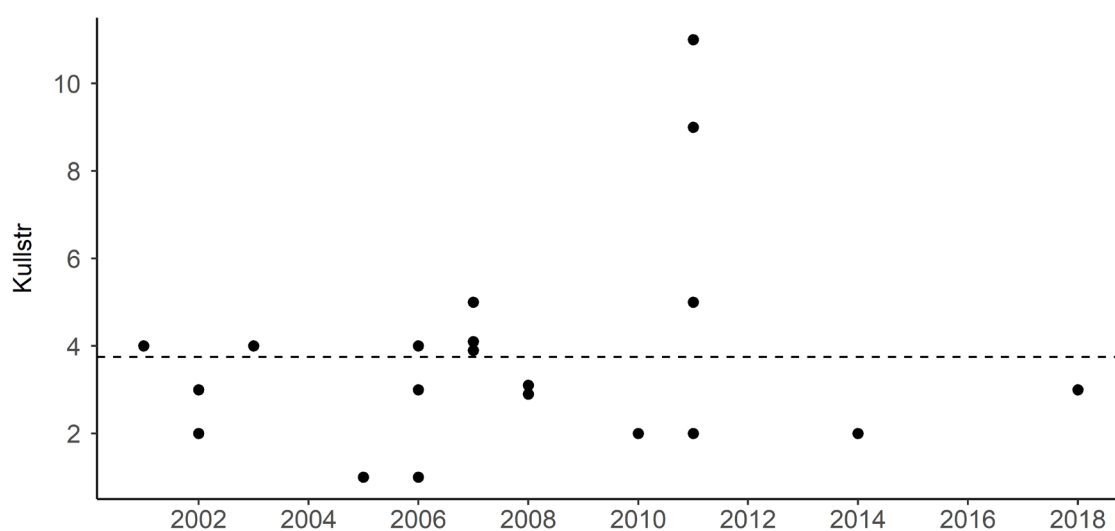
24.1 Supplerende metadata

Ikke relevant.

24.2 Supplerende metode

Ikke relevant.

24.3 Figurer av indikatorverdier



Figur A 24.1: Kullstørrelse fjellrev. Figuren viser antall valper i alle kjente fjellrevkull på Varanger i perioden 2001-2018. Stiplet linje angir gjennomsnittlig kullstørrelse. Datagrunnlaget tillater ikke beregning av endringsrater.

24.4 Anbefalinger for videreutvikling av indikatoren

Indikatoren vurderes som hensiktsmessig formulert uten presserende behov for videreutvikling.

25 Indikator: Fjellrev kameraindeks

Egenskap: Biologisk mangfold

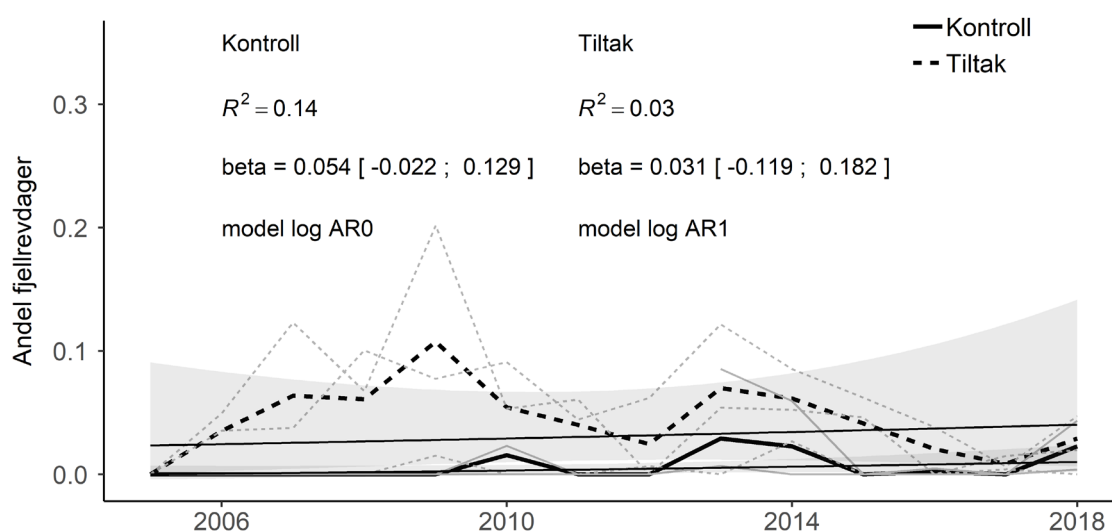
25.1 Supplerende metadata

Ikke relevant.

25.2 Supplerende metode

Andel fjellrev observert på viltkamerabilder er beregnet som antall observasjonsdager med minst én fjellrev fanget på kamera / antall observasjonsdager totalt. En observasjonsdag tilsvarer ett kamera som har tatt bilder i én dag. Studieområdet er delt i to, i tiltaksområder og kontrollområder. I tiltaksområder på Varangerhalvøya (Stjernevann, Komagdalen og Nyborg) skytes det siden 2005 rødrev som en del av prosjektet «Fjellrev i Finnmark». Siden 2018 blir det også foret og satt ut fjellrev. I kontrollområder utenfor Varangerhalvøya (Gaissene, Ifjordfjellet, Bekkarfjord og Nordkyn) gjennomføres ikke slike tiltak. Andel dager med fjellrev på kamera er beregnet separat for kontroll- og tiltaksområder. Endringsrater for alle datasett er beregnet med AR-modeller som beskrevet i protokollen og er vist $\pm 2SE$. Best egnede modell basert på AIC fremgår av hver enkelt figur.

25.3 Figurer av indikatorverdier



Figur A 25.1: Andel dager med fjellrev observert på viltkamera. Stiplede linjer viser tiltaksområder (Stjernevann, Komagdalen og Nyborg) hvor det foretas uttak av rødrev i forbindelse med prosjektet «Fjellrev i Finnmark». Hele linjer viser kontrollområder (Gaissene, Ifjordfjellet, Bekkarfjord og Nordkynn) hvor ingen tiltak gjennomføres. Svarte, tykke linjer viser utviklingen for hvert område sett under ett, mens grå linjer viser variasjonen mellom lokaliteter innenfor hvert område. Endringsrater for perioden er vist $\pm 2SE$.

25.4 Anbefalinger for videreutvikling av indikatoren

I likhet med indikatoren *Rødrev kameraindeks*, anbefales det på kort sikt (dvs frem mot en operasjonell versjon av fagsystemet) å utvikle en statistisk modell for å analysere tilstedeværelse av fjellrev basert på viltkameradata som tar hensyn til varierende oppdagbarhet.

26 Indikator: Snøugle abundans

Egenskap: Biologisk mangfold

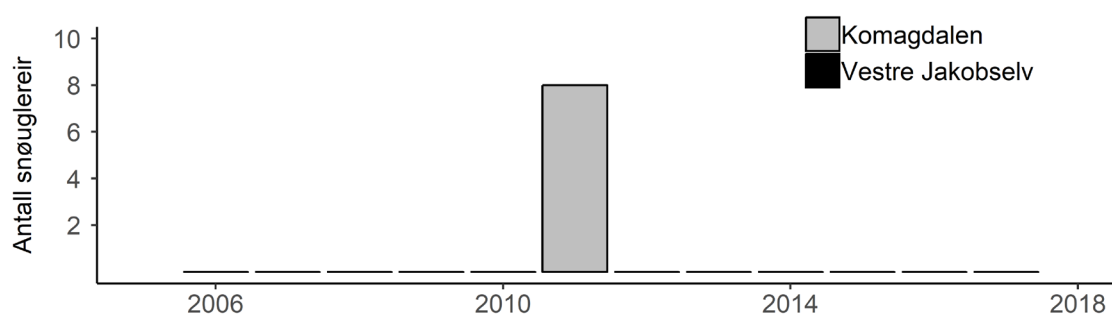
26.1 Supplerende metadata

Ikke relevant.

26.2 Supplerende metode

Ikke relevant.

26.3 Figurer av indikatorverdier



Figur A 26.1: Antall snøuglereir i Komagdalen (grå) og Vestre Jakobselv (svart). Hekking forekom kun i 2011 i Komagdalen. Datagrunnlaget tillater ikke beregning av endringsrater.

26.4 Anbefalinger for videreutvikling av indikatoren

Indikatoren er basert på overvåkingsdata i COAT to intensivområder på Varangerhalvøya, som utgjør et lite areal av snøugles potensielle hekkeområder i norsk Arktis. Erfaringer fra en mer ekstensiv survey av snøugler i hekkeåret 2011 indikerte imidlertid at COAT-overvåkingen registrerte mer enn halvparten av de hekkende parene i Øst-Finnmark. Det bør allikevel vurderes om overvåkingen kan ekstsiveres i samarbeid med den generelle snøugleovervåkingen i Norge som er ledet av NINA. Det er et relativt godt kunnskapsgrunnlag som knytter denne indikatoren til lemen-abundans på våren. Denne driversammenhengen vil kunne presiseres ytterligere gjennom en mer utviklet indikator for lemen (fotoboksovervåking), gitt at det blir flere år i framtida med tilstrekkelig lementettheter til at snøuglene hekker.

27 Indikator: Snøugle produksjon

Egenskap: Biologisk mangfold

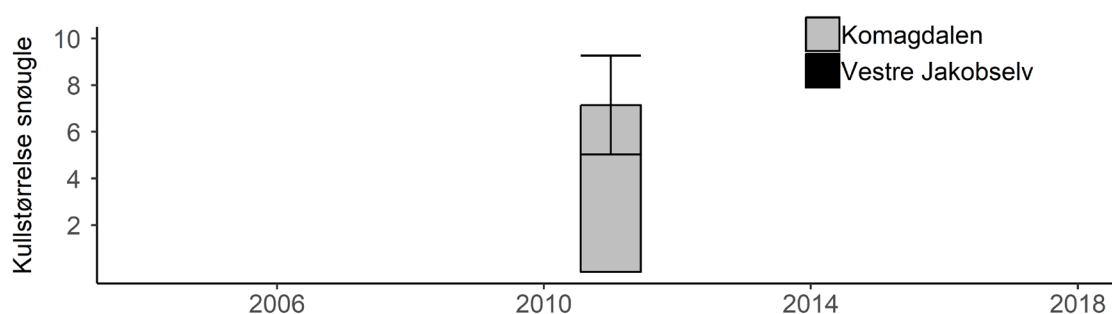
27.1 Supplerende metadata

Ikke relevant.

27.2 Supplerende metode

Ikke relevant.

27.3 Figurer av indikatorverdier



Figur A 27.1: Gjennomsnittlig kullstørrelse (\pm SD) hos snøugle i Komagdalen (grå) og Vestre Jakobselv (svart). Hekking forekom kun i 2011 i Komagdalen. Datagrunnlaget tillater ikke beregning av endringsrater

27.4 Anbefalinger for videreutvikling av indikatoren

Indikatoren er basert på overvåkningsdata i COAT to intensivområder på Varangerhalvøya, som utgjør et lite areal av snøuglas potensielle hekkeområder i norsk Arktis. Erfaringer fra en mer ekstensiv survey av snøugler i hekkeåret 2011 indikerte imidlertid at COAT-overvåkingen registrerte mer enn halvparten av de hekkende parene i Øst-Finnmark. Det bør allikevel vurderes om overvåkingen kan ekstensiveres i samarbeid med den generelle snøugleovervåkingen i Norge som er ledet av NINA. Det er et relativt godt kunnskapsgrunnlag som knytter denne indikatoren til lemen-abundans på våren. Denne driversammenhengen vil kunne presiseres ytterligere gjennom en mer utviklet indikator for lemen (fotoboksovervåking), gitt at det blir flere år i framtida med tilstrekkelig lementettheter til at snøuglene hekker. En begrensning knyttet til denne indikatoren er at man kun får et produksjonsmål mens ungene er i reiret (dvs. før de er ca. 3 uker gamle).

28 Indikator: Fuglesamfunn

Egenskap: Biologisk mangfold

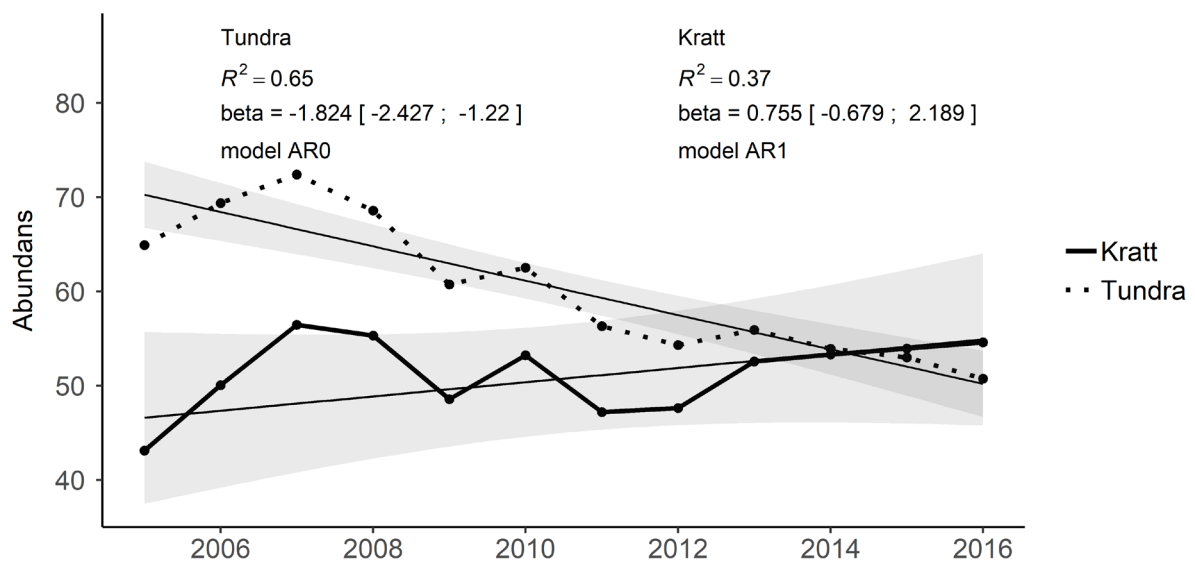
28.1 Supplerende metadata

Ikke relevant.

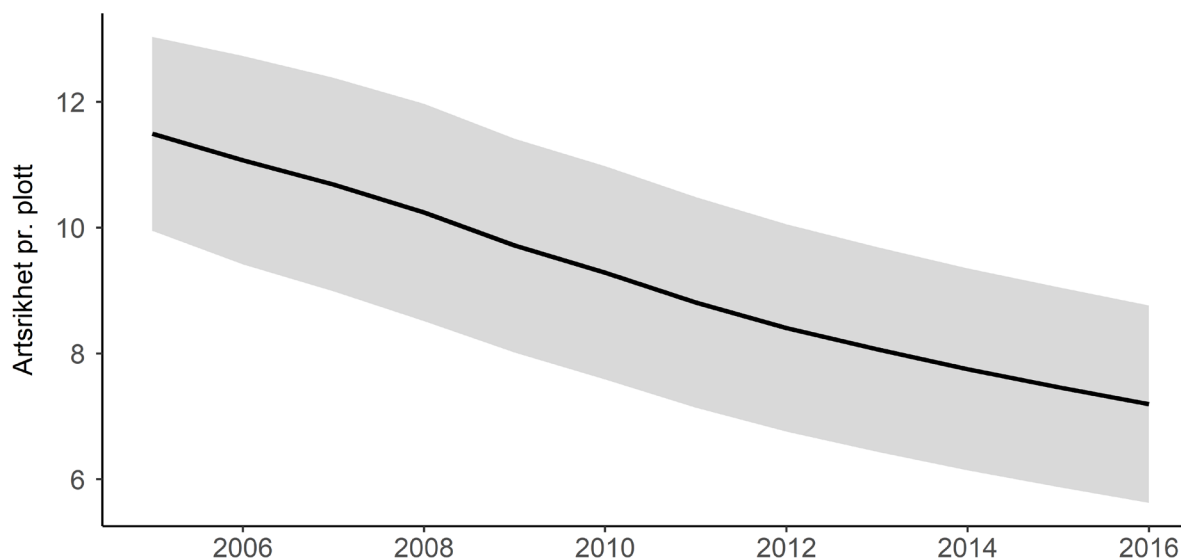
28.2 Supplerende metode

Abundans av de forskjellige fugleartene oppgis i form av estimert antall individ pr. punkt per år. Estimaten i denne sammenhengen kommer fra en N-mixture modell som modellerer hele fuglesamfunnet, hvor artenes vekstrate er modellert bare som en funksjon av en interaksjon mellom intercept og år. I modellen er vekstraten i utgangspunktet modellert som en funksjon av smågnagerabundans, både direkte og med en forsinket effekt, samt av tid for start på våren. Latent abundans i tillegg omgjort til presence-absence, slik at artenes tilstedeværelse er et avledet mål fra modellen. Observerbarhet er modellert som en funksjon av dag-på-året, skydekke, vind og nedbør per gjentak per punkt per år. Log-ratio er beregnet som $\log(\text{sum abundans for alle tundraarter} / \text{sum abundans for alle krattarter})$. En lineær regresjon er brukt til å finne trendene for log-ratioene over år (oppgis med 95% konfidensintervall). Endringsrater for alle datasett er beregnet med AR-modeller som beskrevet i protokollen og er vist $\pm 2SE$. Best egnede modell basert på AIC fremgår av hver enkelt figur.

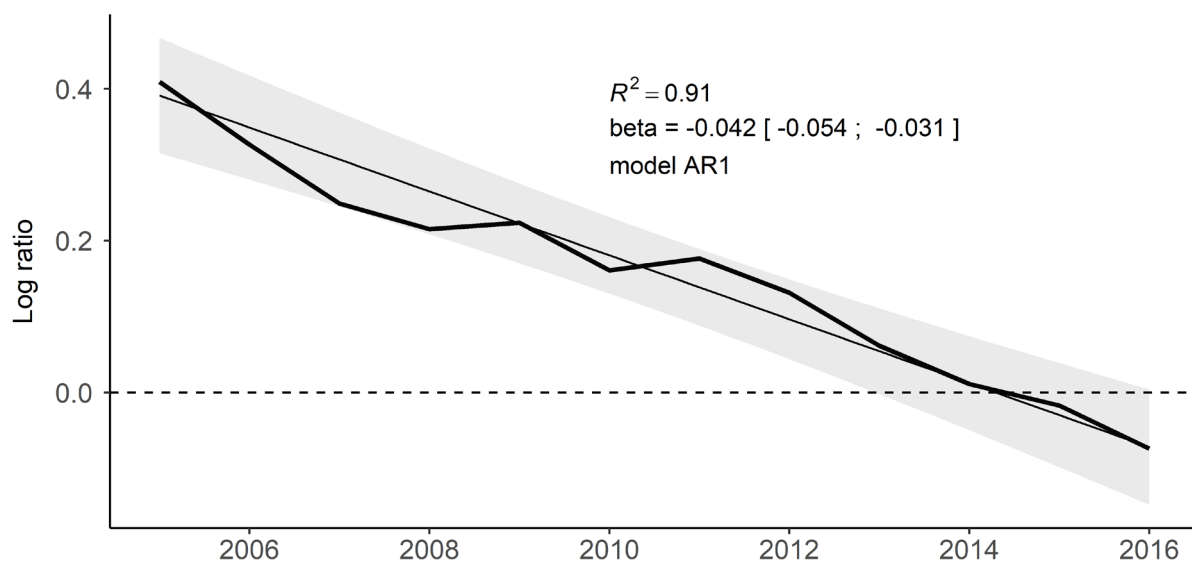
28.3 Figurer av indikatorverdier



Figur A 28.1: Abundans av kratt- og tundraassosierte fuglearter. Figuren viser gjennomsnittlig estimert antall fugl pr. punkt av kratt- og tundraassosierte fuglearter (hhv. hel og stiplet linje). Endringsrater for perioden er vist $\pm 2SE$.



Figur A 28.2: Artsrikhet fuglesamfunn. Figuren viser gjennomsnittlig estimert artsrikhet per plot \pm SD.



Figur A 28.3: Log-ratio mellom tundra- og krattassosierte fuglearter. Endringsrater for perioden er vist \pm 2SE.

28.4 Anbefalinger for videreutvikling av indikatoren

Indikatoren baserer seg på manuelle punkttakseringer. Det jobbes i dag aktivt for utvikling og implementering av akustisk overvåking, i første omgang med overlappende manuell overvåking. Akustisk overvåking vil gi data for hele sommersesongen som i mye mindre grad er utsatt for tilfeldigheter forårsaket av lokale værforhold enn punkttakseringen. På sikt bør det vurderes på reformulere indikatoren for å inkludere akustiske overvåkingsdata på fuglesamfunnet.

29 Indikator: Ekstremkuldedager

Egenskap: Abiotiske forhold

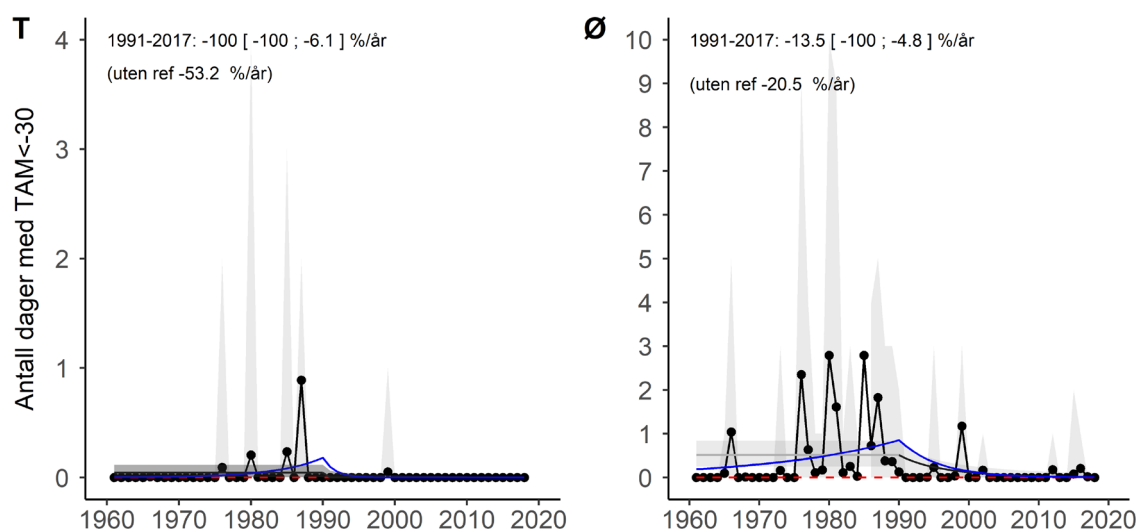
29.1 Supplerende metadata

Ikke relevant.

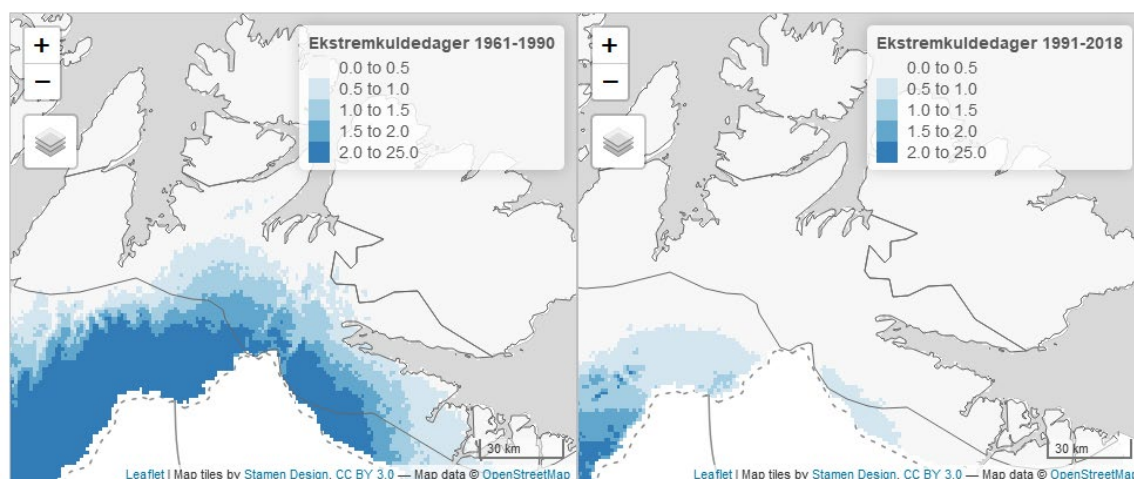
29.2 Supplerende metode

Endringsrater for alle datasett er beregnet med lineære modeller som beskrevet i protokollen.

29.3 Figurer av indikatorverdier



Figur A 29.1: Antall dager med middeltemperatur < -30°C for tundra (A) og økoton (B). Hele, svarte linjer viser årlige griddede data ± SD (grå skygge).



Figur A 29.2: Kart som viser den romlige fordelingen av gjennomsnittlig antall ekstremkuldedager i referanseperioden (1961-1990; venstre), og for den etterfølgende perioden (1991-2018).

29.4 Anbefalinger for videreutvikling av indikatoren

Indikatoren baserer seg på griddede temperaturdata, og selv om disse er omfattende i både tid og rom, så utgjør de ikke observasjoner, men modellbaserte estimater basert på stasjonsdata og statistiske sammenhenger mellom observerte temperaturer og fysiografiske karakteristika. Kvaliteten er dermed betinget av den romlige tettheten av værstasjoner, og representativiteten til disse kombinert med de statistiske sammenhengene. Tundra- og fjellstrøk har lavere stasjonsdekning enn lavland og kyststrøk noe som gjør at modellberegningene har større usikkerhet. Usikkerheten er størst for ekstremt lave temperaturer der lokale forhold som ikke kan la seg representere i grid-modellen kan ha stor betydning.

Utbyggingen av COATs infrastruktur i Øst-Finnmark, vil over de neste årene gi økt tilfang av meteorologiske data for lavarktisk tundra både gjennom nye fullskala MET stasjoner og gjennom enkle mobile værstasjoner. Disse vil kunne bidra til å forbedre denne indikatoren gjennom utvikling av bedre metoder for å beregne lokalt nedskalerte klimadata.

30 Indikator: Vintermildværsdager

Egenskap: Abiotiske forhold

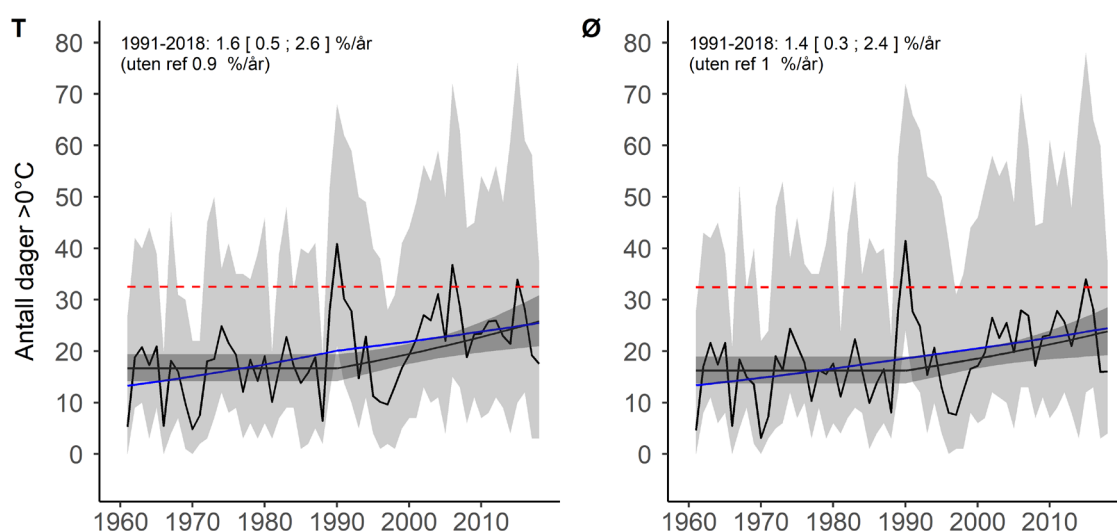
30.1 Supplerende metadata

Ikke relevant.

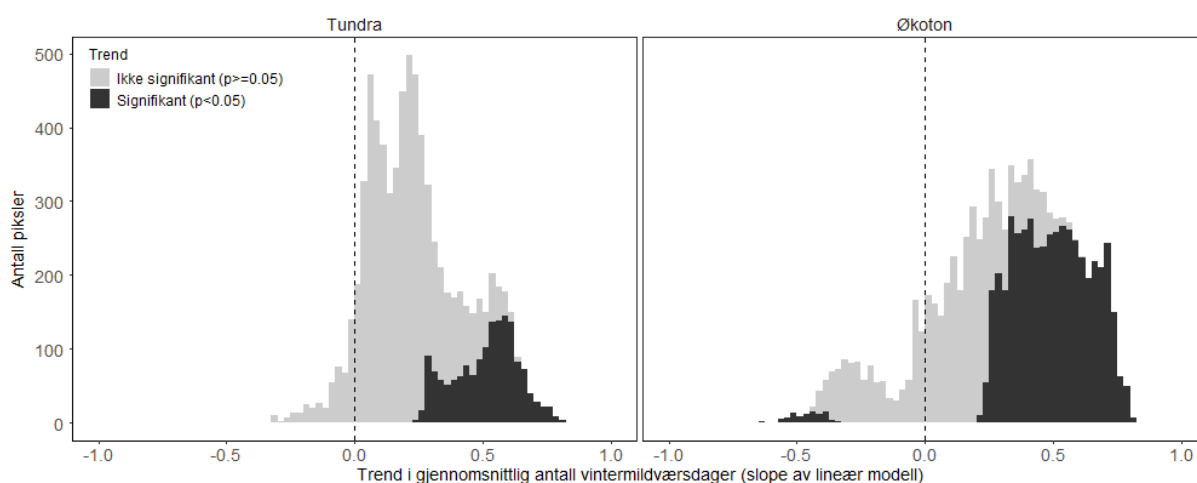
30.2 Supplerende metode

Endringsrater for alle datasett er beregnet med lineære modeller som beskrevet i protokollen.

30.3 Figurer av indikatorverdier

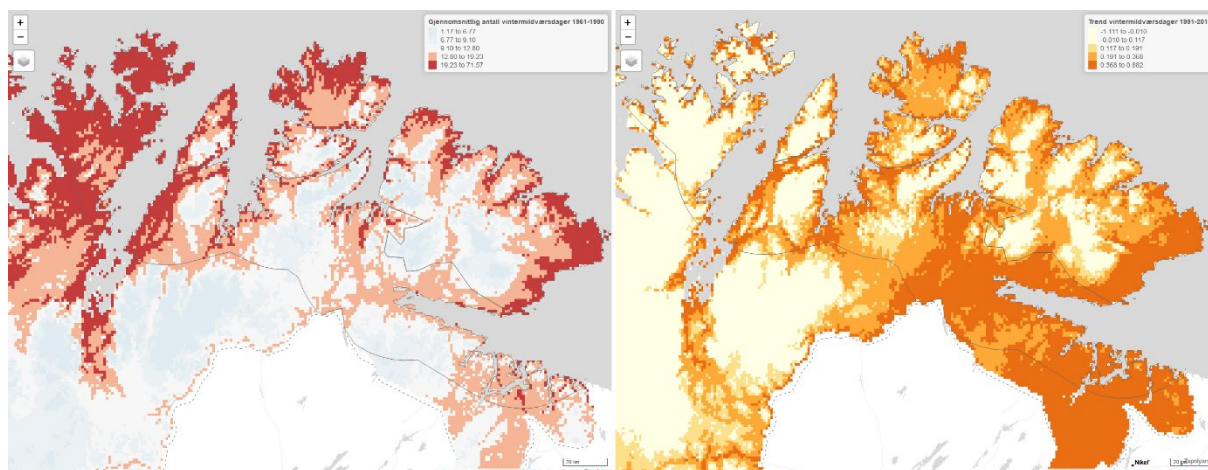


Figur A 30.1: Figuren viser antall vintermildværsdager for tundra (T) og økoton (Ø) under og etter den klimatiske referanseperioden (1961-1990). Svart regresjonslinje viser endringsraten (med 2 SE) dersom indikatorverdien for den klimatiske referanseperioden holdes konstant på gjennomsnittet (1961-1990). Som illustrasjon vises også endringsraten dersom indikatorverdien for den klimatiske referanseperioden ikke antas å være konstant, men tilsvarende den predikerte regresjonslinje for 1961-1990 (blå regresjonslinje). Rød stiple linje angir 2SD av variasjonen i den klimatiske referanseperioden.



Figur A 30.2: Endringsrate i gjennomsnittlig antall vintermildværsdager etter den klimatiske referanseperioden (1991-2018). Figuren viser fordeling av signifikante (svarte søyler) og ikke-signifikante (grå søyler) endringsrater (dager/år) fra en lineær modell med gjennomsnittlig antall vintermildværsdager som responsvariabel og år (1991-2018) som prediktorvariabel for

hver eneste piksel i hhv tundra og økoton. Både tundra og økoton viser i langt overveiende grad positive endringsrater (e.g. økende antall mildværsdager over tid).



Figur A 30.3: Kart som viser den romlige fordelingen av antall vintermildværsdager i referanseperioden (1961-1990; venstre), samt endringsraten (dager/år) etter den klimatiske referanseperioden (1991-2018).

30.4 Anbefalinger for videreutvikling av indikatoren

Indikatoren baserer seg på griddede temperaturdata, og selv om disse er omfattende i både tid og rom, så utgjør de ikke observasjoner, men modellbaserte estimater basert på stasjonsdata og statistiske sammenhenger mellom observerte temperaturer og fysiografiske karakteristika. Kvaliteten er dermed betinget av den romlige tettheten av værstasjoner, og representativiteten til disse kombinert med de statistiske sammenhengene. Tundra- og fjellstrøk har lavere stasjonsdekning enn lavland og kyststrøk noe som gjør at modellberegningene har større usikkerhet.

Utbyggingen av COATs infrastruktur i Øst-Finnmark, vil over de neste årene gi økt tilfang av meteorologiske data for lavarktisk tundra både gjennom nye fullskala MET stasjoner og gjennom enkle mobile værstasjoner. Disse vil kunne bidra til å forbedre denne indikatoren gjennom utvikling av bedre metoder for å beregne lokalt nedskalerte klimadata.

31 Indikator: Graddager

Egenskap: Abiotiske forhold

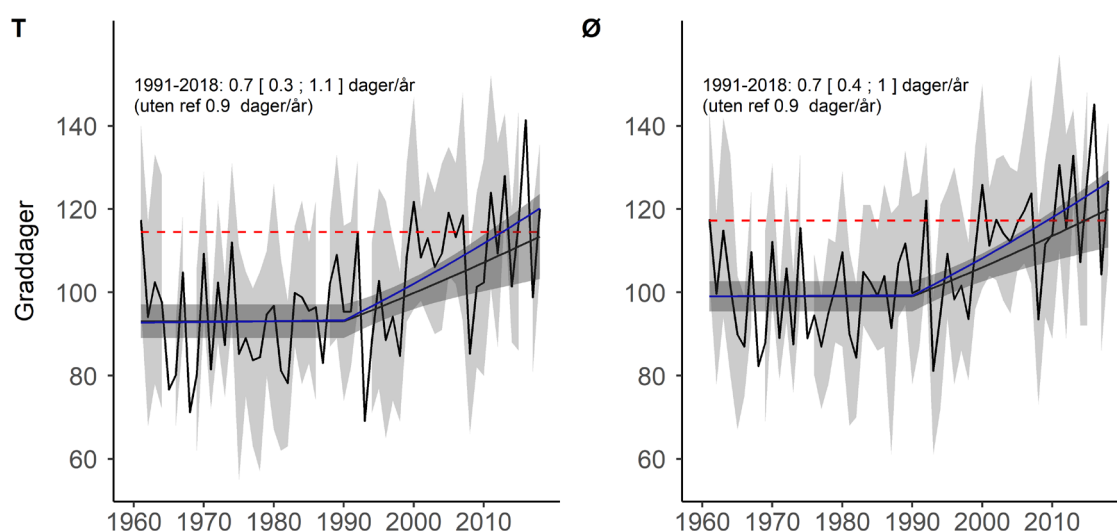
31.1 Supplerende metadata

Ikke relevant.

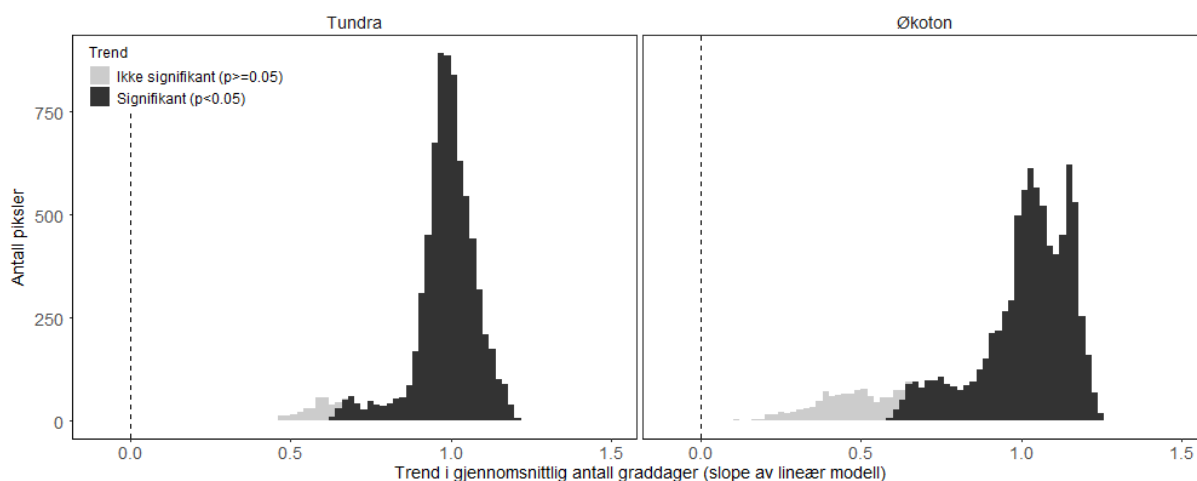
31.2 Supplerende metode

Endringsrater for alle datasett er beregnet med lineære modeller som beskrevet i protokollen.

31.3 Figurer av indikatorverdier

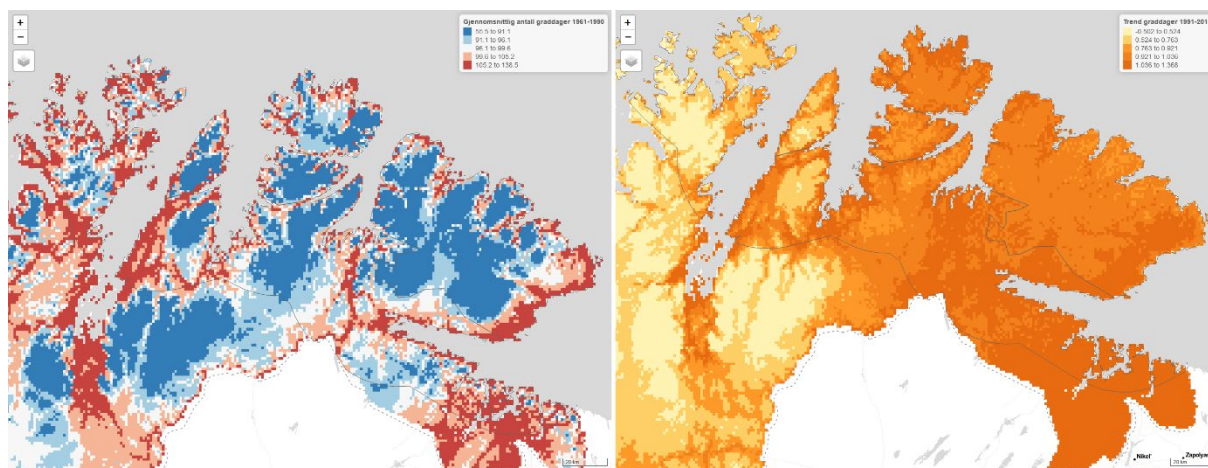


Figur A 31.1: Figuren viser antall graddager for tundra (T) og økoton (Ø) under og etter den klimatiske referanseperioden (1961-1990). Svart regresjonslinje viser endringsraten ($\pm 2SE$) dersom indikatorverdien for den klimatiske referanseperioden holdes konstant på gjennomsnittet (1961-1990). Som illustrasjon vises også endringsraten dersom indikatorverdien for den klimatiske referanseperioden ikke antas å være konstant, men tilsvarende den predikerte regresjonslinje for 1961-1990 (blå regresjonslinje). Rød stiplet linje angir 2SD av variasjonen i den klimatiske referanseperioden.



Figur A 33.2: Endringsrate i gjennomsnittlig antall graddager etter den klimatiske referanseperioden (1991-2018). Figuren viser fordeling av signifikante (svarte søyler) og ikke-signifikante (grå søyler) endringsrater (dager/år) fra en lineær modell med gjennomsnittlig antall graddager som responsvariabel og år (1991-2018) som prediktorvariabel for hver eneste piksel i

hhv tundra og økoton. Både tundra og økoton viser utelukkende positive endringsrater (e.g. økende antall graddager over tid).



Figur A 33.3: Kart som viser den romlige fordelingen av gjennomsnittlig antall graddager i referanseperioden (1961-1990; venstre), samt endringsraten (dager/år) etter den klimatiske referanseperioden (1991-2018).

31.4 Anbefalinger for videreutvikling av indikatoren

Indikatoren baserer seg på griddede temperaturdata, og selv om disse er omfattende i både tid og rom, så utgjør de ikke observasjoner, men modellbaserte estimer basert på stasjonsdata og statistiske sammenhenger mellom observerte temperaturer og fysiografiske karakteristika. Kvaliteten er dermed betinget av den romlige tettheten av værstasjoner, og representativiteten til disse kombinert med de statistiske sammenhengene. Tundra- og fjellstrøk har lavere stasjonsdekning enn lavland og kyststrøk noe som gjør at modellberegningene har større usikkerhet. Utbyggingen av COATs infrastruktur i Øst-Finnmark, vil over de neste årene gi økt tilfang av meteorologiske data for lavarktisk tundra både gjennom nye fullskala MET stasjoner og gjennom enkle mobile værstasjoner. Disse vil kunne bidra til å forbedre denne indikatoren gjennom utvikling av bedre metoder for å beregne lokalt nedskalerte klimadata. Utover forbedringer i datagrunnlaget vil man kunne øke relevansen av indikatorer relatert til graddager ved å etablere sammenhenger mellom graddager/graddagssum og sentrale fenologiske stadier i temperatursensitive biotiske indikatorer (eks klekkespunkt hos bjørkemålere, blomstring). Slike godt dokumenterte sammenhenger vil gjøre det enklere å vurdere hvorvidt observerte abiotiske endringer er biologisk betydelige for sentrale økosystemfunksjoner.

32 Indikator: Graddagssum vekstsesong

Egenskap: Abiotiske forhold

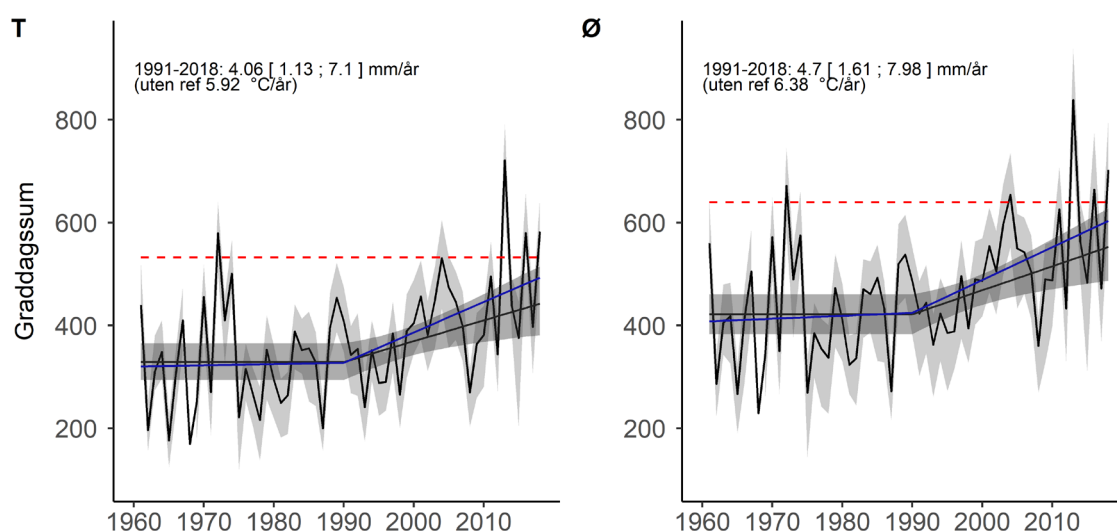
32.1 Supplerende metadata

Ikke relevant.

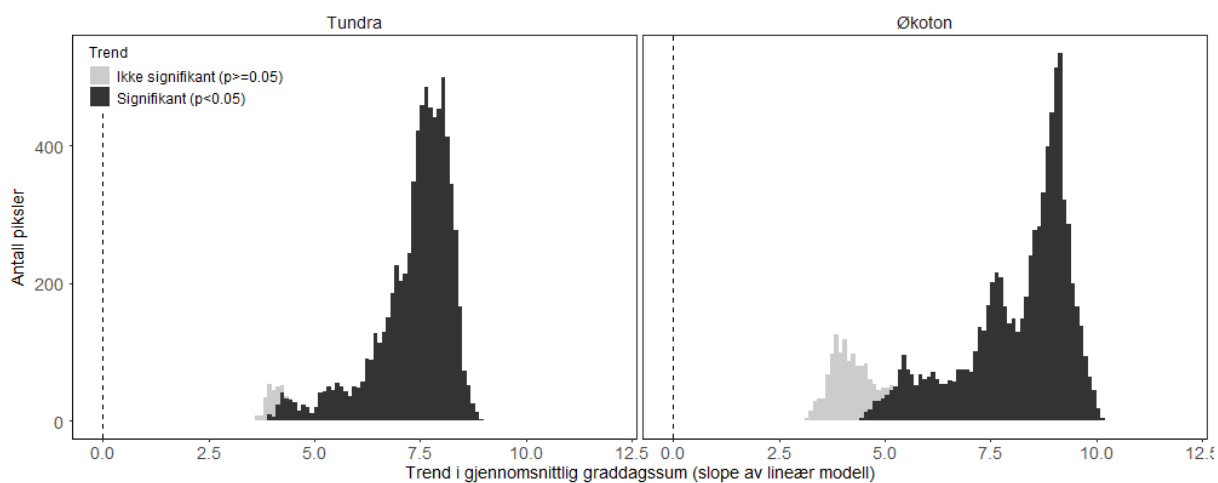
32.2 Supplerende metode

Endringsrater for alle datasett er beregnet med lineære modeller som beskrevet i protokollen.

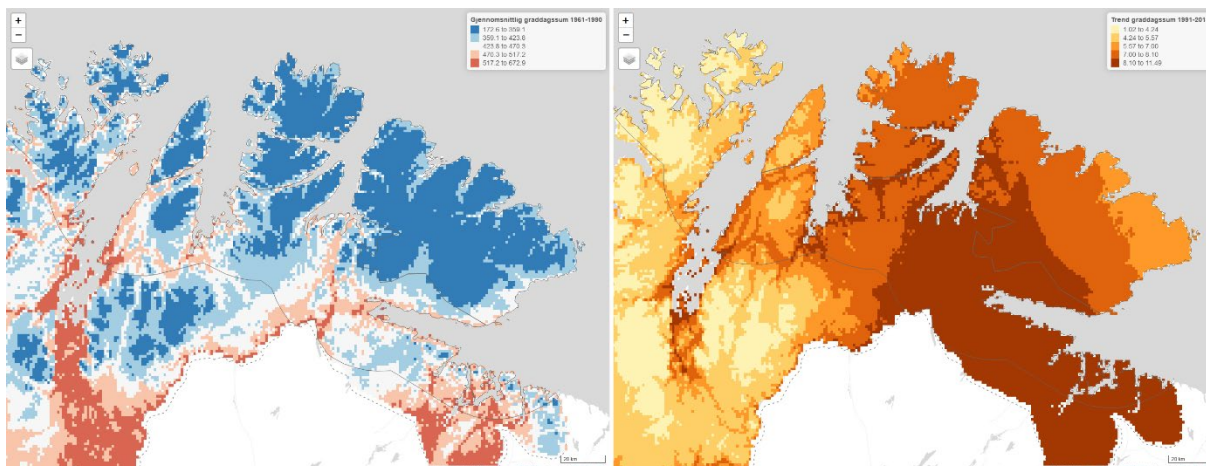
32.3 Figurer av indikatorverdier



Figur A 32.1: Figuren viser graddagssum for tundra (T) og økoton (Ø) under og etter den klimatiske referanseperioden (1961-1990). Svart regresjonslinje viser endringsraten ($\pm 2SE$) dersom indikatorverdien for den klimatiske referanseperioden holdes konstant på gjennomsnittet (1961-1990). Som illustrasjon vises også endringsraten dersom indikatorverdien for den klimatiske referanseperioden ikke antas å være konstant, men tilsvarende den predikerte regresjonslinje for 1961-1990 (blå regresjonslinje). Rød stiple linje angir 2SD av variasjonen i den klimatiske referanseperioden.



Figur A 32.2: Endringsrate i gjennomsnittlig graddagssum i vekstsesongen etter den klimatiske referanseperioden (1991-2018). Figuren viser fordeling av signifikante (svarte søyler) og ikke-signifikante (grå søyler) endringsrater (gradsum/år) fra en lineær modell med gjennomsnittlig antall graddager som responsvariabel og år (1991-2018) som prediktorvariabel for hver eneste piksel i hhv tundra og økoton.



Figur A 32.3: Kart som viser den romlige fordelingen av gjennomsnittlig graddagssum i referanseperioden (1961-1990; venstre), samt endringsraten (gradsum/år) etter den klimatiske referanseperioden (1991-2018).

32.4 Anbefalinger for videreutvikling av indikatoren

Indikatoren baserer seg på griddede temperaturdata, og selv om disse er omfattende i både tid og rom, så utgjør de ikke observasjoner, men modellbaserte estimer basert på stasjonsdata og statistiske sammenhenger mellom observerte temperaturer og fysiografiske karakteristika. Kvaliteten er dermed betinget av den romlige tettheten av værstasjoner, og representativiteten til disse kombinert med de statistiske sammenhengene. Tundra- og fjellstrøk har lavere stasjonsdekning enn lavland og kyststrøk noe som gjør at modellberegningene har større usikkerhet. Usikkerheten er lavere om sommeren da de statistiske sammenhengene er mer robuste i den varme årstiden. Utbyggingen av COATs infrastruktur i Øst-Finnmark, vil over de neste årene gi økt tilfang av meteorologiske data for lavarktisk tundra både gjennom nye fullskala MET stasjoner og gjennom enkle mobile værstasjoner. Disse vil kunne bidra til å forbedre denne indikatoren gjennom utvikling av bedre metoder for å beregne lokalt nedskalerte klimadata. Utover forbedringer i datagrunnlaget vil man kunne øke relevansen av indikatorer relatert til graddager ved å etablere sammenhenger mellom graddager/graddagssum og sentrale fenologiske stadier i temperatursensitive biotiske indikatorer (eks klekketidspunkt hos bjørkemålere, blomstring). Slike godt dokumenterte sammenhenger vil gjøre det enklere å vurdere hvorvidt observerte abiotiske endringer er biologisk betydelige for sentrale økosystemfunksjoner.

33 Indikator: Nedbør

Egenskap: Abiotiske forhold

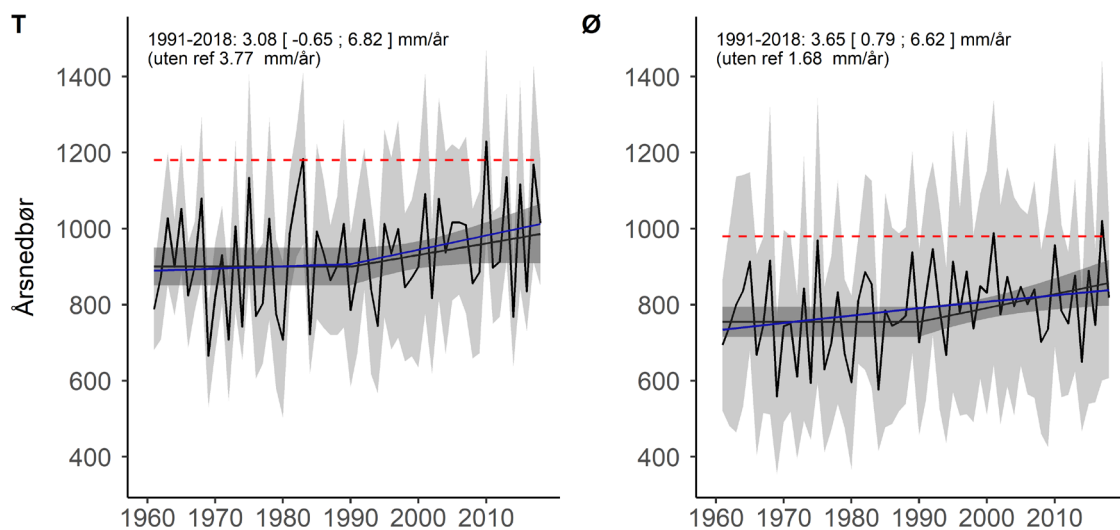
33.1 Supplerende metadata

Ikke relevant.

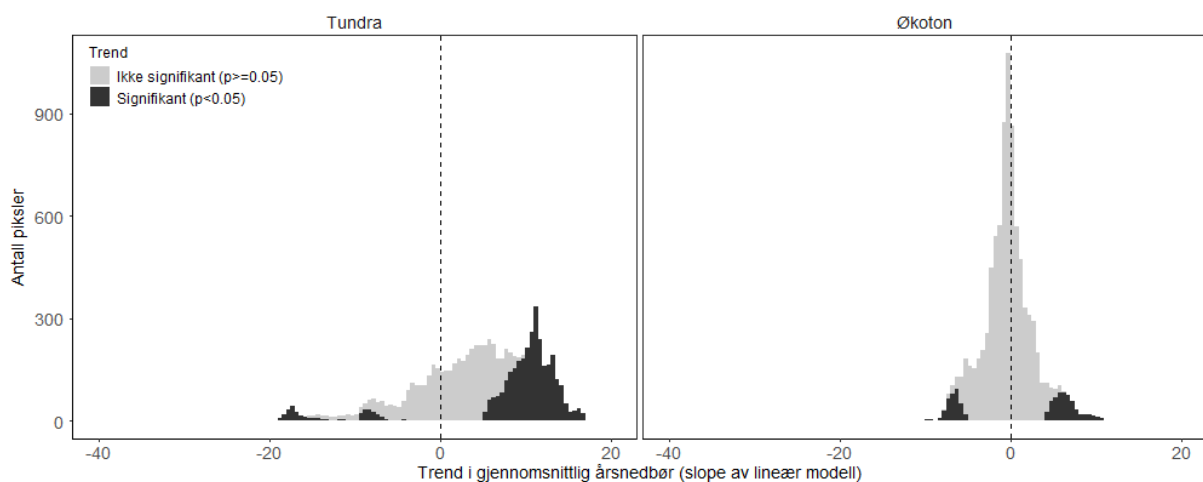
33.2 Supplerende metode

Endringsrater for alle datasett er beregnet med lineære modeller som beskrevet i protokollen.

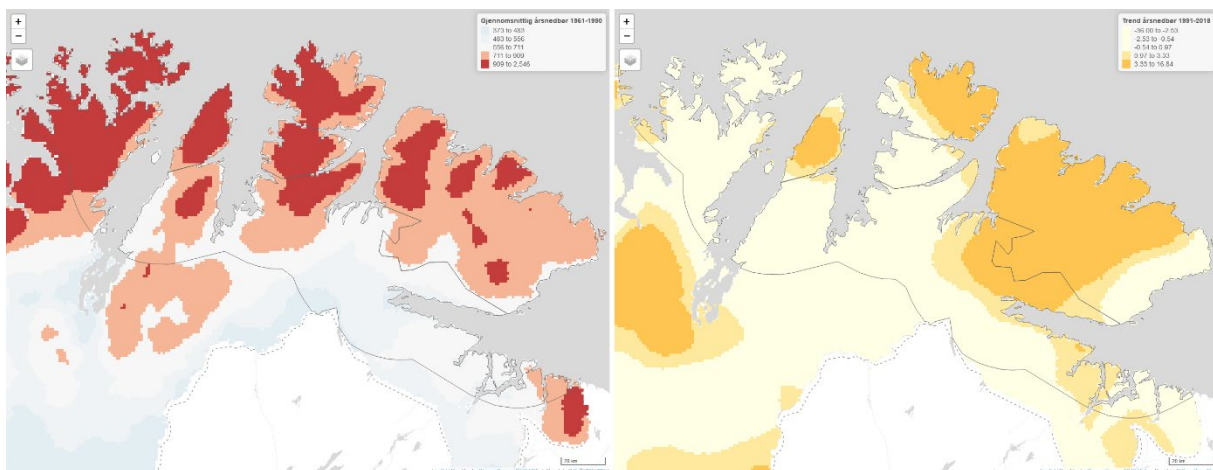
33.3 Figurer av indikatorverdier



Figur A 33.1: Figuren viser antall årsnedbør (mm) for tundra (T) og økoton (Ø) under og etter den klimatiske referanseperioden (1961-1990). Svart regresjonslinje viser endringsraten ($\pm 2SE$) dersom indikatorverdien for den klimatiske referanseperioden holdes konstant på gjennomsnittet (1961-1990). Som illustrasjon vises også endringsraten dersom indikatorverdien for den klimatiske referanseperioden ikke antas å være konstant, men tilsvarende den predikerte regresjonslinje for 1961-1990 (blå regresjonslinje). Rød stiple linje angir 2SD av variasjonen i den klimatiske referanseperioden.



Figur A 33.2: Endringsrate i gjennomsnittlig årsnedbør etter den klimatiske referanseperioden (1991-2018). Figuren viser fordeling av signifikante (svarte søyler) og ikke-signifikante (grå søyler) endringsrater (mm/år) fra en lineær modell med gjennomsnittlig årsnedbør som responsvariabel og år (1991-2018) som prediktorvariabel for hver eneste piksel i hhv tundra og økoton. For tundra endringsratene er overveiende positive, dvs viser økende nedbør, mens økotonene viser en blanding av positive og negative endringsrater, de fleste ikke signifikante.



Figur A 33.3: Kart som viser den romlige fordelingen av gjennomsnittlig årsnedbør i referanseperioden (1961-1990; venstre), samt endringsraten (mm/år) etter den klimatiske referanseperioden (1991-2018).

33.4 Anbefalinger for videreutvikling av indikatoren

Indikatoren baserer seg på griddede nedbørdata, og selv om disse er omfattende i både tid og rom, så utgjør de ikke observasjoner, men modellbaserte estimater basert på stasjonsdata. Kvaliteten er dermed betinget av den romlige tettheten av værstasjoner, og representativiteten til disse. Tundra- og fjellstrøk har lavere stasjonsdekning enn lavland og kyststrøk noe som gjør at modellberegningene har større usikkerhet.

Utbyggingen av COATs infrastruktur i Øst-Finnmark, vil over de neste årene gi økt tilfang av meteorologiske data for lavarktisk tundra både gjennom nye fullskala MET stasjoner og gjennom enkle mobile værstasjoner. Disse vil kunne bidra til å forbedre denne indikatoren gjennom utvikling av bedre metoder for å beregne lokalt nedskalerte klimadata.

34 Indikator: Nedbør vekstsesong

Egenskap: Abiotiske forhold

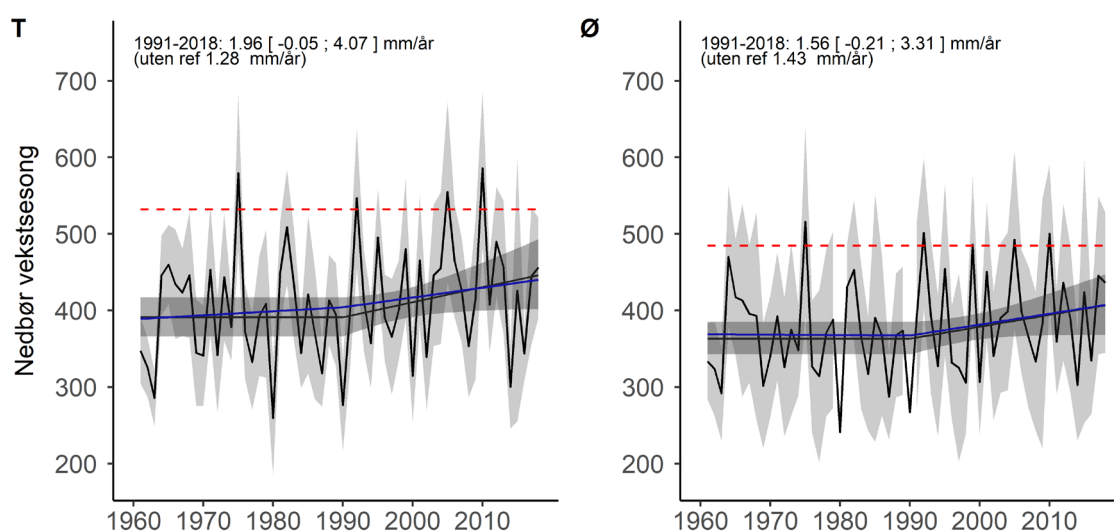
34.1 Supplerende metadata

Ikke relevant.

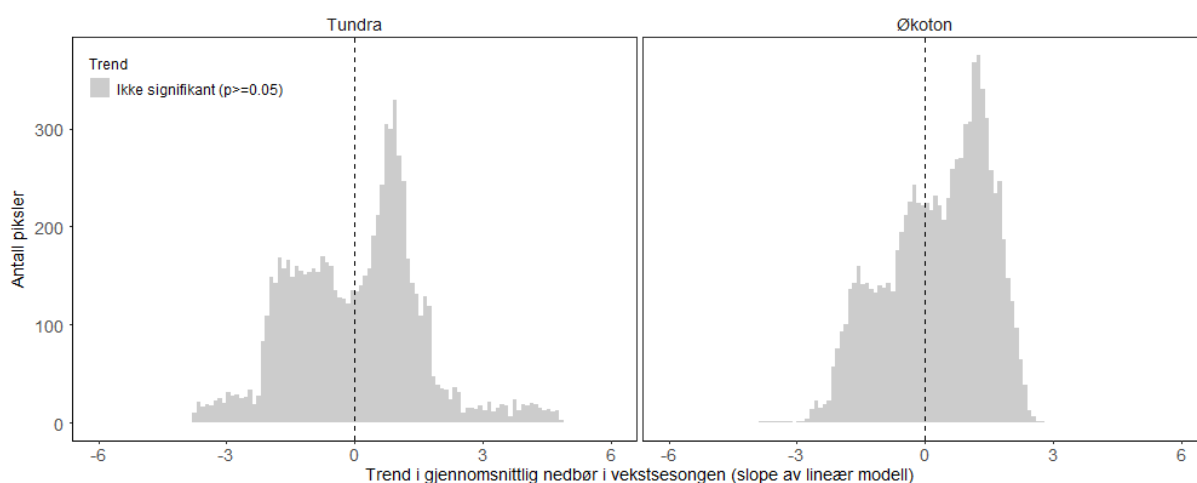
34.2 Supplerende metode

Endringsrater for alle datasett er beregnet med lineære modeller som beskrevet i protokollen.

34.3 Figurer av indikatorverdier

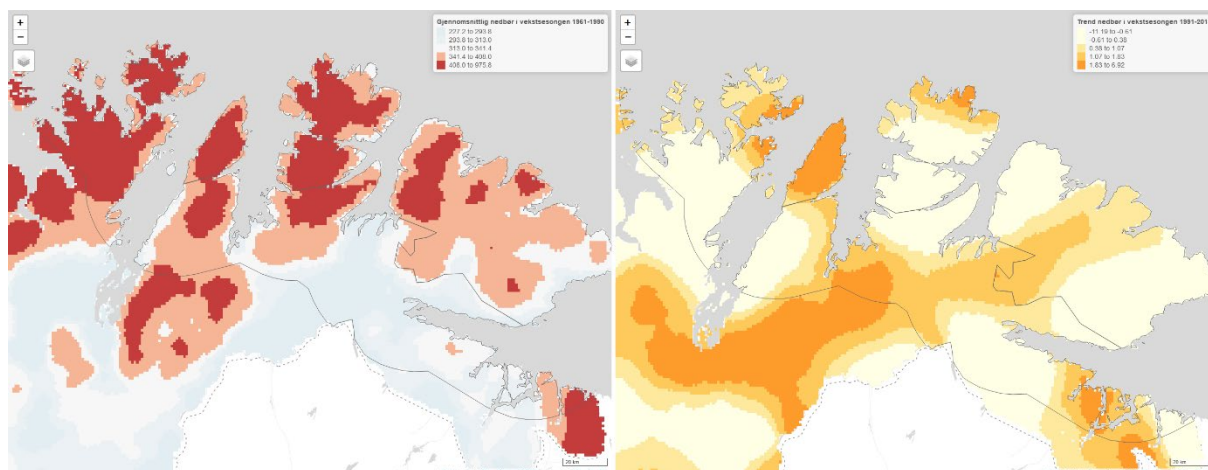


Figur A 34.1: Figuren viser nedbør i vekstsesongen for tundra (T) og økoton (Ø) under og etter den klimatiske referanseperioden (1961-1990). Svart regresjonslinje viser endringsraten ($\pm 2SE$) dersom indikatorverdien for den klimatiske referanseperioden holdes konstant på gjennomsnittet (1961-1990). Som illustrasjon vises også endringsraten dersom indikatorverdien for den klimatiske referanseperioden ikke antas å være konstant, men tilsvarende den predikerte regresjonslinje for 1961-1990 (blå regresjonslinje). Rød stiplet linje angir 2SD av variasjonen i den klimatiske referanseperioden.



Figur A 34.2: Endringsrate i gjennomsnittlig nedbør i vekstsesongen etter den klimatiske referanseperioden (1991-2018). Figuren viser fordeling av signifikante (svarte søyler) og ikke-signifikante (grå søyler) endringsrater (mm/år) fra en lineær

modell med gjennomsnittlig nedbør som responsvariabel og år (1991-2018) som prediktorvariabel for hver eneste piksel i hhv tundra og økoton. For nedbør i vekstsesongen er det ingen signifikante endringsrater hverken for tundra eller økoton.



Figur A 34.3: Kart som viser den romlige fordelingen av gjennomsnittlig nedbør i vekstsesongen i referanseperioden (1961-1990; venstre), samt endringsraten (mm/år) etter den klimatiske referanseperioden (1991-2018).

34.4 Anbefalinger for videreutvikling av indikatoren

Indikatoren baserer seg på griddede nedbørdata, og selv om disse er omfattende i både tid og rom, så utgjør de ikke observasjoner, men modellbaserte estimer basert på stasjonsdata. Kvaliteten er dermed betinget av den romlige tettheten av værstasjoner, og representativiteten til disse. Tundra- og fjellstrøk har lavere stasjonsdekning enn lavland og kyststrøk noe som gjør at modellberegningene har større usikkerhet.

Utbyggingen av COATs infrastruktur i Øst-Finnmark, vil over de neste årene gi økt tilfang av meteorologiske data for lavarktisk tundra både gjennom nye fullskala MET stasjoner og gjennom enkle mobile værstasjoner. Disse vil kunne bidra til å forbedre denne indikatoren gjennom utvikling av bedre metoder for å beregne lokalt nedskalerte klimadata.

35 Indikator: Snødekke varighet

Egenskap: Abiotiske forhold

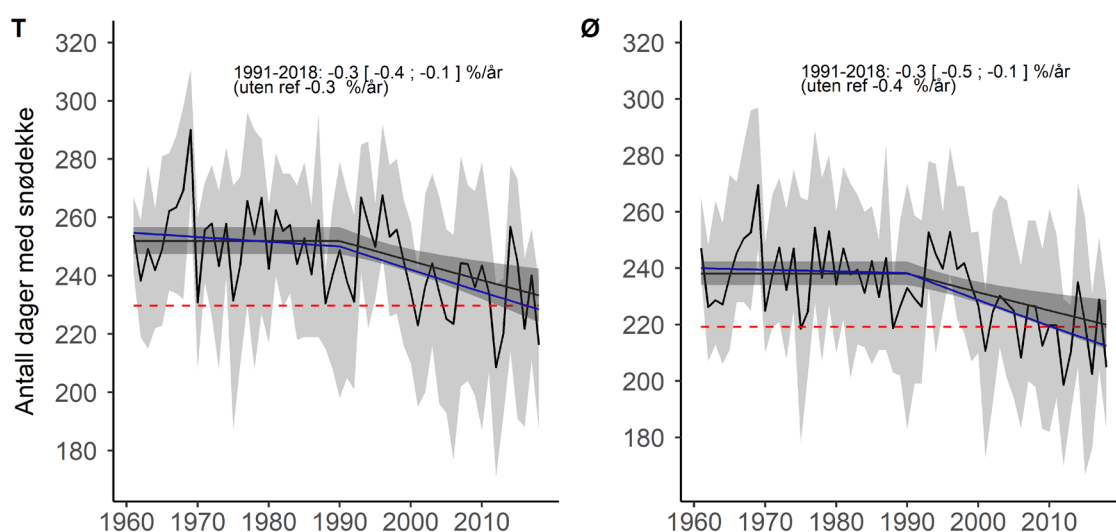
35.1 Supplerende metadata

Ikke relevant.

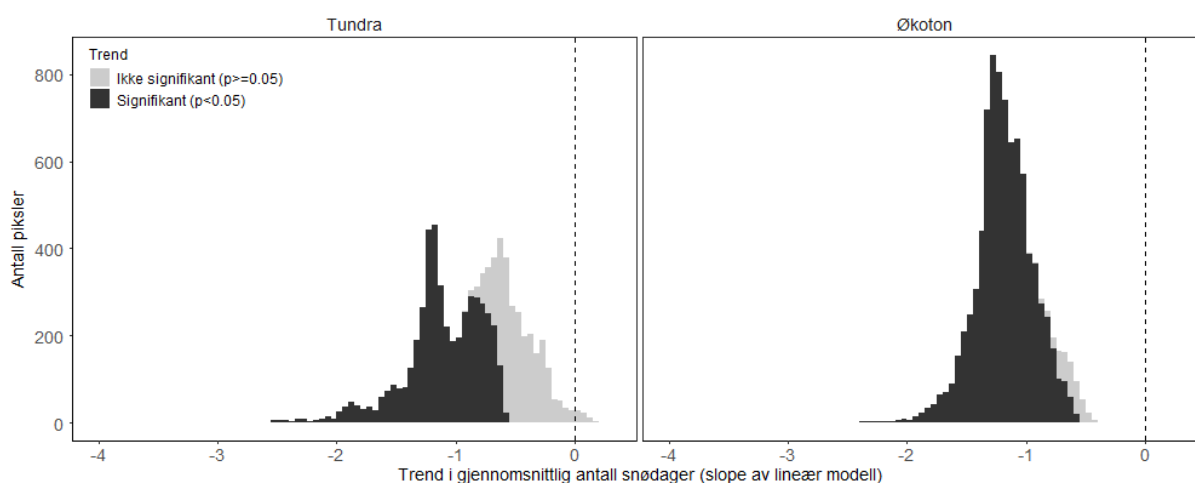
35.2 Supplerende metode

Endringsrater for alle datasett er beregnet med lineære modeller som beskrevet i protokollen.

35.3 Figurer av indikatorverdier

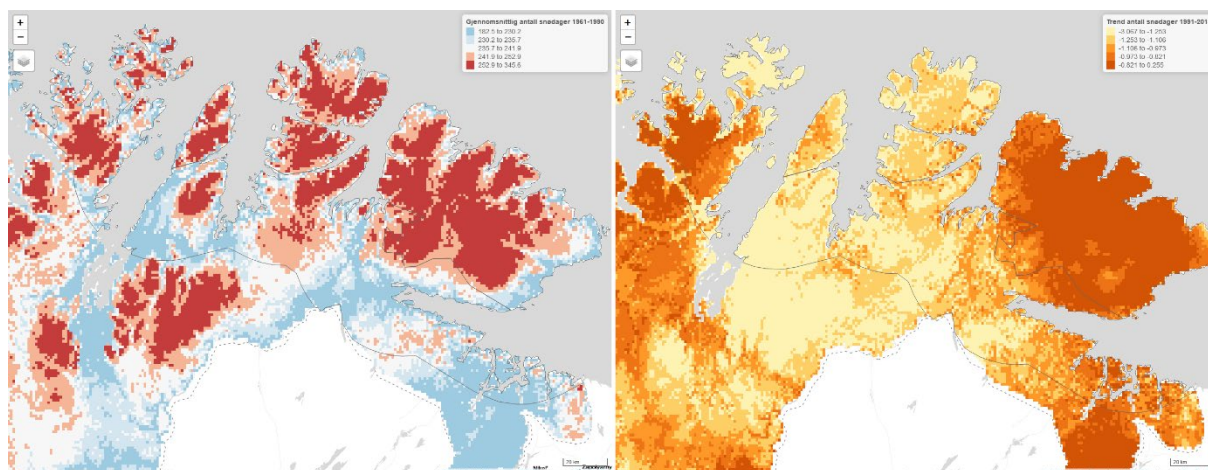


Figur A 35.1: Figuren viser antall dager med snødekke for tundra (T) og økoton (Ø) under og etter den klimatiske referanseperioden (1961-1990). Svart regresjonslinje viser endringsraten ($\pm 2SE$) dersom indikatorverdien for den klimatiske referanseperioden holdes konstant på gjennomsnittet (1961-1990). Som illustrasjon vises også endringsraten dersom indikatorverdien for den klimatiske referanseperioden ikke antas å være konstant, men tilsvarende den predikerte regresjonslinje for 1961-1990 (blå regresjonslinje). Rød stiple linje angir 2SD av variasjonen i den klimatiske referanseperioden.



Figur A 35.2: Endringsrate i gjennomsnittlig varighet av snødekket etter den klimatiske referanseperioden (1991-2018). Figuren viser fordeling av signifikante (svarte søyler) og ikke-signifikante (grå søyler) endringsrater (dager/år) fra en lineær

modell med gjennomsnittlig snødekkets varighet som responsvariabel og år (1991-2018) som prediktorvariabel for hver eneste piksel i hhv tundra og økoton.



Figur A 35.3: Kart som viser den romlige fordelingen av snødekkets gjennomsnittlige varighet i referanseperioden (1961-1990; venstre), samt endringsraten (dager/år) etter den klimatiske referanseperioden (1991-2018).

35.4 Anbefalinger for videreutvikling av indikatoren

Indikatoren baserer seg på modellert snødekke fra en graddagsmodell som benytter griddede temperatur og nedbørdata som inngangsverdier. Selv om disse er omfattende i både tid og rom, så utgjør de ikke observasjoner, men modellbaserte estimer basert på stasjonsdata og statistiske sammenhenger. Kvaliteten er dermed betinget av den romlige tettheten av værstasjoner, og representativiteten til disse og modellenes parametere. Tundra- og fjellstrøk har lavere stasjonsdekning enn lavland og kyststrøk, noe som gjør at modellberegningene får større usikkerhet.

Utbyggingen av COATs infrastruktur i Øst-Finnmark, vil over de neste årene gi økt tilfang av meteorologiske data for lavarktisk tundra både gjennom nye fullskala MET stasjoner og gjennom enkle mobile værstasjoner. Disse vil kunne bidra til å forbedre denne indikatoren gjennom å utvikle og anvende bedre og mer fysisk baserte modeller for å beregne lokale snøforhold, f.eks. basert på modeller som SnowModel (Liston & Elder, 2006).

36 Indikator: Bakkeis

Egenskap: Abiotiske forhold

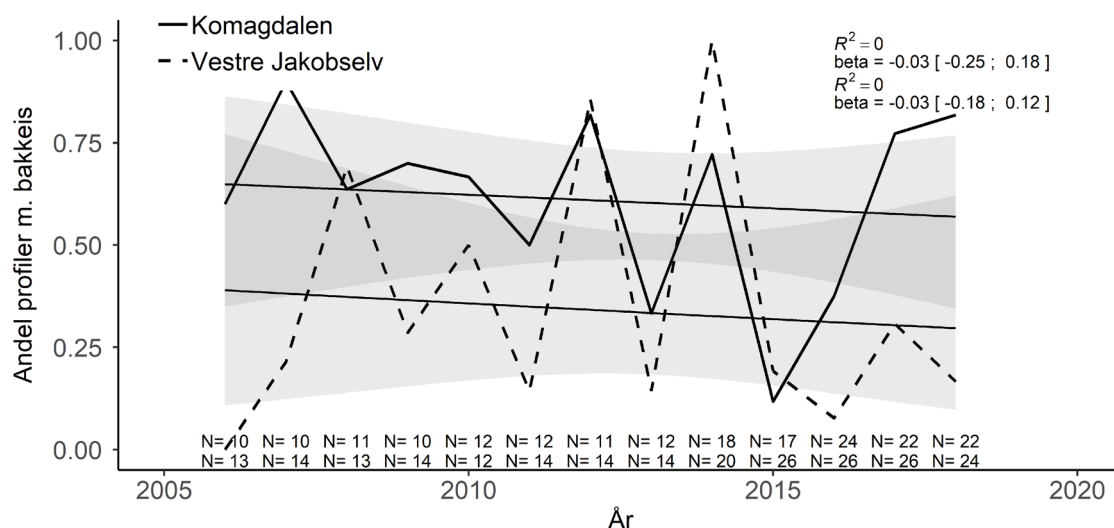
36.1 Supplerende metadata

Ikke relevant.

36.2 Supplerende metode

Bakkeis er her definert som tilstedeværelse av hard is/snø de nederste 5 cm av en snøprofil. Dette er beregnet som andelen profiler med bakkeis av totalt antall gravde profiler i et gitt år i faste overvåkingsområder i Komagdalen og Vestre Jakobselv. Endringsrater for alle datasett er beregnet med AR-modeller som beskrevet i protokollen og er vist $\pm 2SE$. Best egnede modell basert på AIC fremgår av hver enkelt figur.

36.3 Figurer av indikatorverdier



Figur A36.1: Andel snøprofiler som har hard snø/is i de nederste 5 cm i Komagdalen (svart, hel linje) og Vestre Jakobselv (blå, stiple linje). Antall profiler som ble gravd i et gitt år er angitt under årstallet (VJ nederst, KO øverst).

36.4 Anbefalinger for videreutvikling av indikatoren

På kort sikt vurderes indikatoren som hensiktsmessig formulert.

Referanser

- Beck PSA, Atzberger C, Hogda KA, Johansen B, Skidmore AK (2006) Improved monitoring of vegetation dynamics at very high latitudes: A new method using MODIS NDVI. *Remote Sensing of Environment*, **100**, 321-334.
- Bjørnstad ON, Falck W, Stenseth NC (1995) Geographic gradient in small rodent density fluctuations - A statistical modeling approach. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, **262**, 127-133.
- CAVM Team (2003) Circumpolar Arctic Vegetation Map. (1:7,500,000), Conservation of Arctic Flora and Fauna (CAFF). Anchorage, Alaska, U.S. Fish and Wildlife Service.
- Henden JA, Ims RA, Yoccoz NG (2009) Nonstationary spatio-temporal small rodent dynamics: evidence from long-term Norwegian fox bounty data. *Journal of Animal Ecology*, **78**, 636-645.
- Liston GE, Elder K (2006) A distributed snow evolution modeling system (SnowModel). *Journal of Hydrometeorology*, **7**, 1259–1276.
- Soininen EM, Jensvoll I, Killengreen ST, Ims RA (2015) Under the snow: a new camera trap opens the white box of subnivean ecology. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, **1**, 29-38.
- Tveraa T, Stien A, Bardsen BJ, Fauchald P (2013) Population Densities, Vegetation Green-Up, and Plant Productivity: Impacts on Reproductive Success and Juvenile Body Mass in Reindeer. *Plos One*, **8**.

Pilottest av fagpanelprotokollen for vurdering av god økologisk tilstand –
arktisk tundra

Appendiks 2 – Indikatorer for høyarktisk tundra

Innholdsfortegnelse

Overordnede metoder	3
1 Indikator: Maksimal produktivitet.....	5
2 Indikator: Start på vekstsesongen.....	7
3 Indikator: Plantevekstformer vs. Svalbardrein.....	9
4 Indikator: Plantevekstformer vs. gjess	12
5 Indikator: Herbivore vertebrater vs. fjellrev	14
6 Indikator: Herbivore vertebrater.....	17
7 Indikator: Kortnebbgås abundans	20
8 Indikator: Hvitkinngås abundans.....	21
9 Indikator: Svalbardrein abundans	22
10 Indikator: Svalbardrein dødelighet.....	23
11 Indikator: Svalbardrein produksjon.....	24
12 Indikator: Fjellrev abundans.....	25
13 Indikator: Bioklimatiske undersoner	26
14 Indikator: Areal inngrepsfrie naturområder (INON)	28
15 Indikator: Svalbardrype abundans	30
16 Indikator: Ekstremkuldedager	31
17 Indikator: Vintermildværsdager	33
18 Indikator: Julitemperatur	35
19 Indikator: Nedbør	37
20 Indikator: Permafrost	39
21 Indikator: Snødekke varighet	40
Referanser	42

Overordnede metoder

Datagrunnlaget for arktisk tundra inkluderer kontinuerlige eller diskontinuerlige tidsserier av biotiske eller abiotiske variabler, modellerte griddede klimadata og satellittbaserte data på primærproduksjon. Beregningen av indikatorverdier vil avhenge av datatypen, men så langt det er mulig har et felles analytisk rammeverk blitt fulgt for alle indikatorer:

Abiotiske indikatorer (klima) - Estimering av endringsrater etter referanseperioden 1961-90

For å estimere lineære endringer etter 1991, med utgangspunkt i referanseperiode 1961-90, er det brukt en to-trinns bootstrap: 1) bootstrap av data for de første 30 årene (1961-90) som grunnlag for å estimere usikkerhet i gjennomsnittet for referanseperioden, 2) bootstrap av data for 1991-2017/8, med en lineær regresjonsmodell med utgang (origo) i gjennomsnittet for 1961-90. Ikke alle abiotiske indikatorer kan estimeres basert på en enkelt lineær sammenheng. For indikatorer som hadde lineære endringer på log-skala og fordelinger tilsvarende Poisson (eks. uttrykt som antall dager, eller med varians proporsjonal med gjennomsnittet), er det brukt en log-lineær modell og en to-trinns bootstrap. Den eneste forskjellen fra den lineære modellen (basert på normalfordeling) er at gjennomsnittet for 1961-90 i trinn 2 ble spesifisert som et offset i en glm funksjon.

Øvrige indikatorer - Estimering av endringsrater for tidsserier

For å estimere lineære endringer, er det brukt regresjonsmodeller med forskjellige struktur for residualene. AIC ble brukt for å velge den beste modellen. Mulige modeller var: 1) AR0, dvs en vanlig lineær regresjon med uavhengige residualer, 2) AR1, dvs 1ste orden autoregressiv modell for residualer, 3) AR2, 2dre orden autoregressiv modell for residualer, og 4) ARMA11, dvs 1ste orden autoregressiv og glidende gjennomsnitt modell. Funksjonen `gls()` i R-biblioteket `nlme` er brukt for å regne alle modeller. Prediksjon for den beste modellen basert på AIC ble beregnet med funksjonen `predictSE.gls()` i biblioteket `AICmodavg`. Estimeringsmetoden REML ble brukt, unntatt noen få tilfeller hvor modellen ikke konvergente og estimeringsmetoden ML ble brukt isteden. Når transformering (log eller logit) ble brukt, viser vi tilbaketransformerte predikerte verdier. R^2 ble beregnet som kvadraten av korrelasjonen mellom de predikerte og de observerte verdiene, og 95% konfidensintervaller ble beregnet med funksjon `intervals()` i `nlme`. For enkelte tidsserier med kjent AR-struktur, som for eksempel smågnagere, ble det brukt systematisk AR2 modeller (Bjørnstad *et al.*, 1995, Henden *et al.*, 2009). Hvilken modell som ble valgt for hver enkelt datasett fremgår av figurene med indikatorverdier og bakgrunnsdata i Appendiks 1 og 2.

1 Indikator: Maksimal produktivitet

Egenskap: Primærproduksjon

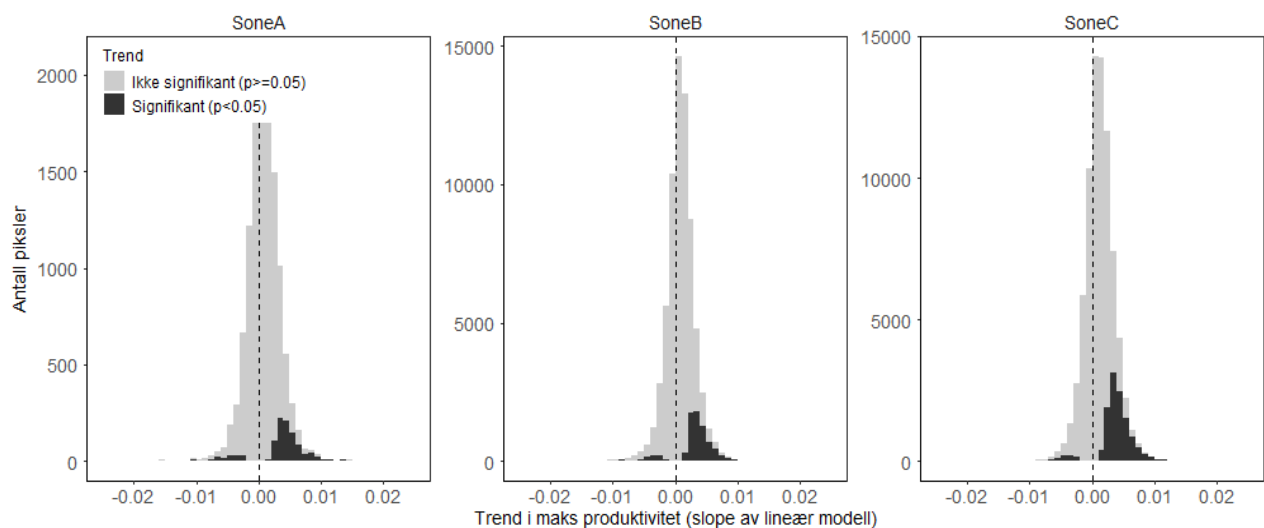
1.1 Supplerende metadata

Ikke relevant.

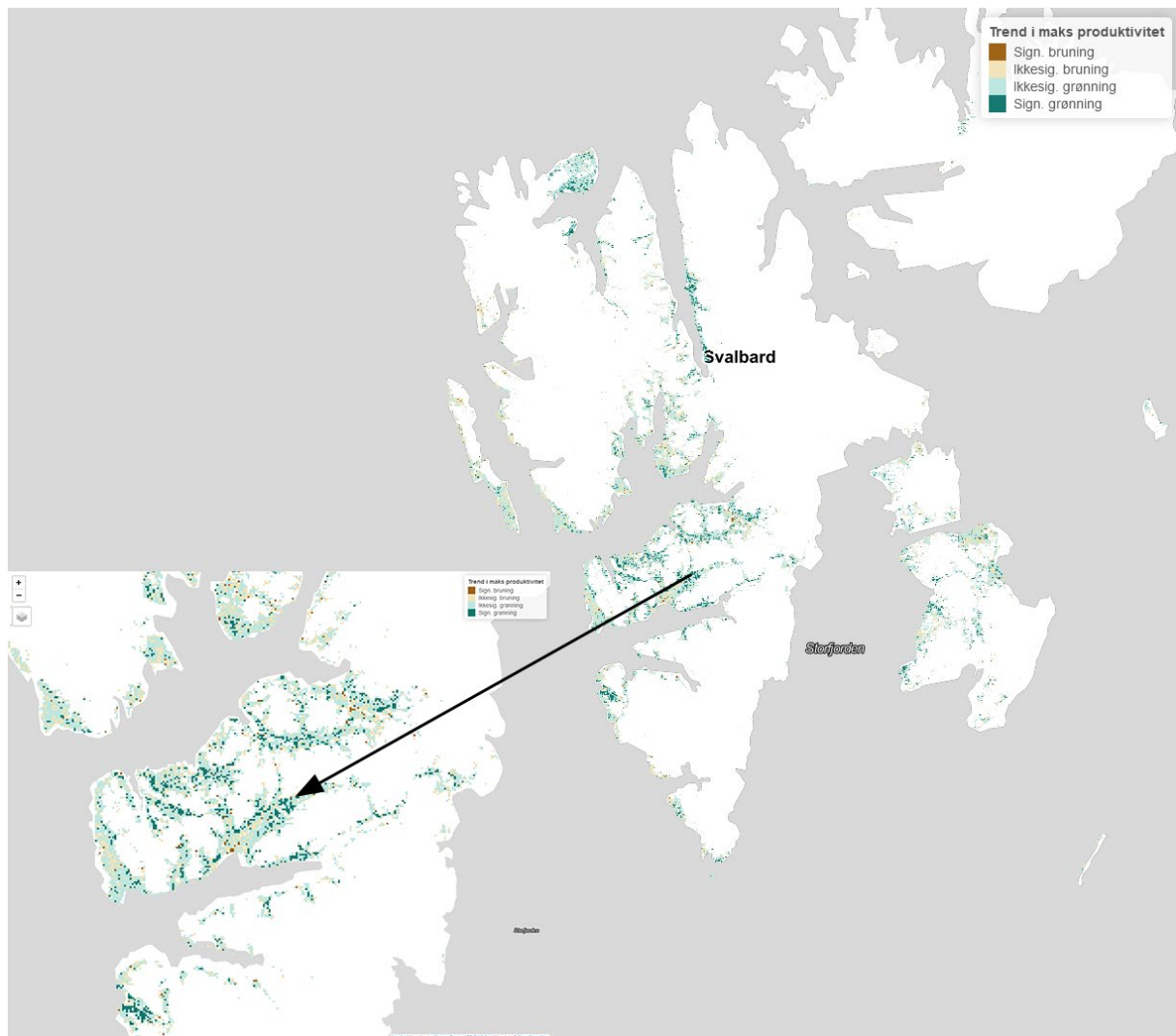
1.2 Supplerende metode

Maksimal produktivitet beregnes basert på MODIS EVI 16-dages kompositter (produkt MOD13Q1). Vi har brukt data fra alle 16-dagers perioder gjennom hele vekstsesongen (dag 65 – dag 289) for årene 2000-2018. Piksler som kan antas ikke å inneholde vegetert mark ($EVI < 0.1$) er fjernet. For hver piksel har vi deretter tilpasset en dobbellogistisk funksjon (Beck *et al.*, 2006, Tveraa *et al.*, 2013). For hver piksel er maksimal produktivitet i et gitt år uttrykt som den høyeste EVI verdi estimert fra denne funksjonen gjennom hele vekstsesongen. Utviklingen i maksimal produktivitet over år er estimert for hver enkelt piksel basert på en enkel lineær modell med maksimal produktivitet som respons og år som prediktor.

1.3 Figurer av indikatorverdier



Figur A 1.1: Endringsrate i maksimal produktivitet over årene 2000-2018. Figuren viser fordeling av signifikante (svarte søyler) og ikke-signifikante (grå søyler) endringsrater (EVI enheter/år) fra en lineær modell med maks produktivitet (EVI) som responsvariabel og år (2000-2018) som prediktorvariabel for hver eneste piksel i hver av de 3 bioklimatiske undersoner på Svalbard. Positive endringsrater indikerer en økende produktivitet over tid ('grønning'), mens negative endringsrater indikerer en minkende produktivitet over tid ('bruning'). I alle tre bioklimatiske soner er de signifikante endringsrater overveiende positive, dvs indikerer en økende produktivitet.



Figur A 1.2: Kart som viser den romlige fordelingen av områder som har hhv positive ('grønning') og negative ('bruning') endringsrater i maksimal produktivitet over perioden 2000-2018.

1.4 Anbefalinger for videreutvikling av indikatoren

Indikatoren uttrykker den lineære trenden i maksimal produktivitet. Dette er en forenklet modell, som ikke nødvendigvis er passende, særlig der hvor endringer i produktivitet skyldes terskeleffekter. Frem mot operasjonell versjon av fagsystemet bør dette evalueres og den lineære endringsmodellen evt. erstattes av en mer fleksibel modell. I et 5-års perspektiv vil det være aktuelt å supplere det nåværende datagrunnlaget (MODIS) med Sentinel som har finere oppløsning, men som foreløpig kun er tilgjengelig for noen få vekstsesonger.

2 Indikator: Start på vekstsesongen

Egenskap: Primærproduksjon

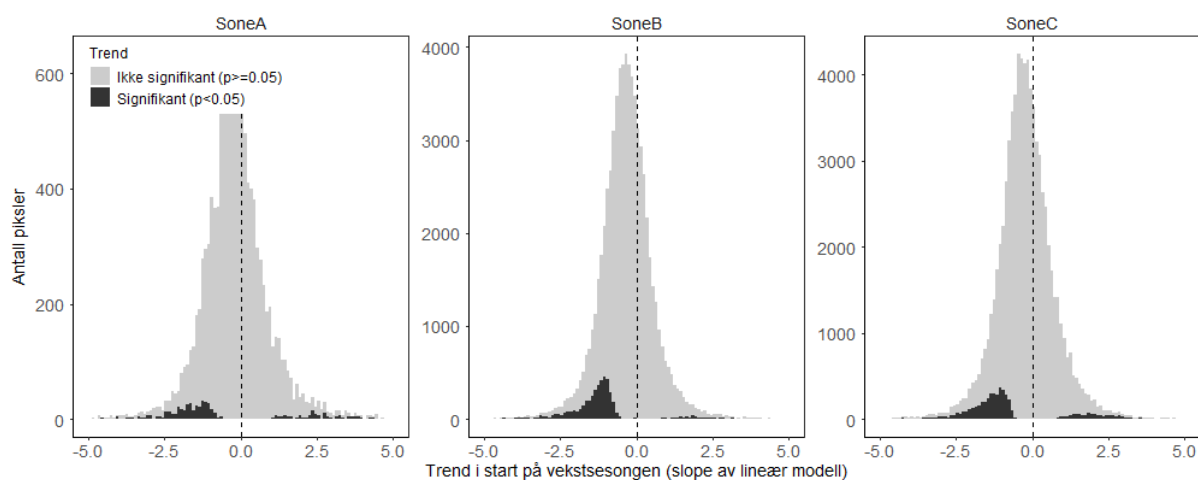
2.1 Supplerende metadata

Ikke relevant.

2.2 Supplerende metode

I likhet med indikatoren Maksimal produktivitet, beregnes start på vekstsesongen basert på MODIS EVI 16-dages kompositter (produkt MOD13Q1). Vi har brukt data fra alle 16-dagers perioder gjennom hele vekstsesongen (dag 65 – dag 289) for årene 2000-2018. Piksler som kan antas ikke å inneholde vegetert mark ($EVI < 0.1$) er fjernet. For hver piksel har vi deretter tilpasset en dobbellogistisk funksjon (Beck *et al.*, 2006, Tveraa *et al.*, 2013). For hver piksel er start på vekstsesongen i et gitt år uttrykt som den dagen (uttrykt i dager etter 1. januar) der EVI når 50% av maksimal EVI (såkalt 'spring inflection point' i den dobbellogistiske funksjonen). Utviklingen i start på vekstsesongen over år er estimert for hver enkelt piksel basert på en enkel lineær modell med start på vekstsesongen som respons og år som prediktor.

2.3 Figurer av indikatorverdier



Figur A 2.1: Endringsrater i start på vekstsesongen. Figuren viser fordeling av signifikante (svarte søyler) og ikke-signifikante (grå søyler) endringsrater (dager/år) fra en lineær modell med start på vekstsesongen som responsvariabel og år (2000-2018) som prediktorvariabel for hver eneste piksel i hver av de 3 bioklimatiske undersoner på Svalbard. Positive endringsrater indikerer en seinere start på vekstsesongen, mens negative endringsrater indikerer en tidligere start på vekstsesongen. For alle tre bioklimatiske undersoner er de signifikante endringsrater overveiende negative, dvs indikerer en tidligere start på vekstsesongen.



Figur A 2.2: Kart som viser den romlige fordelingen av områder som har hhv tidligere (negative endringsrater) og seinere (positive endringsrater) start på vekstsesongen over perioden 2000-2018.

2.4 Anbefalinger for videreutvikling av indikatoren

Indikatoren uttrykker den lineære trenden i tidspunkt for start på vekstsesongen. Dette er en forenklet modell, som ikke nødvendigvis er passende. Frem mot operasjonell versjon av fagsystemet bør dette evalueres og den lineære endringsmodellen evt. erstattes av en mer fleksibel modell. I et 5-års perspektiv vil det være aktuelt å supplere det nåværende datagrunnlaget (MODIS) med Sentinel som har finere oppløsning, men som foreløpig kun er tilgjengelig for noen få vekstsesonger.

3 Indikator: Plantevekstformer vs. Svalbardrein

Egenskap: Biomasse mellom trofiske nivåer

3.1 Supplerende metadata

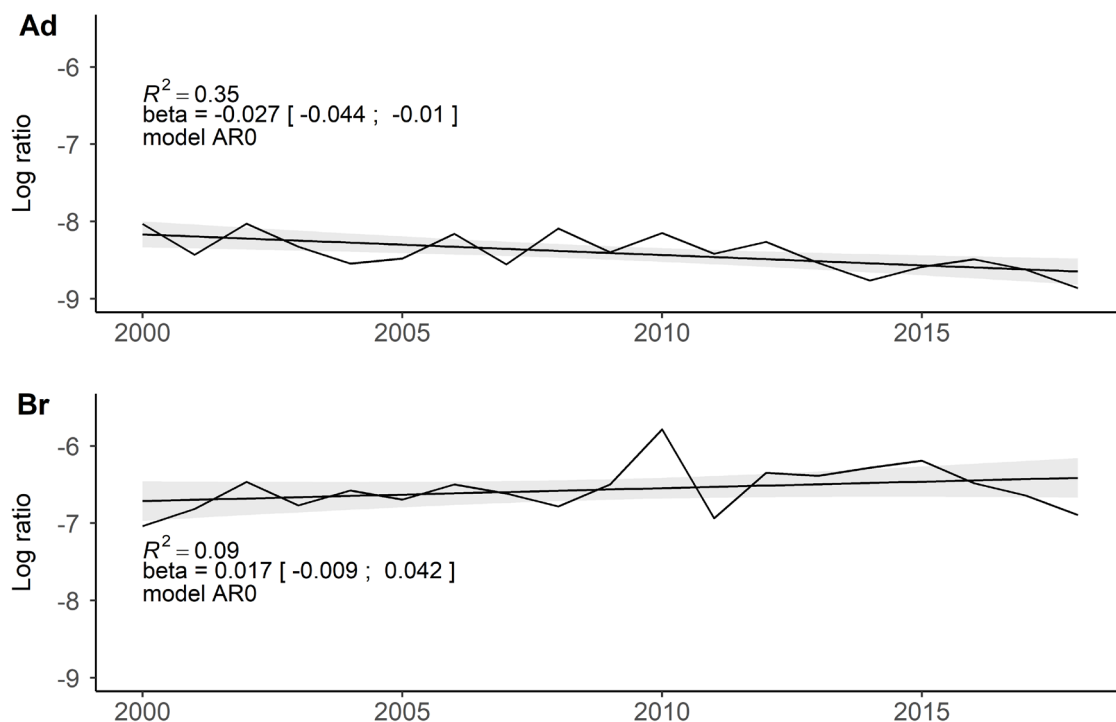
Ikke relevant.

3.2 Supplerende metode

I fravær av bakkedata på plantevekstformer for høyarktisk tundra, anvendes her de samme satellittbaserte estimatene av planteproduktivitet som i indikatoren *Maksimal produktivitet* som proxy for plantebiomasse. Gjennomsnittlig maksimal produktivitet er beregnet for hele landarealet i telleområdene for svalbardrein, hhv Adventdalen og Brøggerhalvøya (Fig. A3.1). Kun arealer under hhv 250 høydemeter (Adventdalen) og 200 høydemeter (Brøggerhalvøya) er medregnet. Til sammenlikning vises også utviklingen i maksimal produktivitet for Nordenskiöldland som helhet. Log-ratioer er beregnet som $\log(\text{maks produktivitet planter} / \text{totalt antall reinsdyr})$ for hvert av områdene Adventdalen og Brøggerhalvøya for perioden det finnes data for både planter og rein, dvs. 2000 til 2018. Endringsrater for alle datasett er beregnet med AR-modeller som beskrevet i protokollen og er vist $\pm 2SE$. Best egnede modell basert på AIC fremgår av hver enkelt figur.

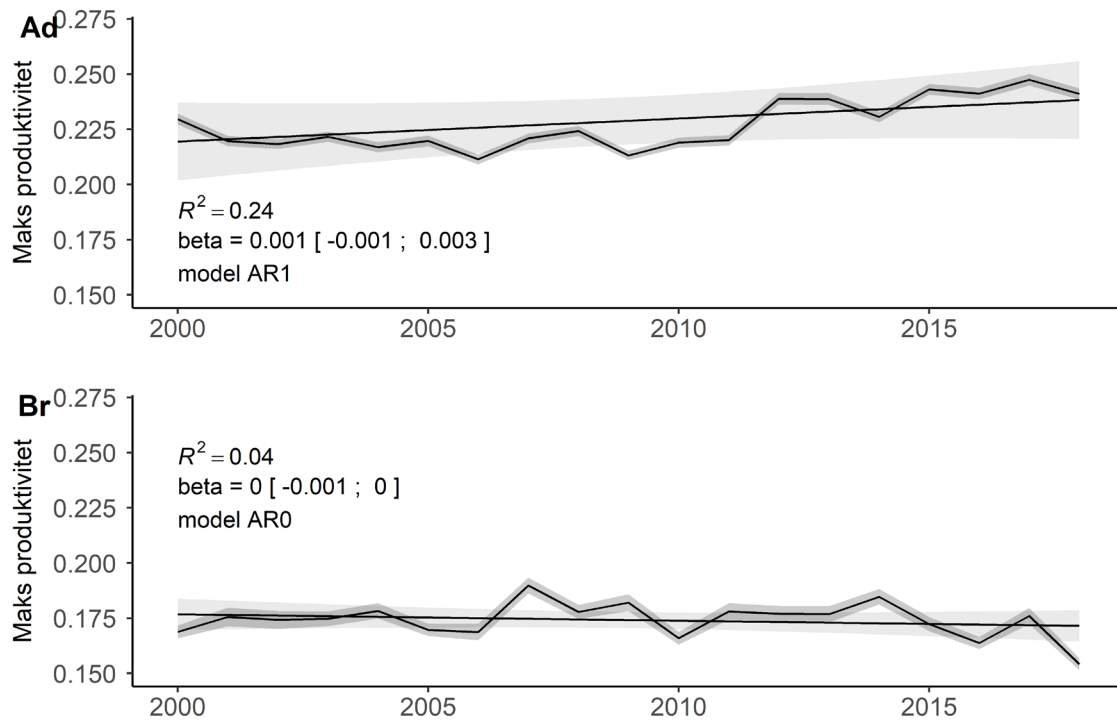
3.3 Figurer av indikatorverdier

3.3.1 Indikatorverdier

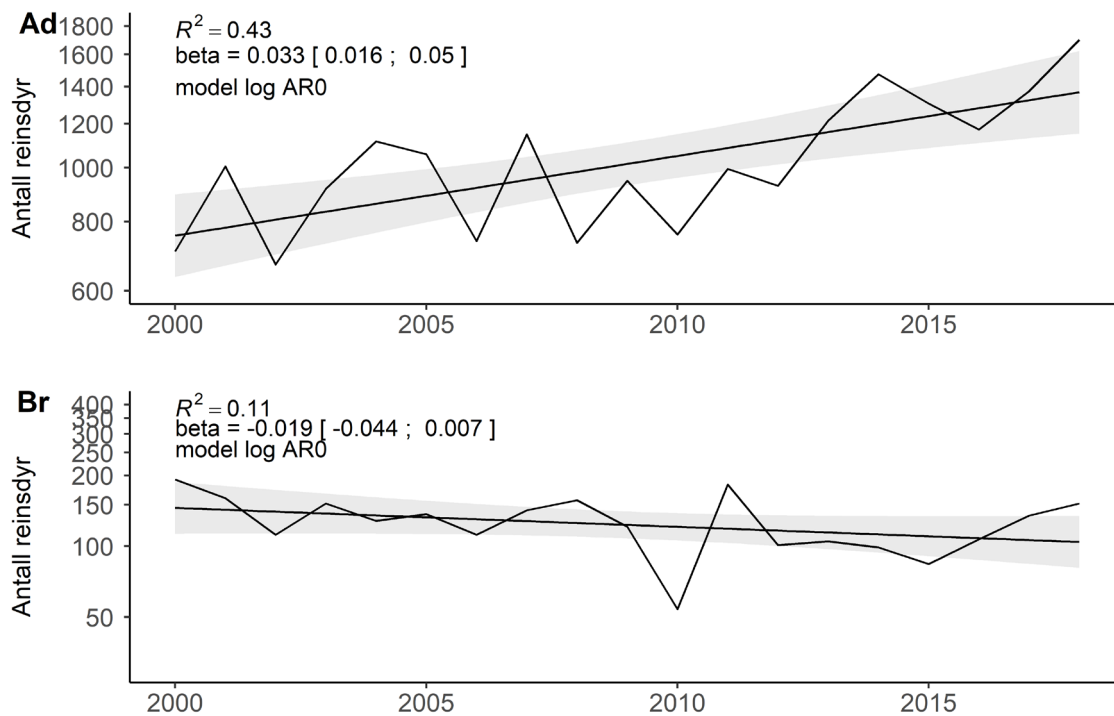


Figur A 3.1: Log-ratio mellom maksimal produktivitet og svalbardrein, for Adventdalen (Ad) og Brøggerhalvøya (Br). Endringsrater for perioden er vist $\pm 2SE$.

3.3.2 Bakgrunnsdata



Figur A 3.2: Gjennomsnittlig maksimal produktivitet (± 2 SE), for Adventdalen (Ad) og Brøggerhalvøya (Br) for årene 2000-2018. Områdene omfatter alle arealer under hhv 250 høydemeter (Adventdalen og Nordenskiöldland) og 200 høydemeter (Brøgger). Endringsrater for perioden er vist ± 2 SE.



Figur A 3.3: Bestandsstørrelse av svalbardrein i Adventdalen (Ad) og på Brøggerhalvøya (Br). Endringsrater for perioden er vist ± 2 SE.

3.4 Anbefalinger for videreutvikling av indikatoren

I fravær av bakkemålinger på plantevekstformer utgjøres datagrunnlaget for plantenivået i denne indikatoren inntil videre av satellittbaserte produktivitetsestimater. Det er ikke en hensiktsmessig grunnlag for vurderingen av endringer av biomasseforhold og det anbefales i fase inn en bakkebasert indikator på plantebiomasse/plantevekstformer og la den danne grunnlaget også for indikatorene på biomasseforhold mellom planter og herbivorer. For svalbardrein er det behov for å videreutvikle indikatoren i retning av større geografisk representativitet. Sysselmannen gjør årlige helikoptertellinger av Svalbardrein i flere områder, som potensielt kunne inkluderes og styrke den romlige representativiteten av indikatoren. Det har imidlertid vært stilt spørsmål ved om metoden som benyttes er tilstrekkelig god nok til å gi sammenlignbare tall over tid, og dette må evalueres før disse data evt inkluderes.

4 Indikator: Plantevekstformer vs. gjess

Egenskap: Biomasse mellom trofiske nivåer

4.1 Supplerende metadata

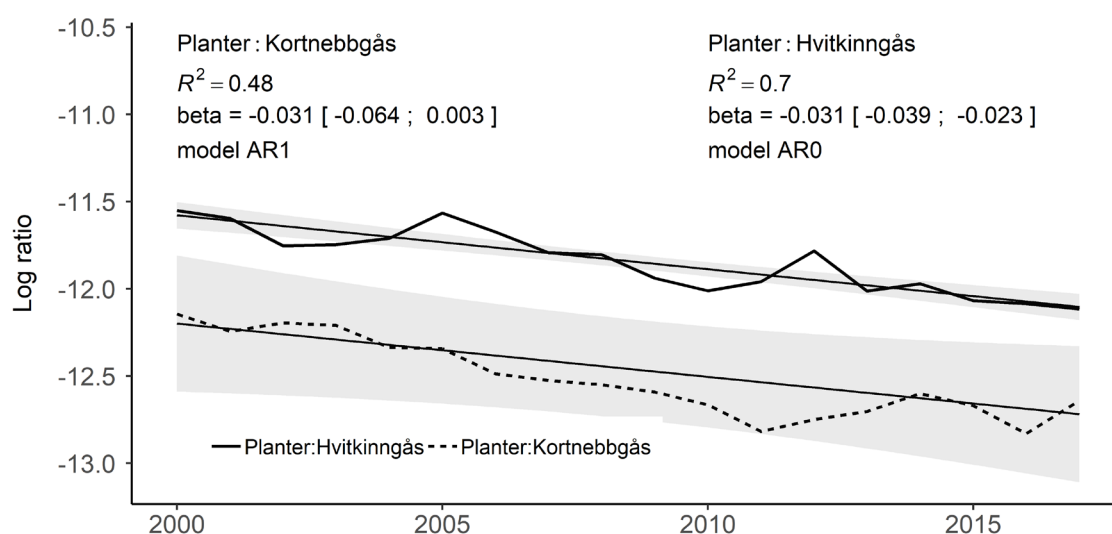
Ikke relevant.

4.2 Supplerende metode

I fravær av bakkedata på plantevekstformer for høyarktisk tundra, anvendes her de samme satellittbaserte estimatene av planteproduktivitet som i indikatoren *Maksimal produktivitet* som proxy for plantebiomasse. Vinterbestandene av hvitkinngås og kortnebbgås fordeler seg over store områder langs vestkysten av Svalbard (<https://goosemap.nina.no/Kart-og-data/Kart>), men mengdefordelingen mellom ulike hekkeområder er dårlig kjent. Vi velger derfor å representere planteproduksjon som gjennomsnittet for hele Nordenskiöldland (Fig. A4.1). Kun arealer under 250 høydemeter er medregnet. Log-ratioen mellom plantevekstformer og gjess er beregnet som $\log(\text{gjennomsnittlig maksimal produktivitet for Nordenskiöldland} / \text{estimert antall gjess fra tellinger i vinterområder})$. Det er beregnet én ratio for plantevekstformer vs. kortnebbgås, og én for plantevekstformer vs. hvitkinngås. Endringsrater for alle datasett er beregnet med AR-modeller som beskrevet i protokollen og er vist $\pm 2\text{SE}$. Best egnede modell basert på AIC fremgår av hver enkelt figur.

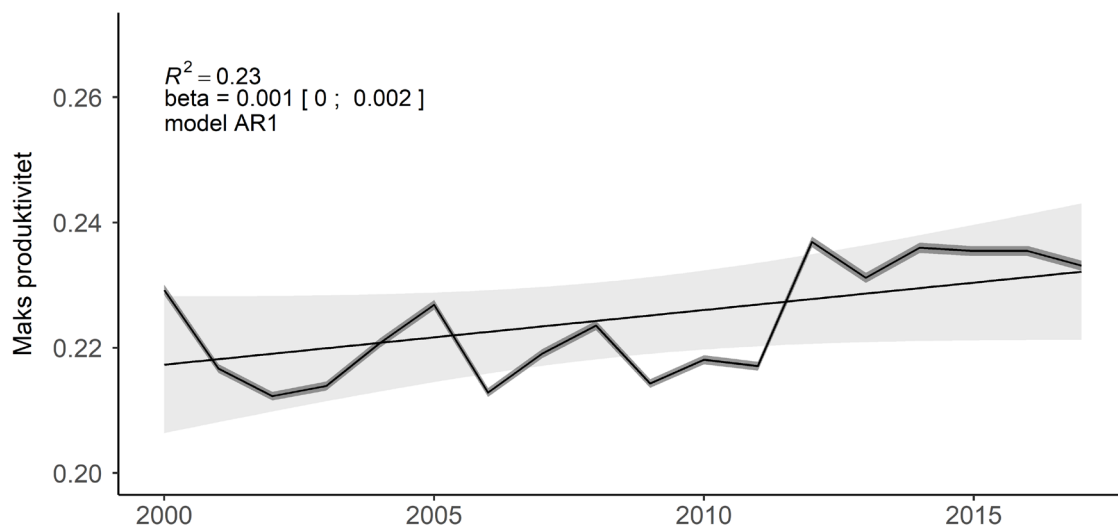
4.3 Figurer av indikatorverdier

4.3.1 Indikatorverdier

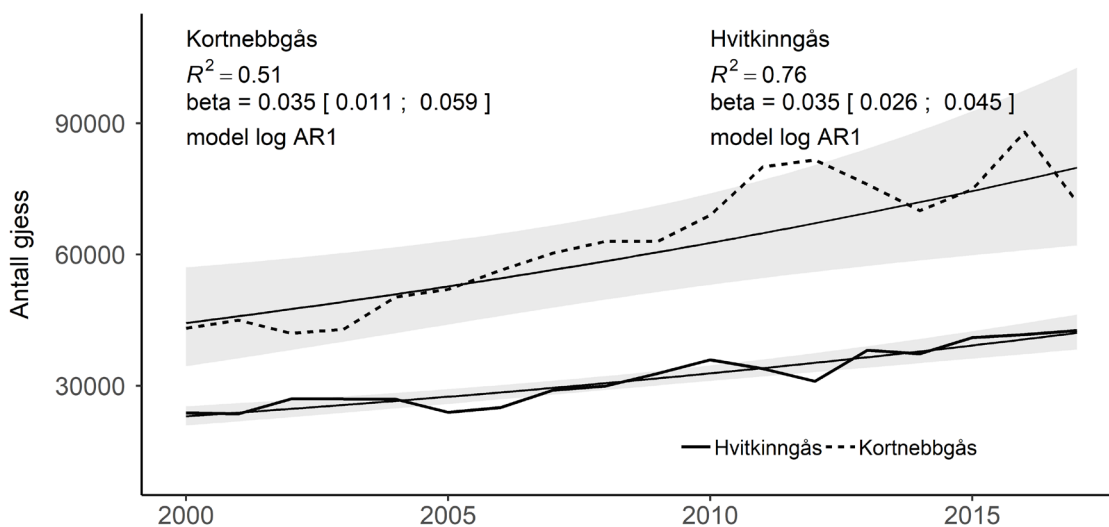


Figur A 4.1: Log-ratio mellom maksimal produktivitet og gjess. Figuren viser ratioen mellom produktivitet og hvitkinngås (hel linje) og mellom produktivitet og kortnebbgås (stiplet linje), beregnet for årene der det finnes data for begge (2000-2017). Endringsrater for perioden er vist $\pm 2\text{SE}$.

4.3.2 Bakgrunnsdata



Figur A 4.2 Gjennomsnittlig maksimal produktivitet (± 2 SE) i Nordenskiöldland for årene 2000-2017. Områdene omfatter alle arealer under 250 høydemeter. Endringsrater for perioden er vist ± 2 SE.



Figur A 4.3: Bestandsstørrelse av hvitkinngås og kortnebbgås. Figuren viser estimert antall gjess basert på tellinger i vinterområdene til kortnebbgås (stiplet linje) og hvitkinngås (hel linje). Årstall angir start på sesongen (dvs. 2010 betyr vintersesongen 2010/2011). Endringsrater for perioden er vist ± 2 SE.

4.4 Anbefalinger for videreutvikling av indikatoren

I fravær av bakkemålinger på plantevekstformer utgjøres datagrunnlaget for plantenivået i denne indikator inntil videre av satellittbaserte produktivitetsestimater. Det er ikke en hensiktsmessig grunnlag for vurderingen av endringer av biomasseforhold og det anbefales i fase inn en bakkebasert indikator på plantebiomasse/plantevekstformer og la den danne grunnlaget også for indikatorene på biomasseforhold mellom planter og herbivorer. For gås er det på sikt behov for å videreutvikle indikatoren i retning av større geografisk representativitet. Se nærmere anbefalinger for indikatorene på kortnebbgås og hvitkinngås.

5 Indikator: Herbivore vertebrater vs. fjellrev

Egenskap: Biomasse mellom trofiske nivåer

5.1 Supplerende metadata

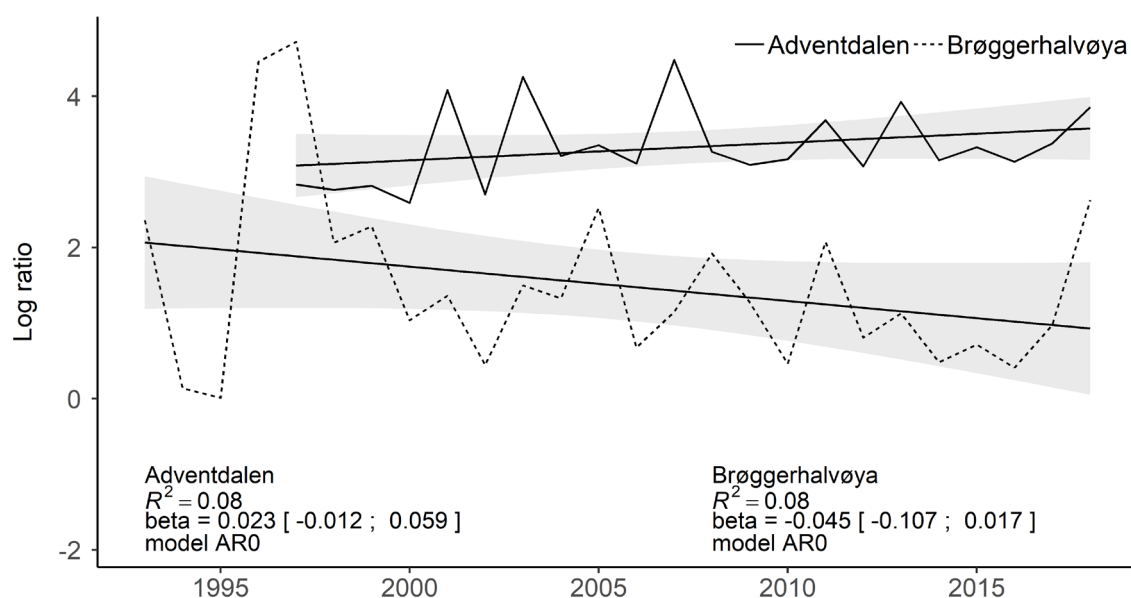
Ikke relevant.

5.2 Supplerende metode

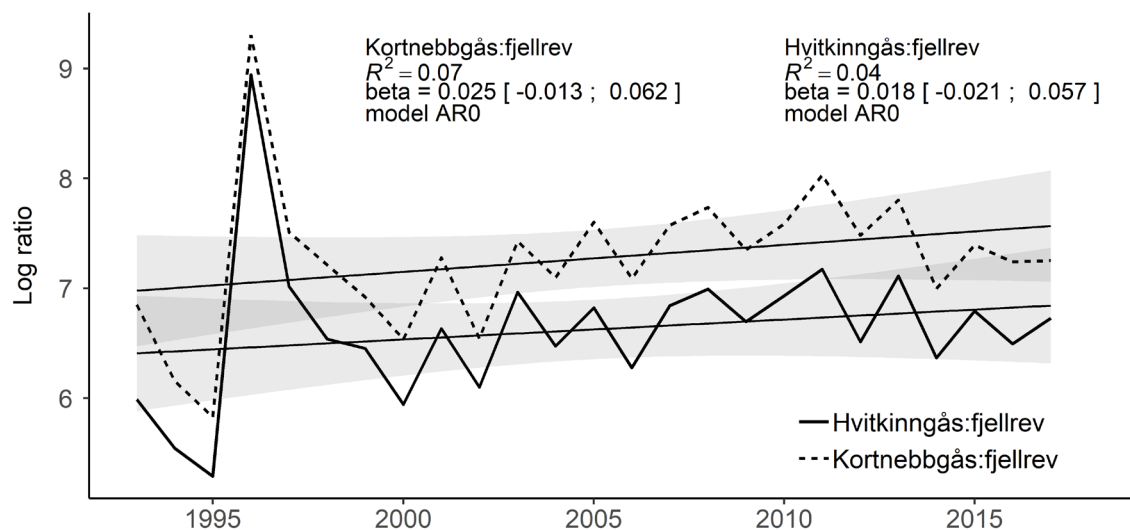
Log-ratio mellom svalbardrein og fjellrev er beregnet som $\log(\text{totalt antall svalbardrein/prosent av kjente fjellrevhi med kull})$ for hvert av områdene Adventdalen (for fjellrev inkluderer Adventdalen også Sassendalen) og Brøggerhalvøya (for fjellrev inkluderer Brøggerhalvøya også Kongsfjorden). Ratioen er beregnet for årene 1993-2018 (Adventdalen) og 1997-2018 (Brøggerhalvøya), når det finnes data for begge arter. For å håndtere nuller i fjellrevdatasettet er det lagt til en liten konstant (1) for hele fjellrevtidsserien. For log-ratio mellom gjess og fjellrev er det brukt estimert antall hvitkinngås og kortnebbgås fra tellinger i vinterområder, og prosent av kjente fjellrevhi med kull beregnet som et gjennomsnitt av områdene Adventdalen/Sassendalen og Brøggerhalvøya/Kongsfjorden. Ratioen er beregnet som $\log(\text{antall hvitkinngås/prosent av fjellrevhi med kull})$, og $\log(\text{antall kortnebbgås/prosent av fjellrevhi med kull})$, for årene det finnes data for alle artene (1993-2017). For å håndtere nuller i fjellrevdatasettet er det lagt til en liten konstant (3) til hele fjellrevtidsserien. Endringsrater for alle datasett er beregnet med AR-modeller som beskrevet i protokollen og er vist $\pm 2SE$. Best egnede modell basert på AIC fremgår av hver enkelt figur.

5.3 Figurer av indikatorverdier

5.3.1 Indikatorverdier

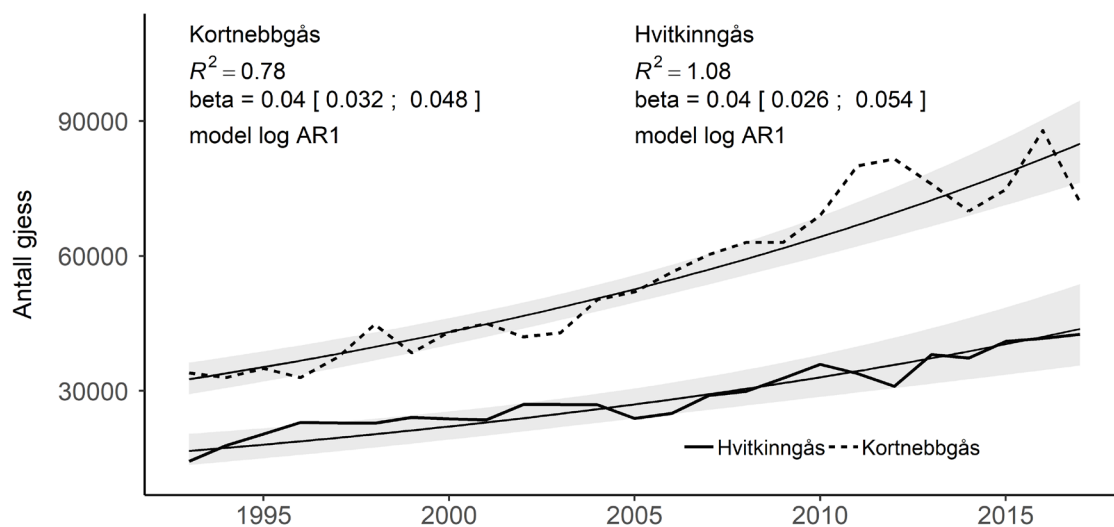


Figur A 5.1: Log-ratio mellom svalbardrein og fjellrev. Hel linje viser log-ratio mellom totalt antall svalbardrein i Adventdalen og prosent av fjellrevhi med kull i Adventdalen/Sassendalen for årene 1997-2018. Stiplet linje viser log-ratio mellom totalt antall rein på Brøggerhalvøya, og prosent av fjellrevhi med kull på Brøggerhalvøya/i Kongsfjorden for årene 1993-2018. Endringsrater for perioden er vist $\pm 2SE$.

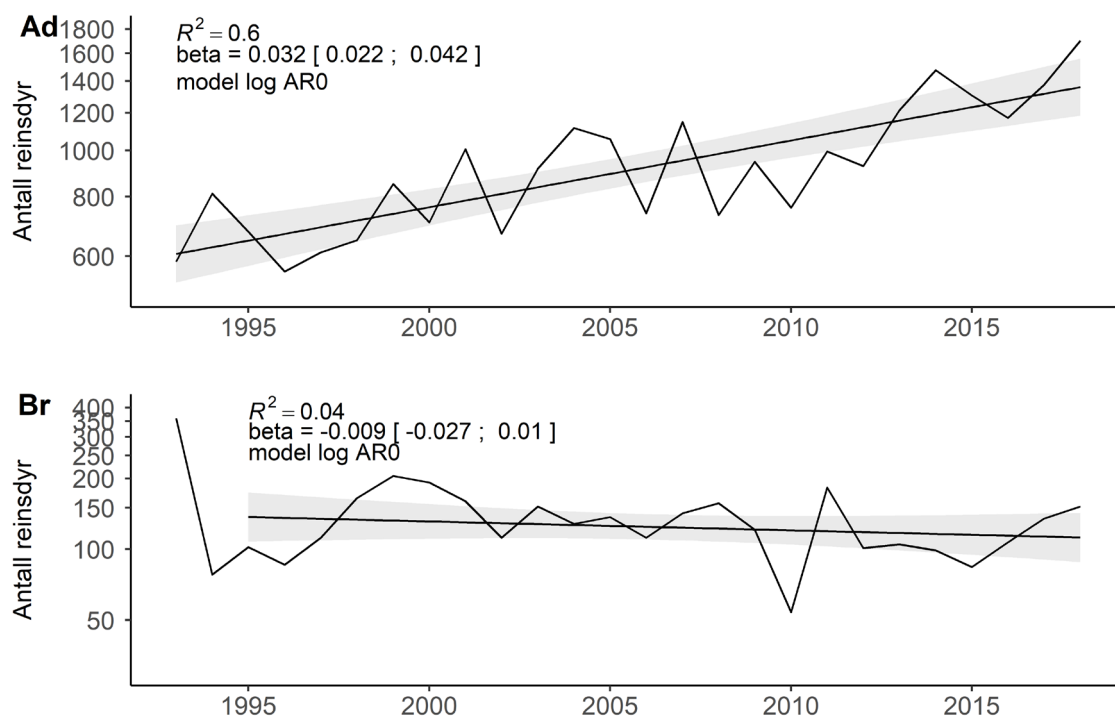


Figur A 5.2: Log-ratio mellom gjess og fjellrev. Hel linje viser log-ratio mellom estimert antall hvitkinngås fra tellinger i vinterområder, og prosent av fjellrevhi med kull. Stiplet linje viser log-ratio mellom estimert antall kortnebbgås fra tellinger i vinterområder, og prosent fjellrevhi med kull. For fjellrev er det brukt et gjennomsnitt av prosent hi med kull for Adventdalen/Sassendalen og Brøggerhalvøya/Kongsfjorden. Ratioen er beregnet for årene 1993 til 2017, der det finnes data for alle tre arter. Endringsrater for perioden er vist $\pm 2SE$.

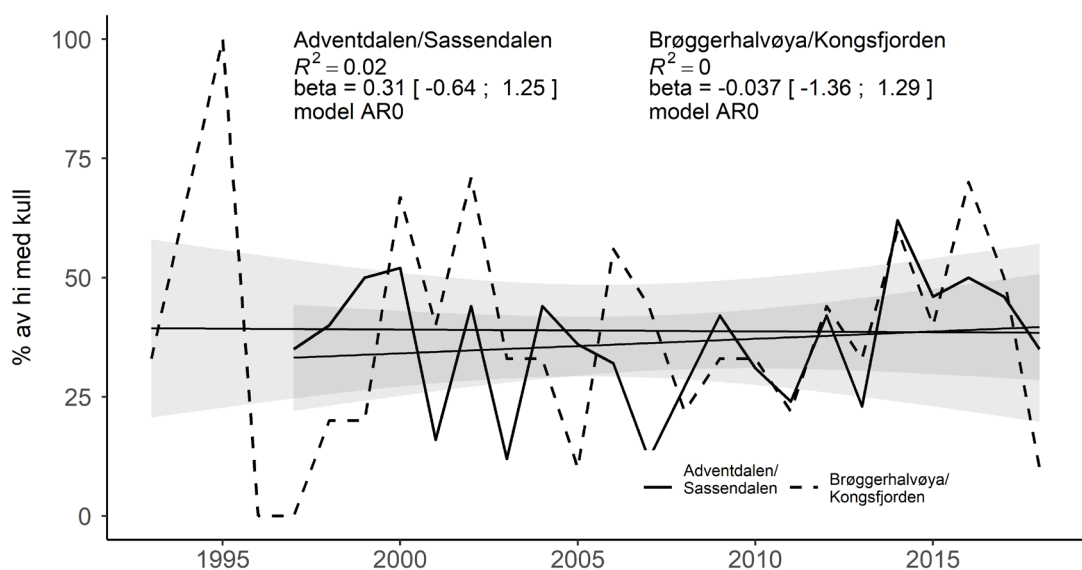
5.3.2 Bakgrunnsdata



Figur A 5.3: Bestandsstørrelse av hvitkinngås og kortnebbgås. Figuren viser estimert antall gjess basert på tellinger i vinterområdene til kortnebbgås (stiplet linje) og hvitkinngås (hel linje). Årstall angir start på sesongen (dvs. 2010 betyr vintersesongen 2010/2011). Endringsrater for perioden er vist $\pm 2SE$.



Figur A 5.4: Bestandsstørrelse av svalbardrein i Adventdalen (Ad) og på Brøggerhalvøya (Br). Endringsrater for perioden er vist $\pm 2SE$.



Figur A 5.5: Hiovervåking fjellrev. Figuren viser prosent av alle kjente hi med kull i Adventdalen/Sassendalen (hel linje) og Brøggerhalvøya/Kongsfjorden (stiplet linje). Data finnes for 1993-2018 for Brøggerhalvøya/Kongsfjorden, og for 1997-2018 for Adventdalen/Sassendalen. Endringsrater for perioden er vist $\pm 2SE$.

5.4 Anbefalinger for videreutvikling av indikatoren

Se anbefalinger for indikatorer på enkeltarter (fjellrev, kortnebbgås, hvitkinngås og svalbardrein).

6 Indikator: Herbivore vertebrater

Egenskap: Funksjonelle grupper

6.1 Supplerende metadata

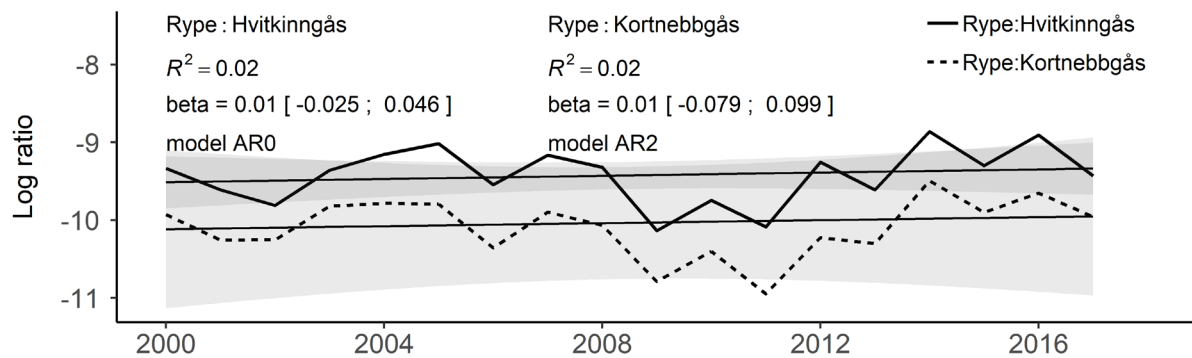
Ikke relevant.

6.2 Supplerende metode

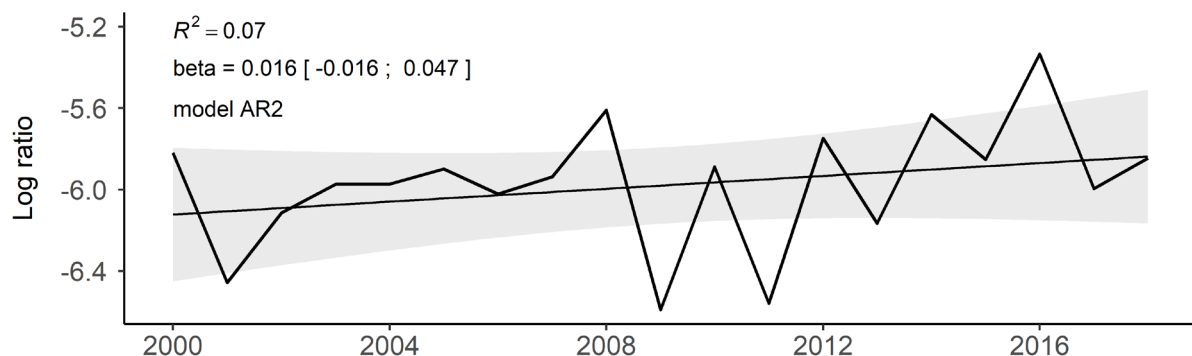
Log-ratio mellom svalbardrype og gås er beregnet som $\log(\text{predikert tetthet i antall ryper (hanner) pr km}^2 / \text{estimert antall gjess basert på tellinger i vinterområder})$. Det er beregnet én ratio for hver gåseart (kortnebbgås og hvitkinngås). Endringsrater for alle datasett er beregnet med AR-modeller som beskrevet i protokollen og er vist $\pm 2SE$. Best egnede modell basert på AIC fremgår av hver enkelt figur.

6.3 Figurer av indikatorverdier

6.3.1 Indikatorverdier

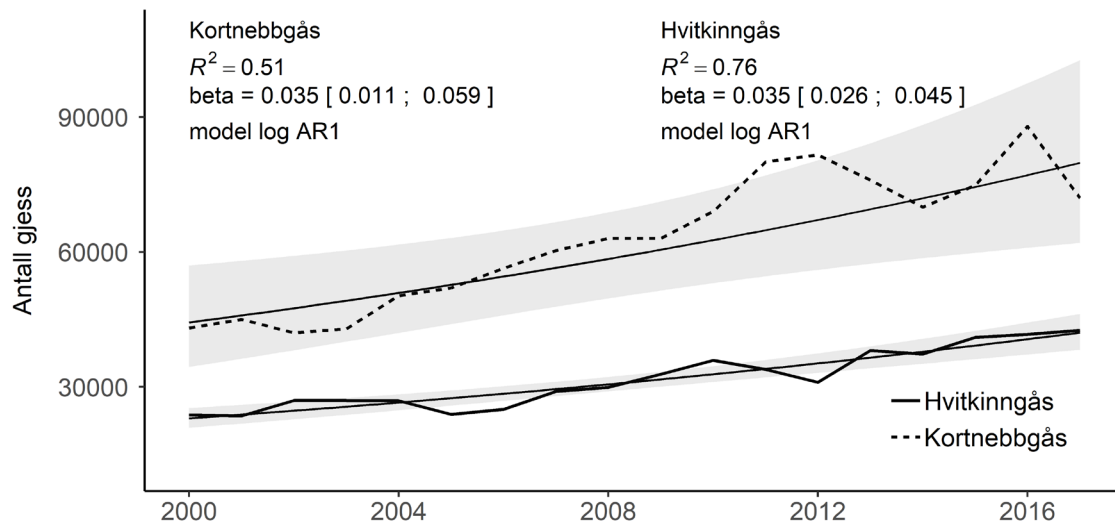


Figur A 6.1: Log-ratio svalbardrype:hvitkinngås (hel linje) og svalbardrype:kortnebbgås (stiplet linje). Endringsrater for perioden er vist $\pm 2SE$.

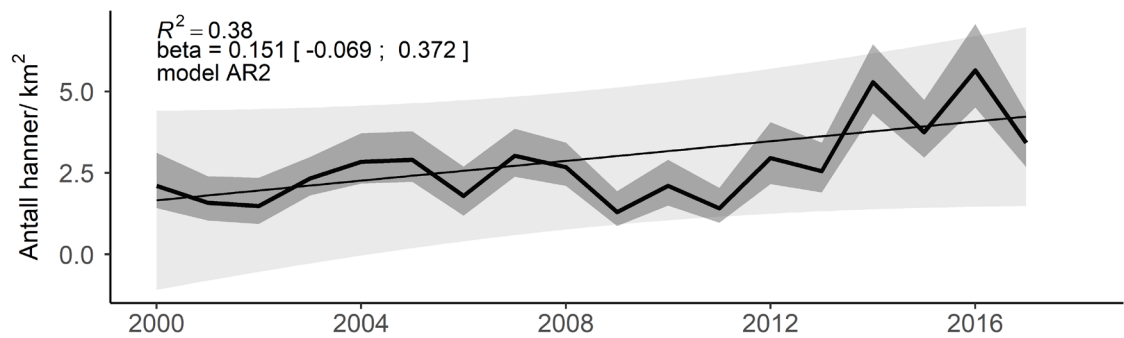


Figur A 6.2: Log-ratio svalbardrype:svalbardrein. Endringsrater for perioden er vist $\pm 2SE$.

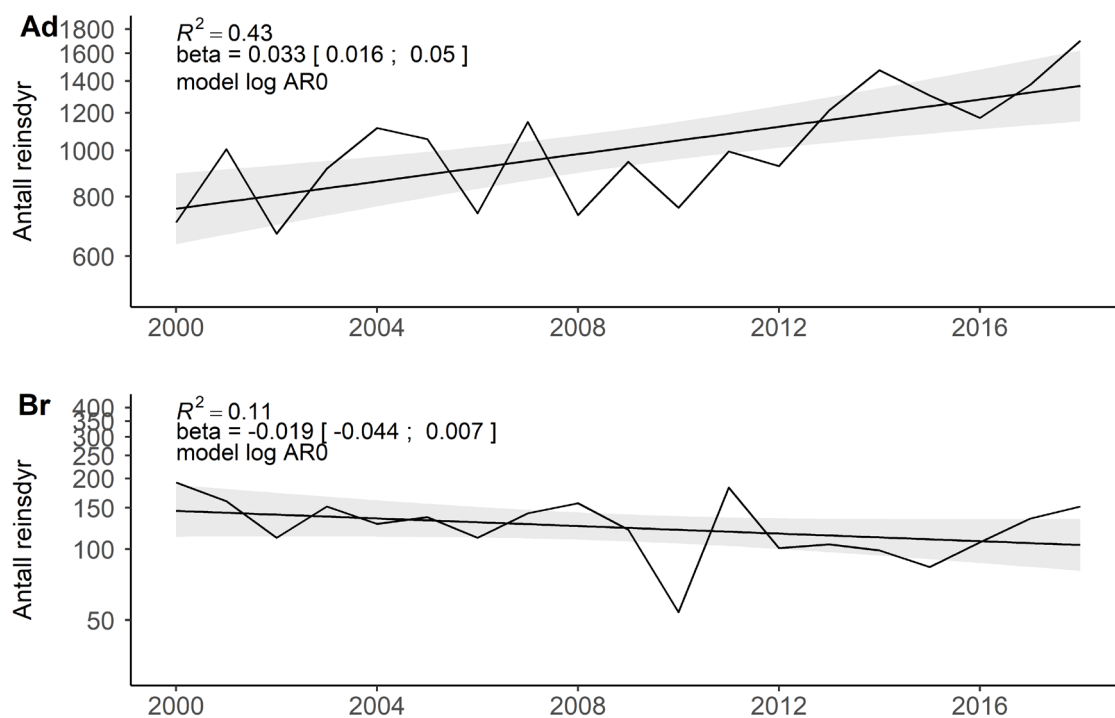
6.3.2 Bakgrunnsdata



Figur A 6.3: Bestandsstørrelse av hvitkinngås og kortnebbgås. Figuren viser estimert antall gjess basert på tellinger i vinterområdene til kortnebbgås (stiplet linje) og hvitkinngås (hel linje). Årstall angir start på sesongen (dvs. 2010 betyr vintersesongen 2010/2011). Endringsrater for perioden er vist $\pm 2SE$.



Figur A 6.4: Tetthet svalbardrype. Figuren viser predikert tetthet i antall hanner/km² (inkl. 95% konfidensintervall). Endringsrater for perioden er vist $\pm 2SE$.



Figur A 6.5: Bestandsstørrelse av svalbardrein i Adventdalen (Ad) og på Brøggerhalvøya (Br). Endringsrater for perioden er vist $\pm 2SE$.

6.4 Anbefalinger for videreutvikling av indikatoren

På kort sikt kan tilknyttede fenomener til denne indikatoren styrkes ved en nærmere analyse av kovariansforholdet mellom de ulike herbivorer. Eksempelvis har man forventninger til at svalbardrein og svalbardrype har positiv samvariasjon i god tilstand styrt av variasjon i vinterklima. Det nåværende datagrunnlaget tillater slike analyser. Se i øvrig anbefalinger for indikatorer på enkeltarter (kortnebbgås, hvitkinngås, rype og svalbardrein).

7 Indikator: Kortnebbgås abundans

Egenskap: Funksjonelt viktige arter og strukturer

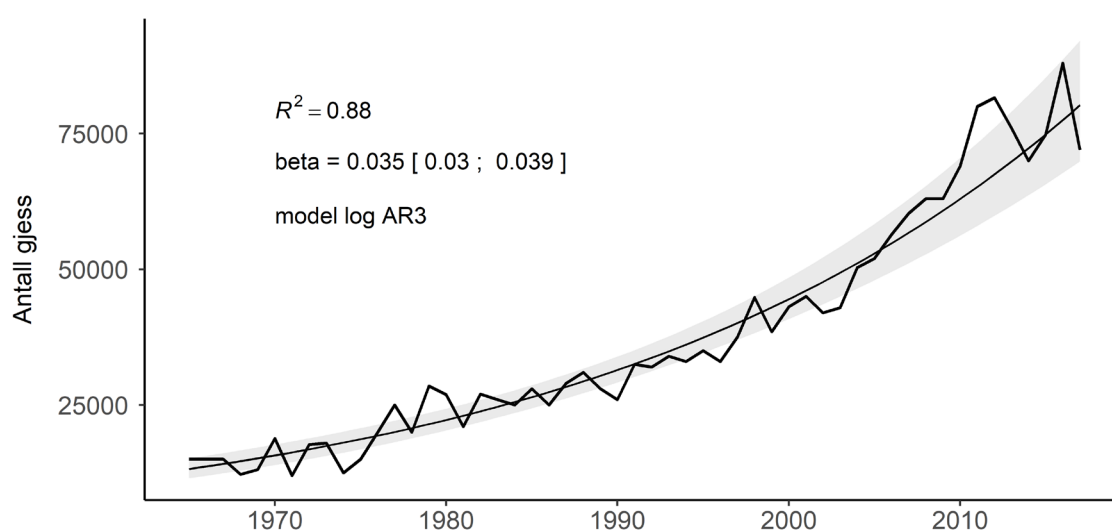
7.1 Supplerende metadata

Ikke relevant.

7.2 Supplerende metode

Endringsrater for alle datasett er beregnet med AR-modeller som beskrevet i protokollen og er vist $\pm 2SE$. Best egnede modell basert på AIC fremgår av hver enkelt figur.

7.3 Figurer av indikatorverdier



Figur A 7.1: Bestandsstørrelse kortnebbgås. Figuren viser estimert antall gjess basert på tellinger i vinterområdene. Tellingene begynte i 1965, og angitt årstall angir start på sesongen (dvs. 2010 betyr vintersesongen 2010/2011). Endringsrater for perioden er vist $\pm 2SE$.

7.4 Anbefalinger for videreutvikling av indikatoren

På kort sikt (dvs frem mot operasjonell versjon av fagsystemet) betraktes indikatoren som hensiktsmessig formulert. Det anbefales over tid å styrke indikatoren med lokale bestandsdata for å oppnå en bedre forståelse av hva som driver utviklingen av bestanden lokalt versus 'globalt'. Den samlede bestanden av kortnebbgås har utviklet sig uten tegn til tetthetsbegrensning de seneste 4-5 årtier. I enkelte gamle kolonier på Svalbard, bl.a. Sassendalen, sees nå tegn til stabilisering i antall reir, mens nyere kolonier som f.eks. Semmeldalen og deler av Adventdalen fortsatt ser ut til å være i eksponentiel vekst. Med fortsatt oppvarming forventes nye kolonier å kunne etableres i nordlige og østlige dele af Svalbard (Jensen et al. 2008). For en bedre forståelse av utviklingen i udbredelse og for å utvikle modellbaserte prognoser for fremtidig bestandsudvikling, vil det være nødvendig med ekstensive tellinger i ulike lavlandsområder på Svalbard med jevne mellomrum.

8 Indikator: Hvitkinngås abundans

Egenskap: Funksjonelt viktige arter og strukturer

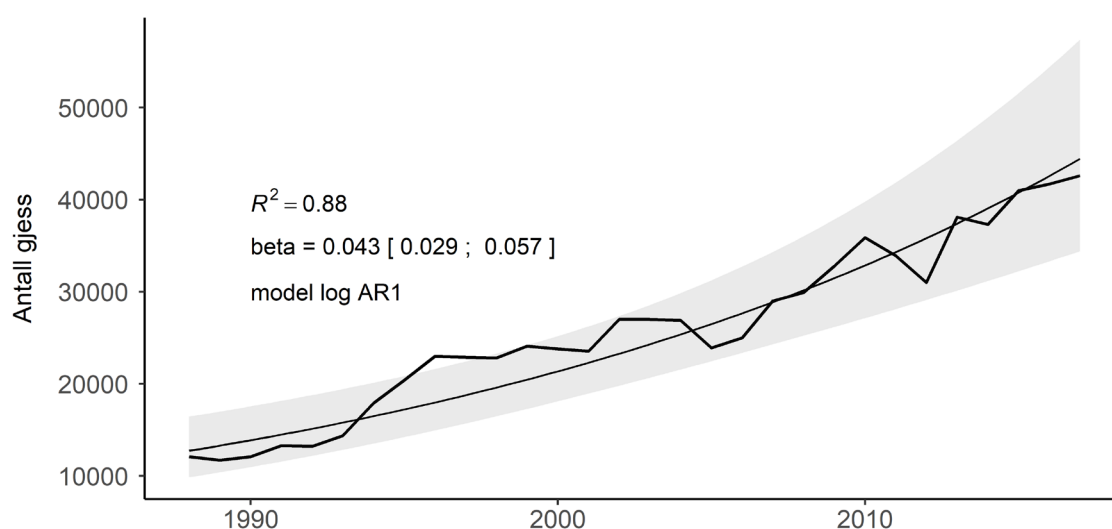
8.1 Supplerende metadata

Ikke relevant.

8.2 Supplerende metode

Endringsrater for alle datasett er beregnet med AR-modeller som beskrevet i protokollen og er vist $\pm 2SE$. Best egnede modell basert på AIC fremgår av hver enkelt figur.

8.3 Figurer av indikatorverdier



Figur A 8.1: Bestandsstørrelse hvitkinngås. Figuren viser estimert antall gjess basert på tellinger i vinterområdene. Tellingene begynte i 1988, og angitt årstall angir start på sesongen (dvs. 2010 betyr vintersesongen 2010/2011). Endringsrater for perioden er vist $\pm 2SE$.

8.4 Anbefalinger for videreutvikling av indikatoren

På kort sikt (dvs frem mot operasjonell versjon av fagsystemet) betraktes indikatoren som hensiktsmessig formulert. Det anbefales over tid å styrke indikatoren med lokale bestandsdata for å oppnå en bedre forståelse av hva som driver utviklingen av bestanden lokalt versus 'globalt'. Den samlede bestanden av hvitkinngås har utviklet sig uten tegn til tetthedsbegrensning de seneste 4-5 årtier. I enkelte gamle kolonier på Svalbard, bl.a. Ny Ålesund, sees nå tegn til stabilisering i antall reir, mens nyere kolonier som f.eks. deler av Adventdalen fortsatt ser ut til å være i eksponentiel vekst. Kystnære kolonier, hvor gjessene hekker på holmer, er utsatt for stigende predasjon fra isbjørn. For en bedre forståelse av utviklingen i udbredelse og for å utvikle modellbaserte prognoser for fremtidig bestandsudvikling, vil det være nødvendig med ekstensive tellinger i ulike lavlandsområder på Svalbard med jævne mellomrum.

9 Indikator: Svalbardrein abundans

Egenskap: Funksjonelt viktige arter og strukturer

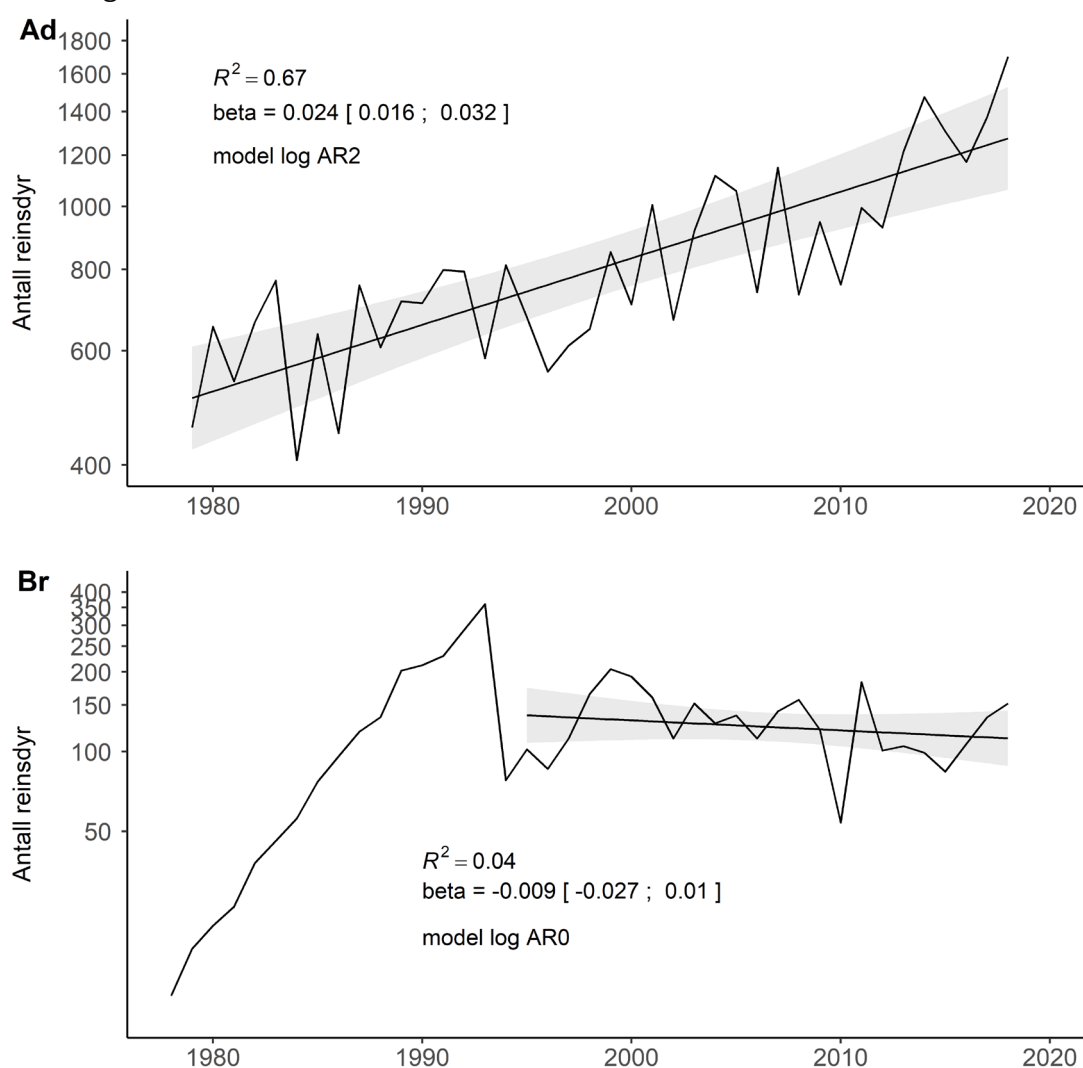
9.1 Supplerende metadata

Ikke relevant.

9.2 Supplerende metode

Endringsrater for alle datasett er beregnet med AR-modeller som beskrevet i protokollen og er vist $\pm 2SE$. Best egnede modell basert på AIC fremgår av hver enkelt figur.

9.3 Figurer av indikatorverdier



Figur A 9.1: Bestandsstørrelse av svalbardrein i Adventdalen (Ad) og på Brøggerhalvøya (Br). Endringsrater for perioden er vist $\pm 2SE$.

9.4 Anbefalinger for videreutvikling av indikatoren

For svalbardrein er det behov for å videreutvikle indikatoren i retning av større geografisk representativitet. Sysselmannen gjør årlige helikoptertellinger av Svalbardrein i flere områder, som potensielt kunne inkluderes og styrke den romlige representativiteten av indikatoren. Det har imidlertid vært stilt spørsmål ved om metoden som benyttes er tilstrekkelig god nok til å gi sammenlignbare tall over tid, og dette må evalueres før disse data evt inkluderes.

10 Indikator: Svalbardrein dødelighet

Egenskap: Funksjonelt viktige arter og strukturer

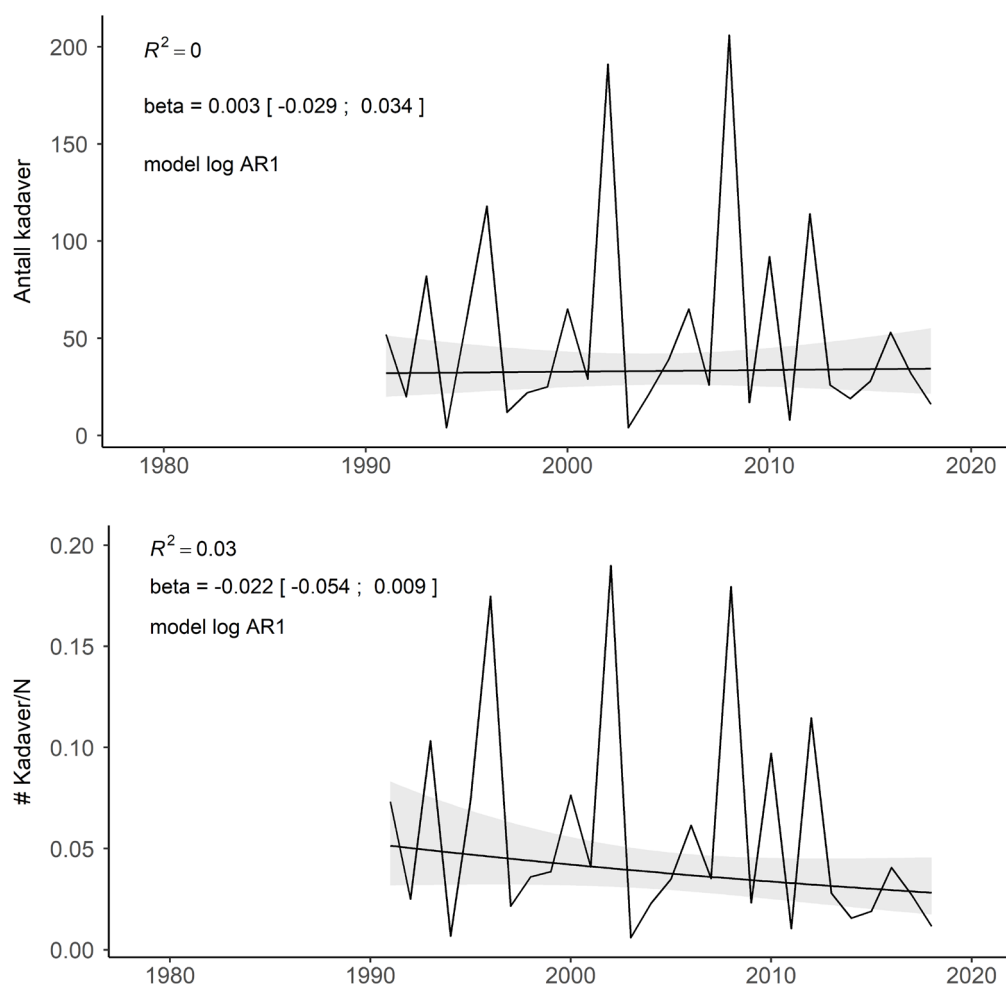
10.1 Supplerende metadata

Ikke relevant.

10.2 Supplerende metode

Endringsrater for alle datasett er beregnet med AR-modeller som beskrevet i protokollen og er vist $\pm 2SE$. Best egnede modell basert på AIC fremgår av hver enkelt figur.

10.3 Figurer av indikatorverdier



Figur A 10.1: Dødelighet svalbardrein. Figuren viser dødelighet i form av totalt antall kadavre funnet i Adventdalen (venstre figur), og antall kadavre skalert til fjorårets bestandsstørrelse (høyre figur). For kadavre som mat-ressurs for fjellreven er førstnevnte mest relevant. For kadavre som et uttrykk for dødeligheten i bestanden av rein er sistnevnte mest relevant. Endringsrater for perioden er vist $\pm 2SE$.

10.4 Anbefalinger for videreutvikling av indikatoren

Dødeligheten i Svalbardreinbestanden er en funksjon av klima, aldersstrukturen i bestanden og tetthet. Det bør utvikles modeller som evaluerer den relative betydningen av disse driverne for observerte trend i dødelighet. En slik tilnærming vil kunne styrkes ved å kombinere de data som er brukt i denne piloten med overvåkningsdata på vekt, overlevelse og alder på individnivå f. eks. implementert i en bestandsmodell («Integral population model»).

11 Indikator: Svalbardrein produksjon

Egenskap: Funksjonelt viktige arter og strukturer

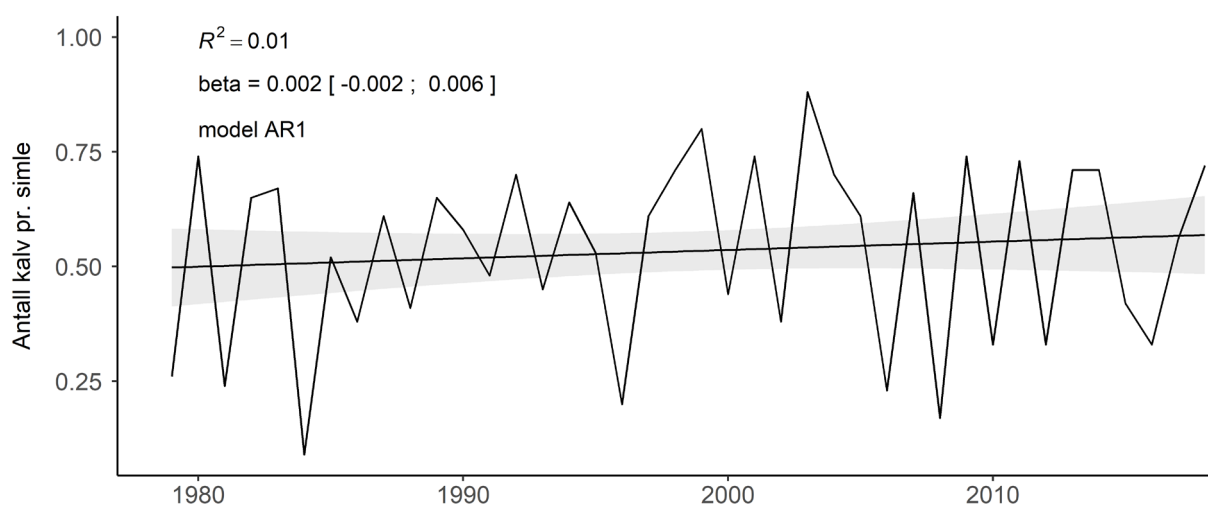
11.1 Supplerende metadata

Ikke relevant.

11.2 Supplerende metode

Endringsrater for alle datasett er beregnet med AR-modeller som beskrevet i protokollen og er vist $\pm 2SE$. Best egnede modell basert på AIC fremgår av hver enkelt figur.

11.3 Figurer av indikatorverdier



Figur A 11.1: Produksjon svalbardrein. Figuren viser produksjonsmål i form av antall kalv pr. simle i Adventdalen. Endringsrater for perioden er vist $\pm 2SE$.

11.4 Anbefalinger for videreutvikling av indikatoren

Kalveproduksjonen i Svalbardreinbestanden er en funksjon av klima, planteproduksjonen, aldersstrukturen i bestanden og tettheten av rein. Det bør utvikles modeller som evaluerer den relative betydningen av disse driverne for observerte trend i kalveproduksjonen. En slik tilnærming vil kunne styrkes ved å kombinere de data som er brukt i denne piloten med overvåkningsdata på vekt, overlevelse og alder på individnivå f. eks. implementert i en bestandsmodell («Integral population model»).

12 Indikator: Fjellrev abundans

Egenskap: Funksjonelt viktige arter og strukturer

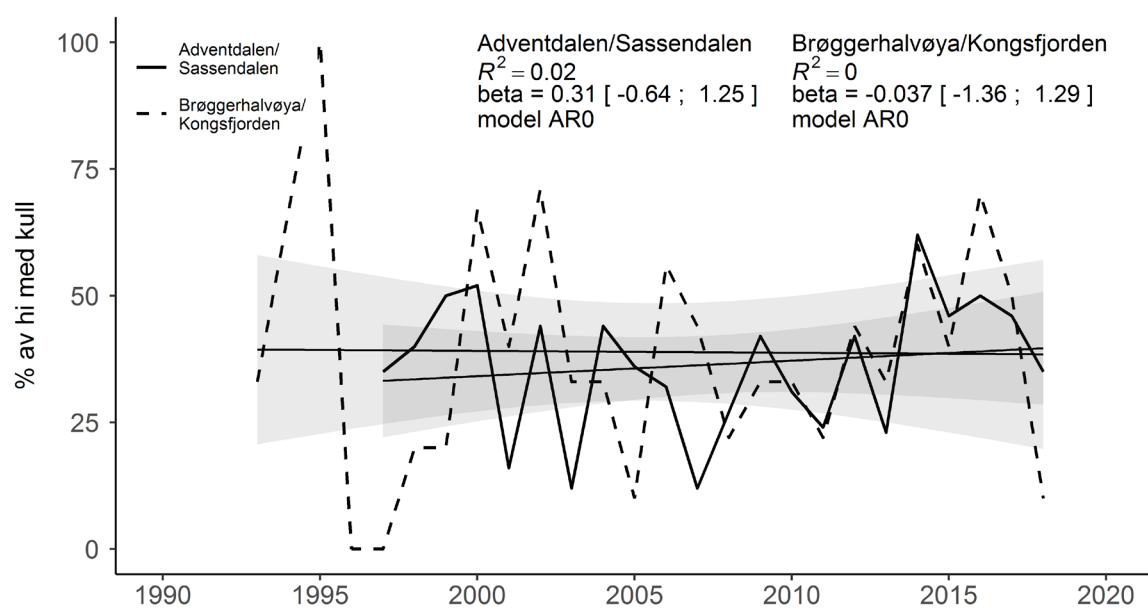
12.1 Supplerende metadata

Ikke relevant.

12.2 Supplerende metode

Endringsrater for alle datasett er beregnet med AR-modeller som beskrevet i protokollen og er vist $\pm 2SE$. Best egnede modell basert på AIC fremgår av hver enkelt figur.

12.3 Figurer av indikatorverdier



Figur A 12.1: Prosent av kjente fjellrevhi med valper for Adventdalen/Sassendalen (hel linje) og Brøggerhalvøya/Kongsfjorden (stiplet linje). Endringsrater for perioden er vist $\pm 2SE$.

12.4 Anbefalinger for videreutvikling av indikatoren

På kort sikt (dvs frem mot operasjonell versjon av fagsystemet) betraktes indikatoren som hensiktsmessig formulert.

13 Indikator: Bioklimatiske undersoner

Egenskap: Landskapsøkologiske mønstre

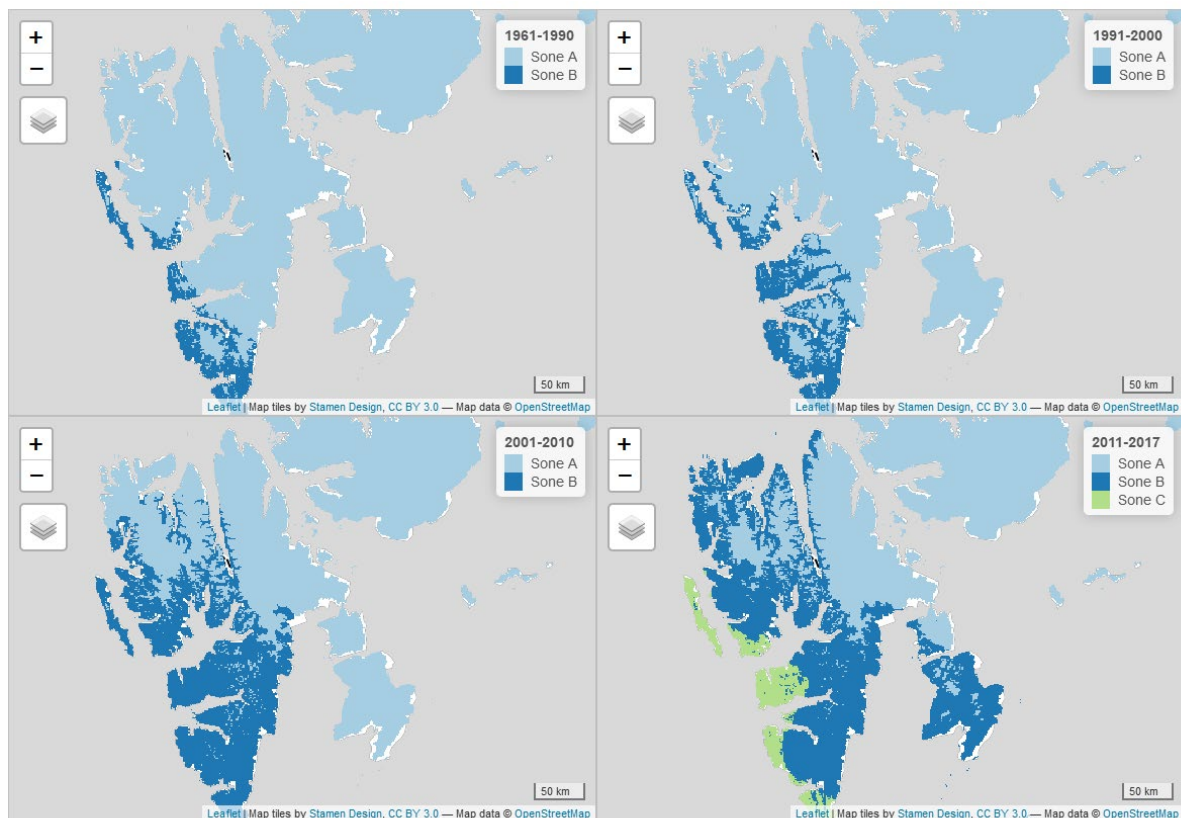
13.1 Supplerende metadata

Ikke relevant.

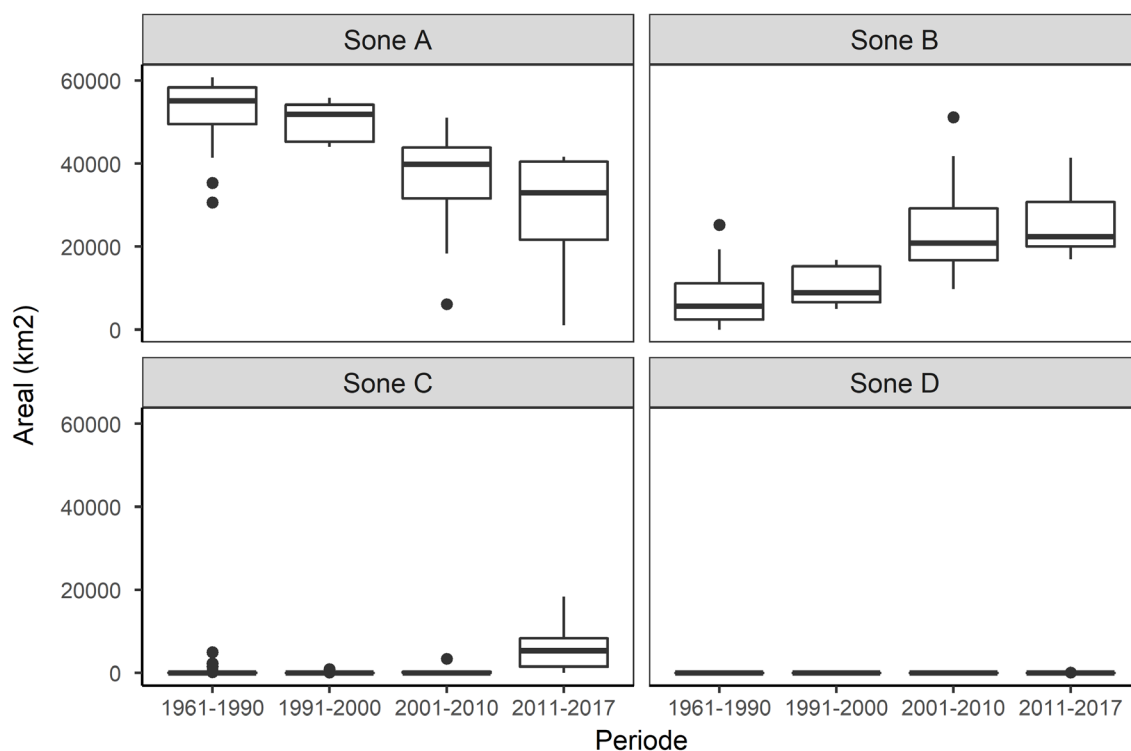
13.2 Supplerende metode

Ikke relevant.

13.3 Figurer av indikatorverdier



Figur A 13.1: Kart over den klimatiske avgrensningen av hver av de høyarktiske bioklimatiske undersoner (sone A, B, C) i hhv den klimatiske referanseperioden (1961-1990) og etterfølgende ti-årsperioder (7 år i den seneste perioden 2011-2017). Sonen er definert utfra gjennomsnittlig julitemperatur (sone A= $\leq 3^{\circ}\text{C}$, sone B= $3-5^{\circ}\text{C}$, sone C= $5-7^{\circ}\text{C}$, sone D= $7-9^{\circ}\text{C}$; CAVM 2003).



Figur A 13.2: Samlet areal som befinner seg innen hver av de høyarktiske bioklimatiske undersoner (sone A, B, C) samt lavarktisk sone D, i hhv den klimatiske referanseperioden (1961-1990) og etterfølgende ti-årsperioder (7 år i den seneste perioden 2011-2017). Sonen er definert utfra gjennomsnittlig jultemperatur (sone A= $<3^{\circ}\text{C}$, sone B= $3-5^{\circ}\text{C}$, sone C= $5-7^{\circ}\text{C}$, sone D= $7-9^{\circ}\text{C}$; CAVM 2003).

13.4 Anbefalinger for videreutvikling av indikatoren

Indikatoren er basert på et dynamisk nedskalert datasett (Sval-imp, (Østby *et al.*, 2017)) som benytter en global reanalyse (ERA-interim/ERA-40) som initial og randbetingelser. En nylig evaluering av det anvendte griddede datasett for Svalbard (Vikhamar-Schuler *et al.*, 2019) konkluderer med at de griddede data underestimerer målt temperatur mange plasser, og at denne kuldebias er særlig utpreget på sommeren. Av denne grunn er alle de temperaturbaserte abiotiske indikatorer på Svalbard supplert med stasjonsdata for Svalbard lufthavn. Indikatoren *Bioklimatiske undersoner*, må imidlertid beregnes som en regionalt dekkende indikator (e.g. basert på griddede data) for å være nyttig. Inntil videre må man derfor regne med at indikatoren overestimerer arealet av den kaldeste undersone A og underestimerer arealet av de varmeste undersoner D og C (potensielt også B). For å utbedre dette er det behov for å utvikle enten (i) atmosfæriske reanalysemodeller med mindre bias og/eller (ii) postprosesserings teknikker for å justere systematisk avvik mellom modell og observasjoner. Det første alternativet vil trolig bli helt eller delvis oppnådd gjennom utviklingen av den regionale arktiske reanalysen CARRA som er under utvikling innenfor Copernicus Climate Change Services. Det andre alternativet vil kreve mer og flere representative observasjoner også i dalene og høyereliggende områder på Svalbard. Observasjonsinfrastrukturen som er i ferd med å etableres i regi av COAT og SIOS vil kunne bidra til dette.

14 Indikator: Areal inngrepsfrie naturområder (INON)

Egenskap: Landskapsøkologiske mønstre

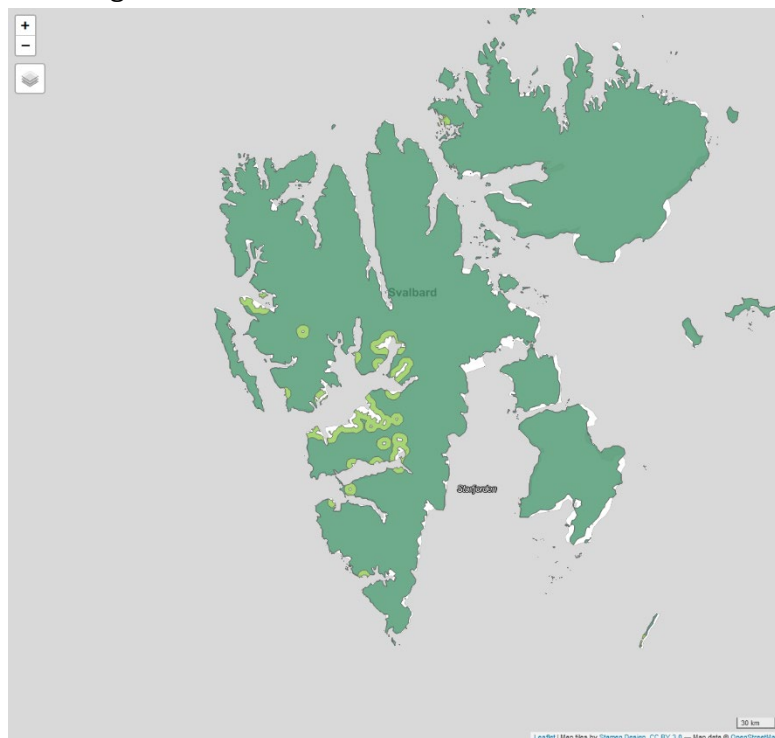
14.1 Supplerende metadata

Ikke relevant.

14.2 Supplerende metode

Ikke relevant.

14.3 Figurer av indikatorverdier



Figur A 14.1: Kart over areal som er hhv > 1 km (lys grønn) og > 5 km (mørk grønn) fra tyngre tekniske inngrep ved den seneste status (2015).

Tabell A 14.1: Areal av inngrepsfrie naturområder (INON) for bioklimatiske undersoner A, B og C på Svalbard. Tabellen viser areal (i km² og i prosent av totalareal) som befant seg hhv. >1km og >5km fra tyngre tekniske inngrep i 1990 og 2015.

Sone	Tot. areal i km ²	År	Områder > 1 km fra større inngrep		Områder > 5 km fra større inngrep	
			Areal i km ²	% av totalareal	Areal i km ²	% av totalareal
A	44 150	1990	44127	99,9	43677	98,9
		2015	44104	99,9	43535	98,6
B	8591	1990	8542	99,4	8321	96,9
		2015	8541	99,4	8290	96,5
C	8064	1990	7666	95,1	6596	81,8
		2015	7660	95,0	6460	80,1

14.4 Anbefalinger for videreutvikling av indikatoren

INON kvantifiserer arealer som er hhv > 1 km og > 5 km fra tyngre tekniske inngrep slik som veier, markerte kjørespor, større bygninger, samling av mindre bygninger, større fyllinger og tipper,

jernbane, taubane og andre større tekniske installasjoner. Indikatoren fanger ikke opp mindre tekniske inngrep slik som enkeltstående eller enkeltstående master uten tilknyttende infrastruktur. I en vurdering av avvik fra god økologisk tilstand er imidlertid også mindre inngrep av relevans dersom de eksempelvis påvirker bevegelsesmønsteret til rein, i negativ retning. Det bør derfor vurderes løpende om denne indikatoren kan utvides med informasjon på andre forstyrrelseskilder, koplet til miljømål 6.1, herunder ferdsel med snøscooter og ilandstigning.

15 Indikator: Svalbardrype abundans

Egenskap: Biologisk mangfold

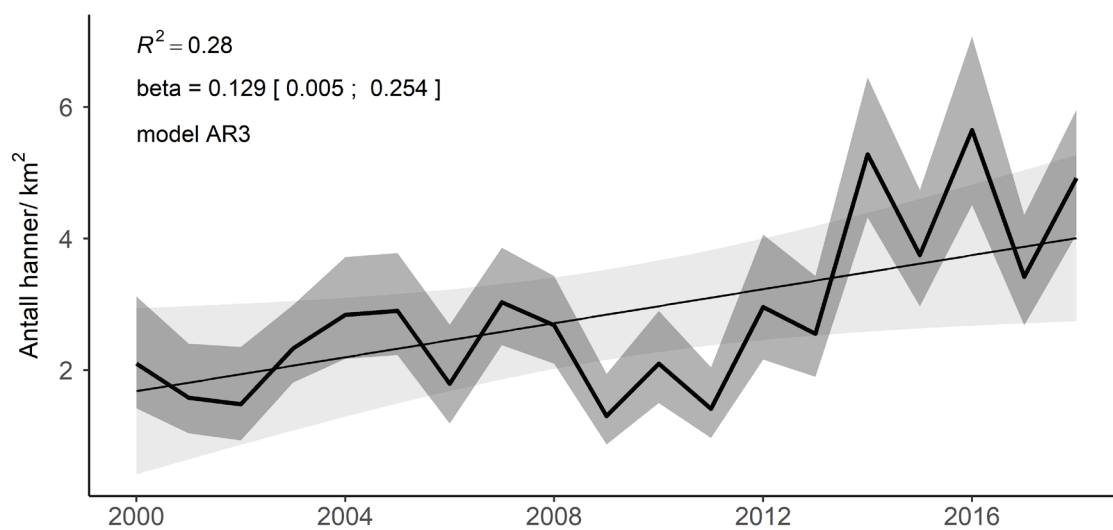
15.1 Supplerende metadata

Ikke relevant.

15.2 Supplerende metode

Endringsrater for alle datasett er beregnet med AR-modeller som beskrevet i protokollen og er vist $\pm 2SE$. Best egnede modell basert på AIC fremgår av hver enkelt figur.

15.3 Figurer av indikatorverdier



Figur A 15.1: Tetthet svalbardrype. Figuren viser tetthet i form av predikert antall hanner pr km² med 95% konfidensintervall (grå skygge). Endringsrater for perioden er vist $\pm 2SE$.

15.4 Anbefalinger for videreutvikling av indikatoren

På kort sikt (dvs frem mot operasjonell versjon av fagsystemet) betraktes indikatoren som hensiktsmessig formulert.

16 Indikator: Ekstremkuldedager

Egenskap: Abiotiske forhold

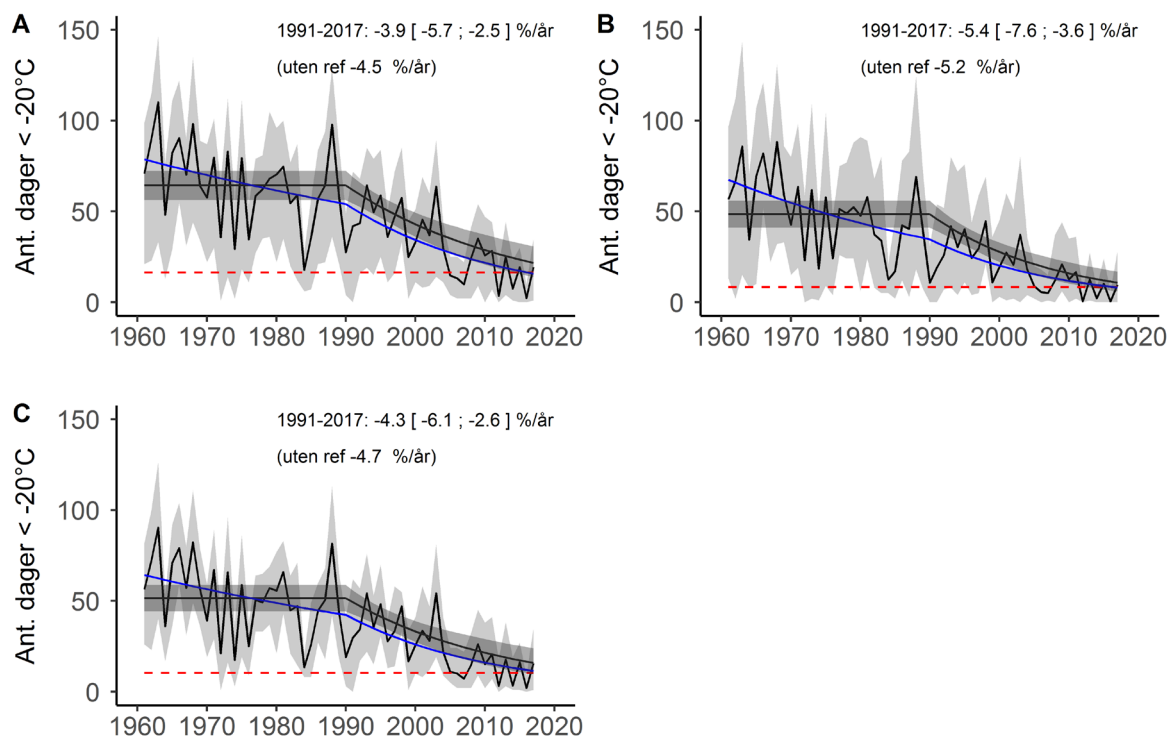
16.1 Supplerende metadata

Ikke relevant.

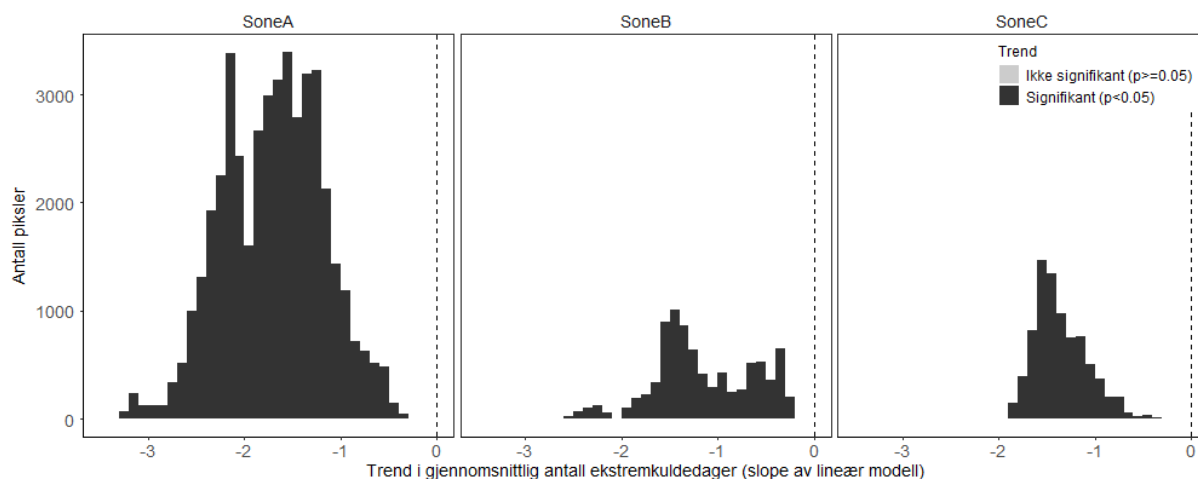
16.2 Supplerende metode

Ikke relevant.

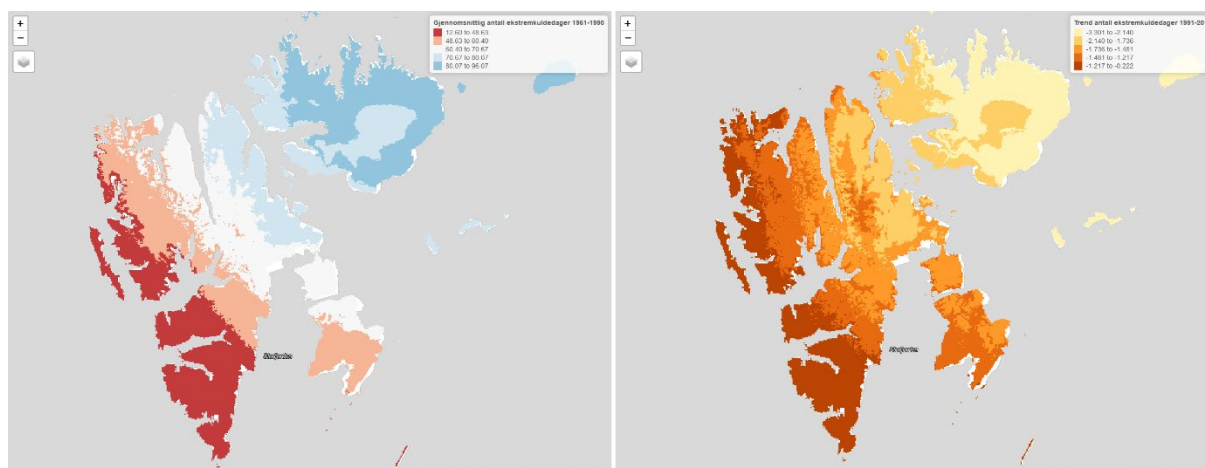
16.3 Figurer av indikatorverdier



Figur A 16.1: Antall dager med middeltemperatur $< -20^{\circ}\text{C}$ for de bioklimatiske undersoner A, B og C (henholdsvis fig. A, B og C). Endringsrater er vist $\pm 2SE$. Rød stiplet linje angir 2SD av variasjonen observert i den klimatiske referanseperioden.



Figur A 16.2: Endringsrate i gjennomsnittlig antall dager under -20°C etter den klimatiske referanseperioden (1991-2017). Figuren viser fordeling av signifikante (svarte søyler) og ikke-signifikante (grå søyler) endringsrater ($^{\circ}\text{C}/\text{år}$) fra en lineær modell med antall dager som responsvariabel og år (1991-2017) som prediktorvariabel for hver eneste piksel i hver av de 3 bioklimatiske undersoner på Svalbard.



Figur A16.3: Kart som viser den romlige fordelingen av gjennomsnittlig antall dager under -20°C i referanseperioden (1961-1990; venstre), samt endringsraten (dager/år) etter den klimatiske referanseperioden (1991-2017).

16.4 Anbefalinger for videreutvikling av indikatoren

Indikatoren er basert på et dynamisk nedskalert datasett (Sval-imp, (Østby *et al.*, 2017)) som benytter en global reanalyse (ERA-interim/ERA-40) som initial og randbetingelser.

Temperaturestimatene viser til dels store avvik fra observasjoner. Det er derfor behov for å utvikle enten (i) atmosfæriske reanalysemodeller med mindre bias og/eller (ii) postprosesseringsteknikker for å justere systematisk avvik mellom modell og observasjoner. Det første alternativet vil trolig bli helt eller delvis oppnådd gjennom utviklingen av den regionale arktiske reanalysen CARRA som er under utvikling innenfor Copernicus Climate Change Services. Det andre alternativet vil kreve mer og flere representative observasjoner også i dalene og høyereliggende områder på Svalbard.

Observasjonsinfrastrukturen som er i ferd med å etableres i regi av COAT og SIOS vil kunne bidra til dette.

17 Indikator: Vintermildværsdager

Egenskap: Abiotiske forhold

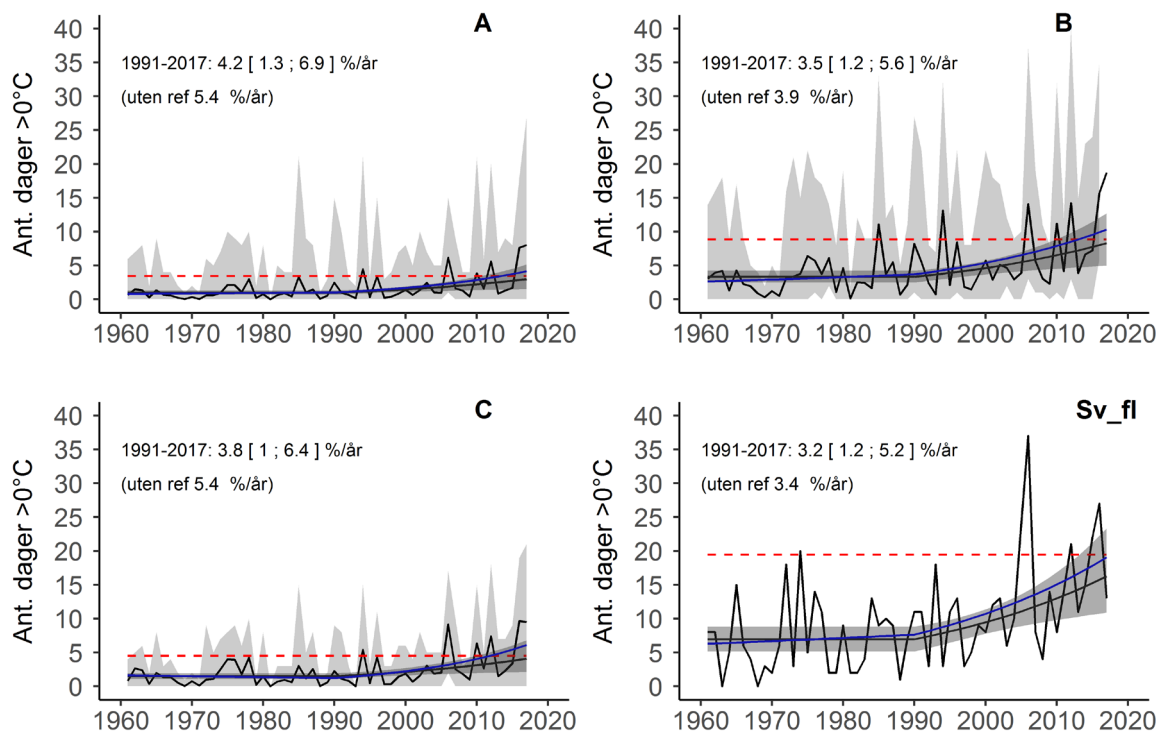
17.1 Supplerende metadata

Ikke relevant.

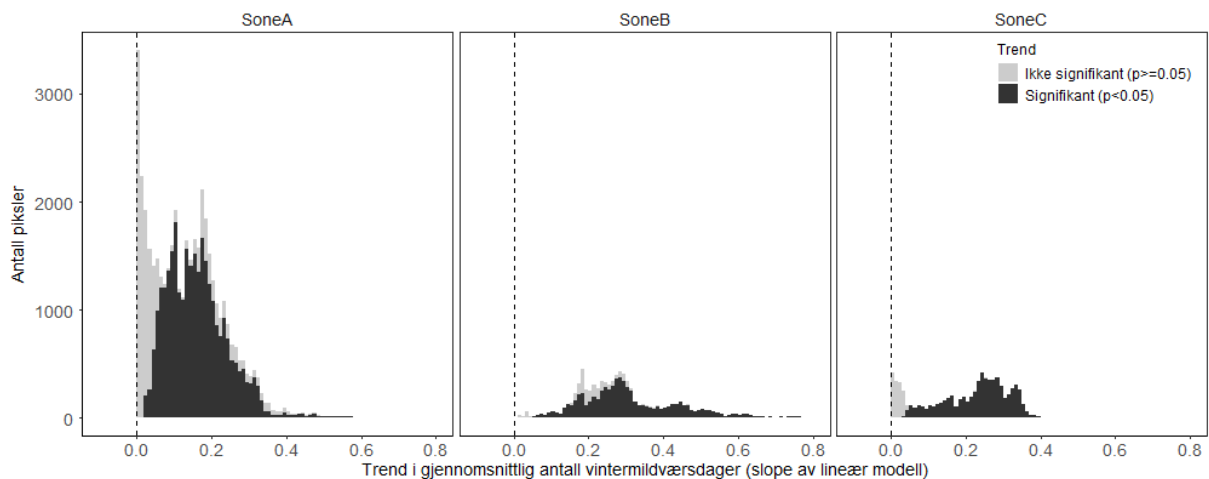
17.2 Supplerende metode

Ikke relevant.

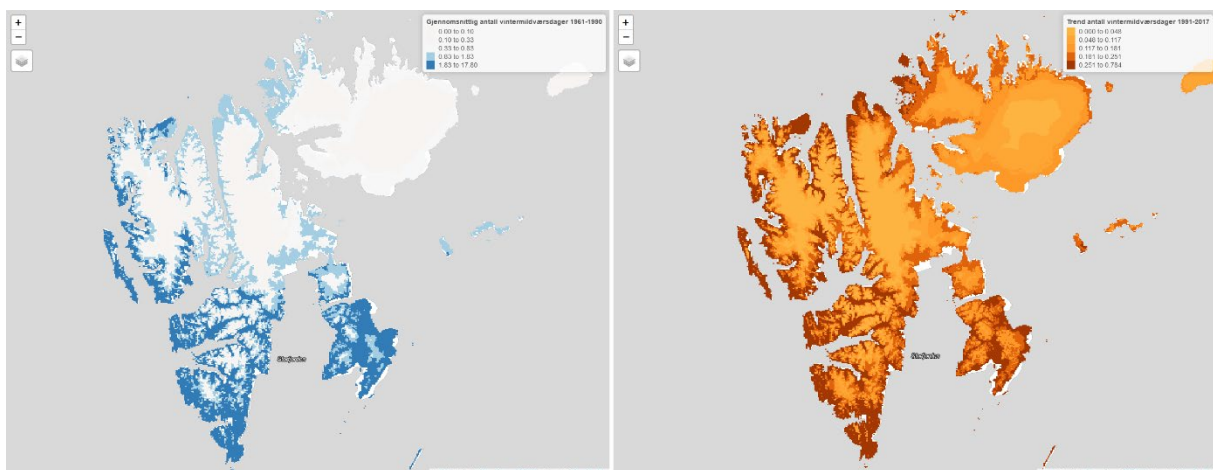
17.3 Figurer av indikatorverdier



Figur A 17.1: Figuren viser antall dager som har middeltemperatur > 0°C for de bioklimatiske undersoner A, B og C (henholdsvis fig. A, B og C), samt Longyearbyen (Sv_fl). Endringsrater er vist $\pm 2SE$. Rød stiplet linje angir 2SD av variasjonen observert i den klimatiske referanseperioden.



Figur A17.2: Endringsrate i gjennomsnittlig antall vintermildværsdager etter den klimatiske referanseperioden (1991-2017). Figuren viser fordeling av signifikante (svarte søyler) og ikke-signifikante (grå søyler) endringsrater (dager/år) fra en lineær modell med antall dager som responsvariabel og år (1991-2017) som prediktorvariabel for hver eneste piksel i hver av de 3 bioklimatiske undersoner på Svalbard.



Figur A17.3: Kart som viser den romlige fordelingen av gjennomsnittlig antall vintermildværsdager i referanseperioden (1961-1990; venstre), samt endringsraten (dager/år) etter den klimatiske referanseperioden (1991-2017).

17.4 Anbefalinger for videreutvikling av indikatoren

Indikatoren er basert på et dynamisk nedskalert datasett (Sval-imp, (Østby *et al.*, 2017)) som benytter en global reanalyse (ERA-interim/ERA-40) som initial og randbetingelser. Temperaturestimatene viser til dels store avvik fra observasjoner. Det er derfor behov for å utvikle enten (i) atmosfæriske reanalysemodeller med mindre bias og/eller (ii) postprosesseringsteknikker for å justere systematisk avvik mellom modell og observasjoner. Det første alternativet vil trolig bli helt eller delvis oppnådd gjennom utviklingen av den regionale arktiske reanalysen CARRA som er under utvikling innenfor Copernicus Climate Change Services. Det andre alternativet vil kreve mer og flere representative observasjoner også i dalene og høyereliggende områder på Svalbard. Observasjonsinfrastrukturen som er i ferd med å etableres i regi av COAT og SIOS vil kunne bidra til dette.

18 Indikator: Julitemperatur

Egenskap: Abiotiske forhold

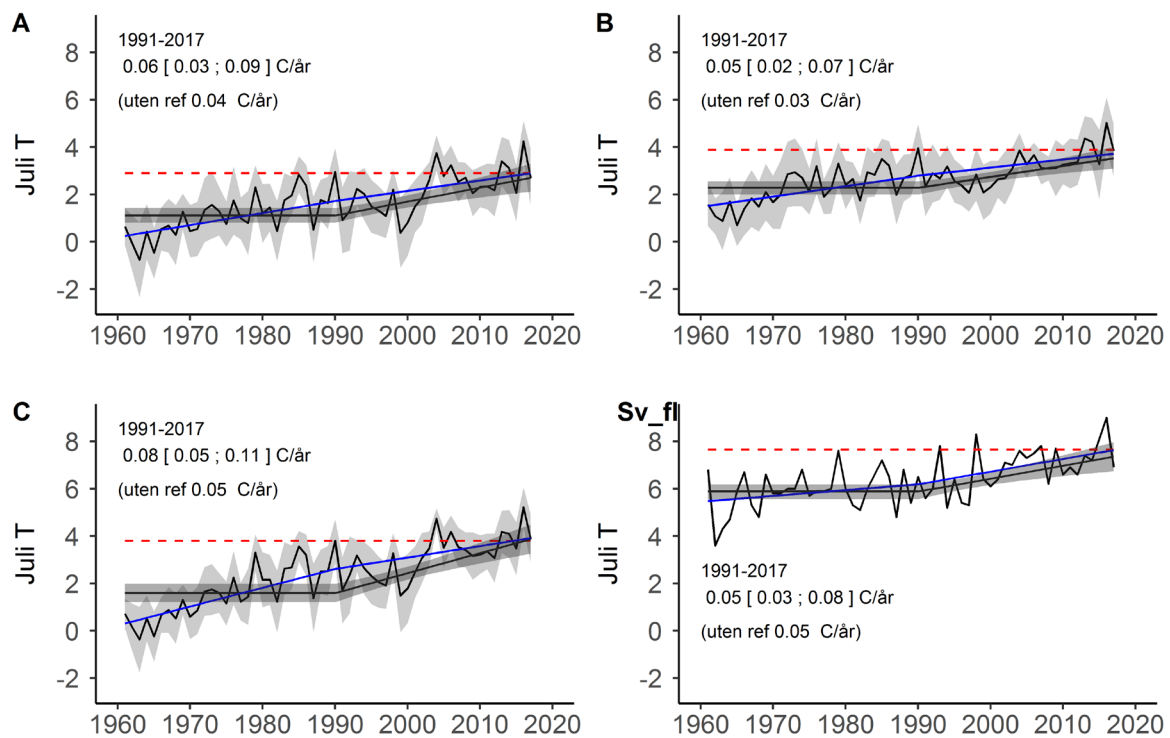
18.1 Supplerende metadata

Ikke relevant.

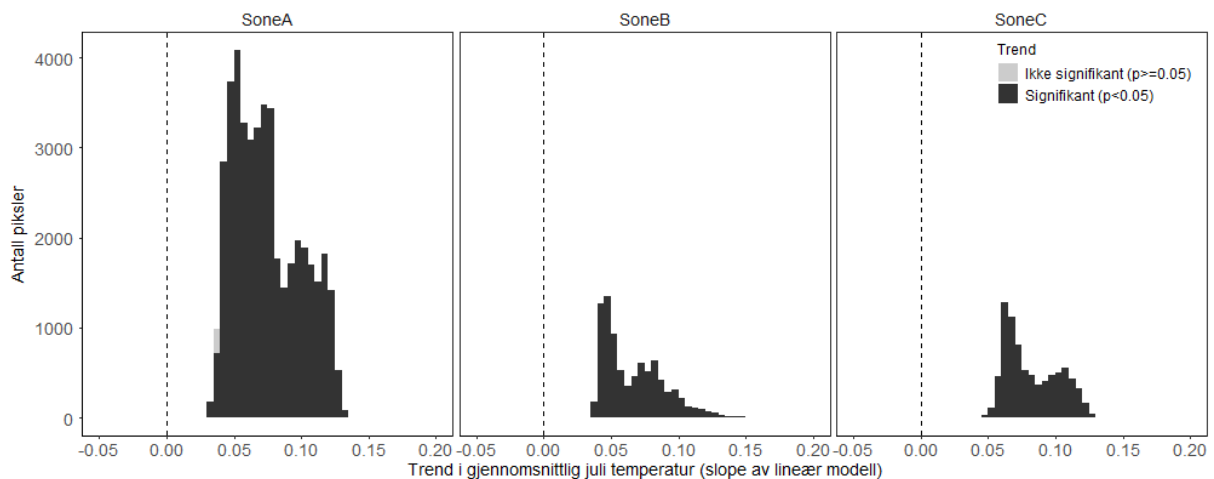
18.2 Supplerende metode

Ikke relevant.

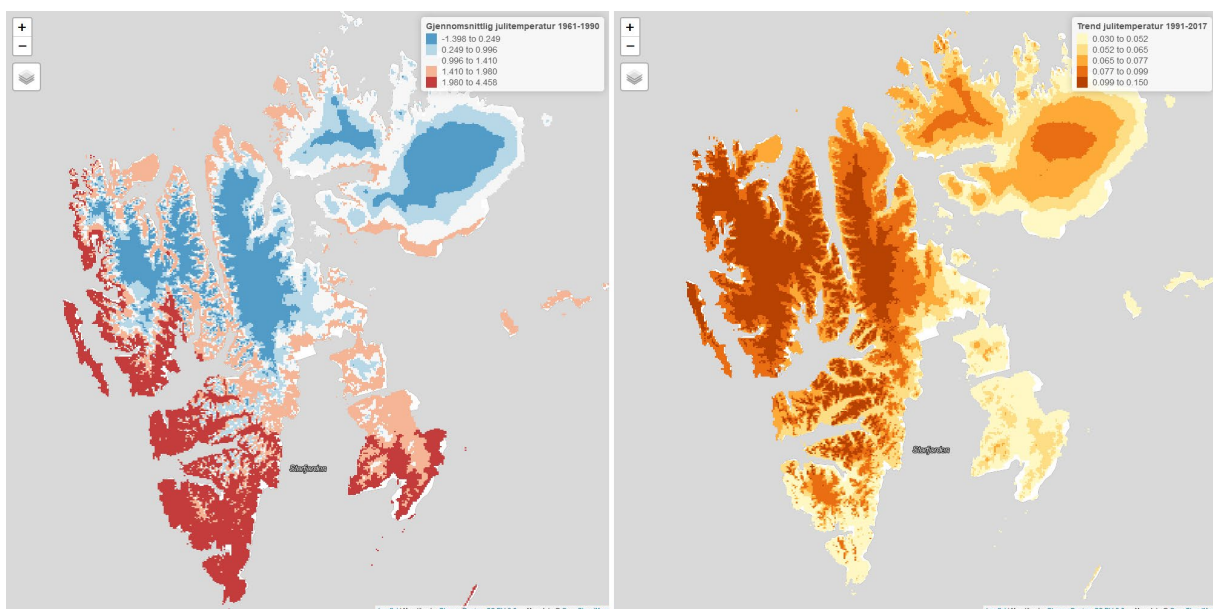
18.3 Figurer av indikatorverdier



Figur A18.1: Figuren viser middeltemperatur i juli for de bioklimatiske undersoner A, B og C (henholdsvis fig. A, B og C), samt Longyearbyen (Sv_fl). Endringsrater er vist $\pm 2SE$. Rød stiplet linje angir 2SD av variasjonen observert i den klimatiske referanseperioden.



Figur A18.2: Endringsrate i gjennomsnittlig julitemperatur etter den klimatiske referanseperioden (1991-2017). Figuren viser fordeling av signifikante (svarte søyler) og ikke-signifikante (grå søyler) endringsrater ($^{\circ}\text{C}/\text{år}$) fra en lineær modell med gjennomsnittlig julitemperatur som responsvariabel og år (1991-2017) som prediktorvariabel for hver eneste piksel i hver av de 3 bioklimatiske undersoner på Svalbard. Samtlige endringsrater er positive, dvs viser en økende temperatur over tid.



Figur A 18.3: Kart som viser den romlige fordelingen av gjennomsnittlig julitemperatur i referanseperioden (1961-1990; venstre), samt endringsraten ($^{\circ}\text{C}/\text{år}$) etter den klimatiske referanseperioden (1991-2017).

18.4 Anbefalinger for videreutvikling av indikatoren

Indikatoren er basert på et dynamisk nedskalert datasett (Sval-imp, (Østby *et al.*, 2017)) som benytter en global reanalyse (ERA-interim/ERA-40) som initial og randbetingelser.

Temperaturestimatene viser til dels store avvik fra observasjoner. Det er derfor behov for å utvikle enten (i) atmosfæriske reanalysemodeller med mindre bias og/eller (ii) postprosesseringsteknikker for å justere systematisk avvik mellom modell og observasjoner. Det første alternativet vil trolig bli helt eller delvis oppnådd gjennom utviklingen av den regionale arktiske reanalysen CARRA som er under utvikling innenfor Copernicus Climate Change Services. Det andre alternativet vil kreve mer og flere representative observasjoner også i dalene og høyereliggende områder på Svalbard.

Observasjonsinfrastrukturen som er i ferd med å etableres i regi av COAT og SIOS vil kunne bidra til dette.

19 Indikator: Nedbør

Egenskap: Abiotiske forhold

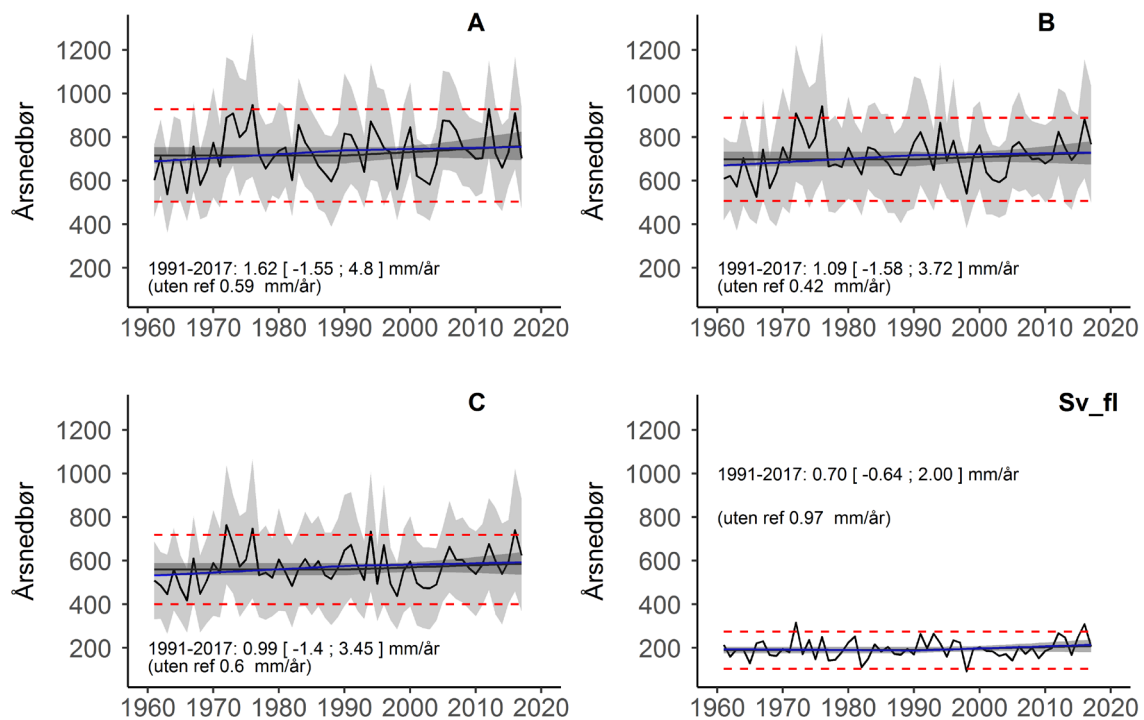
19.1 Supplerende metadata

Ikke relevant.

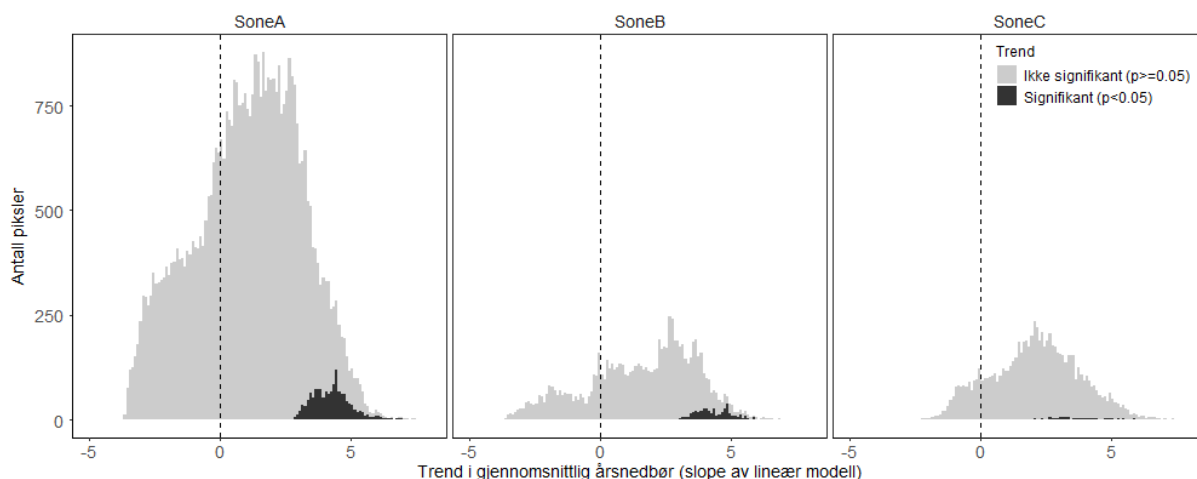
19.2 Supplerende metode

Ikke relevant.

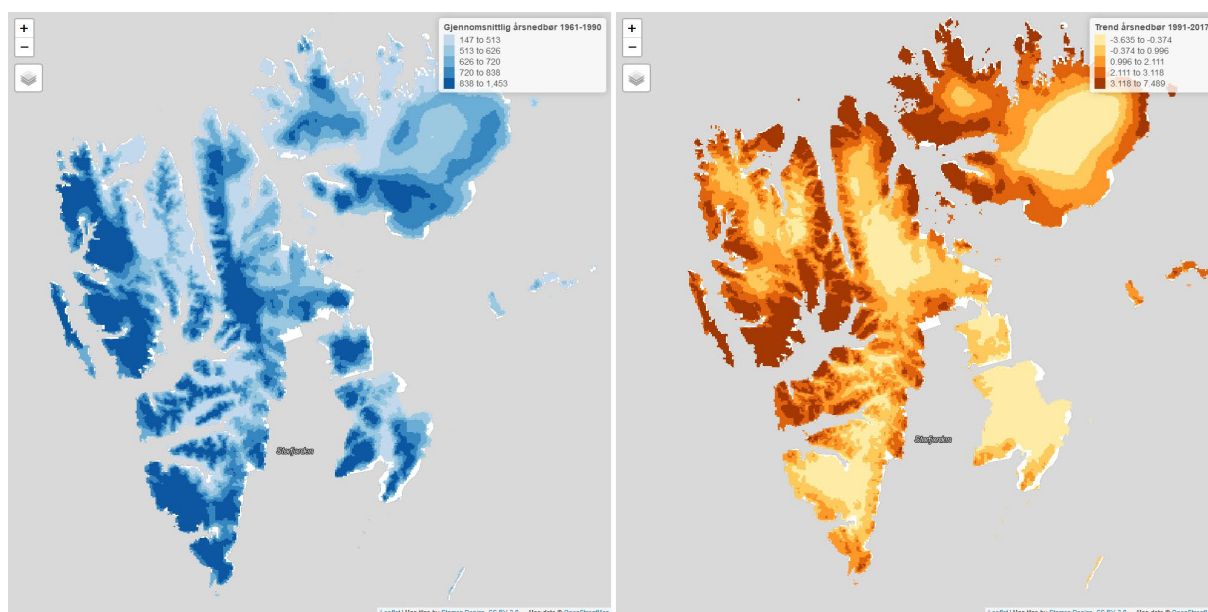
19.3 Figurer av indikatorverdier



Figur A 19.1: Figuren viser årsnedbør i mm for de bioklimatiske undersoner A, B og C (henholdsvis fig. A, B og C), samt Longyearbyen (Sv_fl). Endringsrater er vist $\pm 2SE$. Rød stiplet linje angir $2SD$ av variasjonen observert i den klimatiske referanseperioden.



Figur A 19.2: Endringsrate i gjennomsnittlig årsnedbør etter den klimatiske referanseperioden (1991-2017). Figuren viser fordeling av signifikante (svarte søyler) og ikke-signifikante (grå søyler) endringsrater (mm/år) fra en lineær modell med gjennomsnittlig årsnedbør som responsvariabel og år (1991-2017) som prediktorvariabel for hver eneste piksel i hver av de 3 bioklimatiske undersoner på Svalbard. Signifikante endringsrater er alle positive, dvs viser økende nedbør, men de fleste endringsrater er ikke signifikante.



Figur A 19.3: Kart som viser den romlige fordelingen av gjennomsnittlig årsnedbør i referanseperioden (1961-1990; venstre), samt endringsraten (mm/år) etter den klimatiske referanseperioden (1991-2017).

19.4 Anbefalinger for videreutvikling av indikatoren

Indikatoren er basert på et dynamisk nedskalert datasett (Sval-imp, (Østby *et al.*, 2017)) som benytter en global reanalyse (ERA-interim/ERA-40) som initial og randbetingelser. Estimatenes viser til dels store avvik fra observasjoner. Det er derfor behov for å utvikle enten (i) atmosfæriske reanalysemodeller med mindre bias og/eller (ii) postprosesserings teknikker for å justere systematisk avvik mellom modell og observasjoner. Det første alternativet vil trolig bli helt eller delvis oppnådd gjennom utviklingen av den regionale arktiske reanalysen CARRA som er under utvikling innenfor Copernicus Climate Change Services. Det andre alternativet vil kreve mer og flere representative observasjoner også i dalene og høyereliggende områder på Svalbard. Observasjonsinfrastrukturen som er i ferd med å etableres i regi av COAT og SIOS vil kunne bidra til dette.

20 Indikator: Permafrost

Egenskap: Abiotiske forhold

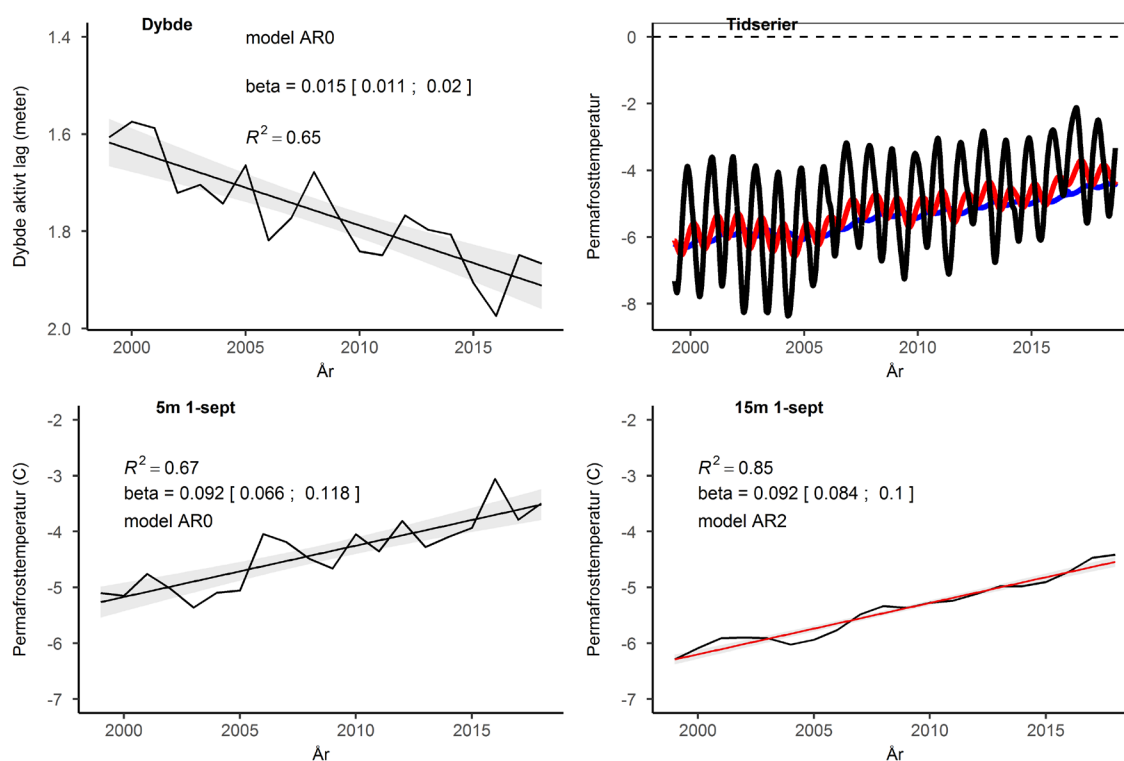
20.1 Supplerende metadata

Ikke relevant.

20.2 Supplerende metode

Dataserien som er vist til venstre i Fig. A22.1 er daglige temperaturer målt på utvalgte dybder i de øverste 15 meter av bakken. I beregningen av dybden av det aktive laget (=0-grader isoterme) brukes data fra de øverste 2 meter, målt på 0.2m, 0.4m, 0.8m, 1.2m, 1.6m og 2.0m. Dybden av det aktive laget beregnes daglig ved en lineær interpolasjon mellom de to dybder der temperaturen er hhv rett over og rett under 0. Maksimal dybde av det aktive laget tilsvarer den maksimale dybden oppnådd per år. For detaljer se (Isaksen et al. 2001). Endringsrater for alle datasett er beregnet med AR-modeller som beskrevet i protokollen og er vist $\pm 2SE$. Best egnede modell basert på AIC fremgår av hver enkelt figur.

20.3 Figurer av indikatorverdier



Figur A 20.1: Utvikling i permafrosttemperatur og dybde av det aktive laget over tid i borehullet på Jansonhaugen i Adventdalen. Øverst: Årlig maksimal dybde av det aktive laget (venstre), samt daglige permafrosttemperatur på 15 m (blå), 10 m (rød), og 5 m (svart) dybde (høyre). Nederst: Årlig permafrosttemperatur d. 1. september på 5 m (venstre) og 15 m (høyre). Endringsrater er vist $\pm 2SE$.

20.4 Anbefalinger for videreutvikling av indikatoren

I piloten anvendes kun data fra Jansonhaugen, en lang serie fra et dypt borehull på rundt 100 m. Indikatoren kan suppleres med data fra flere kortere serier fra grunne borehull på Svalbard (Christiansen et al., 2010).

21 Indikator: Snødekke varighet

Egenskap: Abiotiske forhold

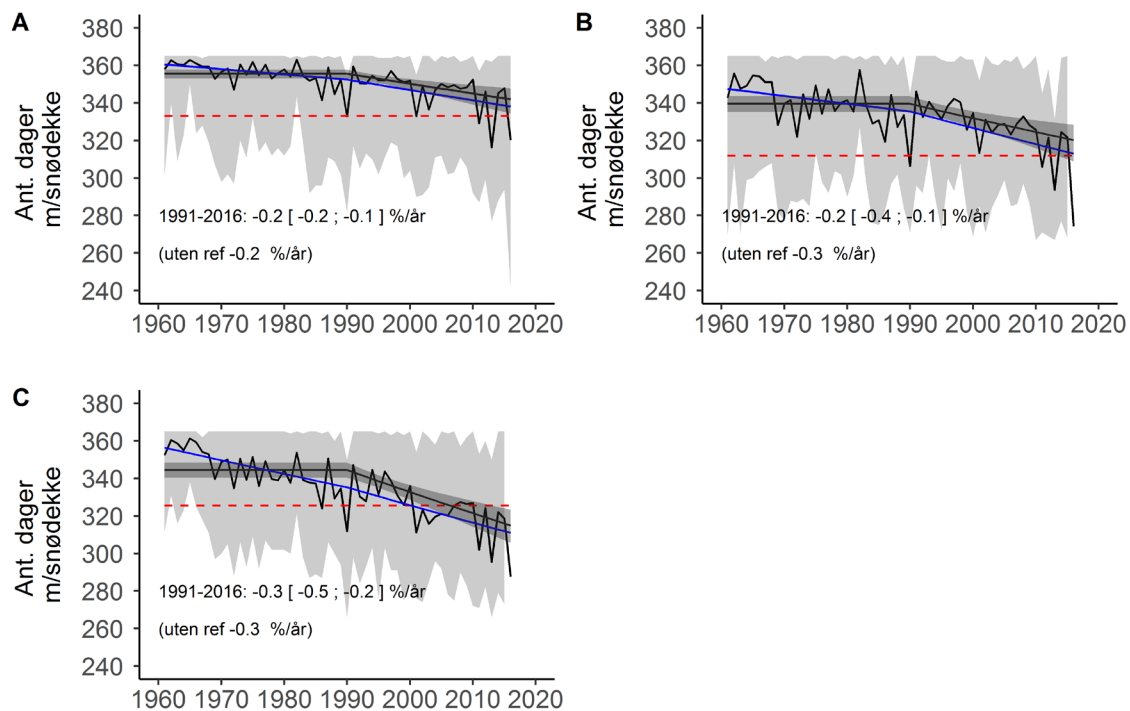
21.1 Supplerende metadata

Ikke relevant.

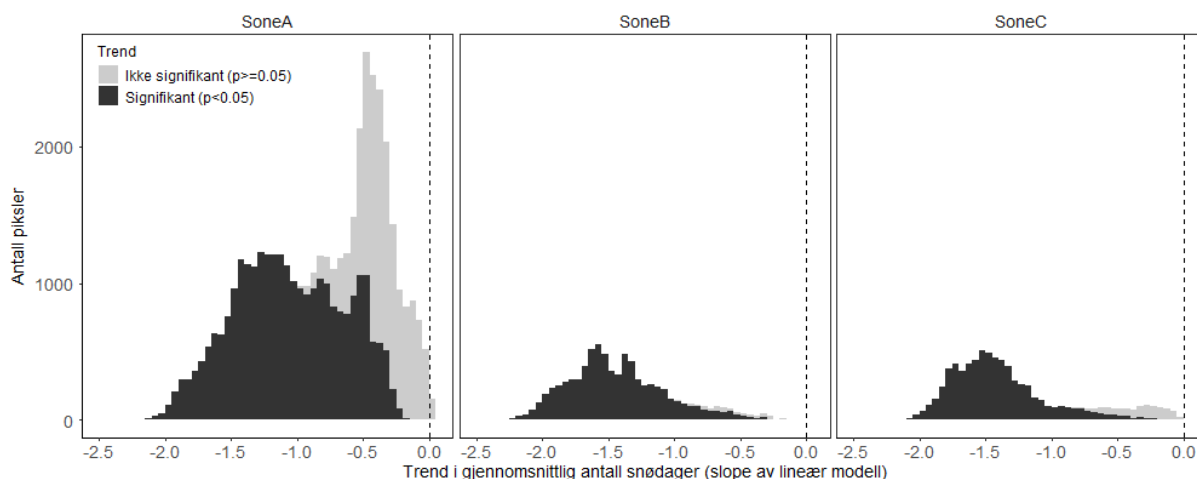
21.2 Supplerende metode

Data for 2017 er utelatt grunnet dårlig datakvalitet.

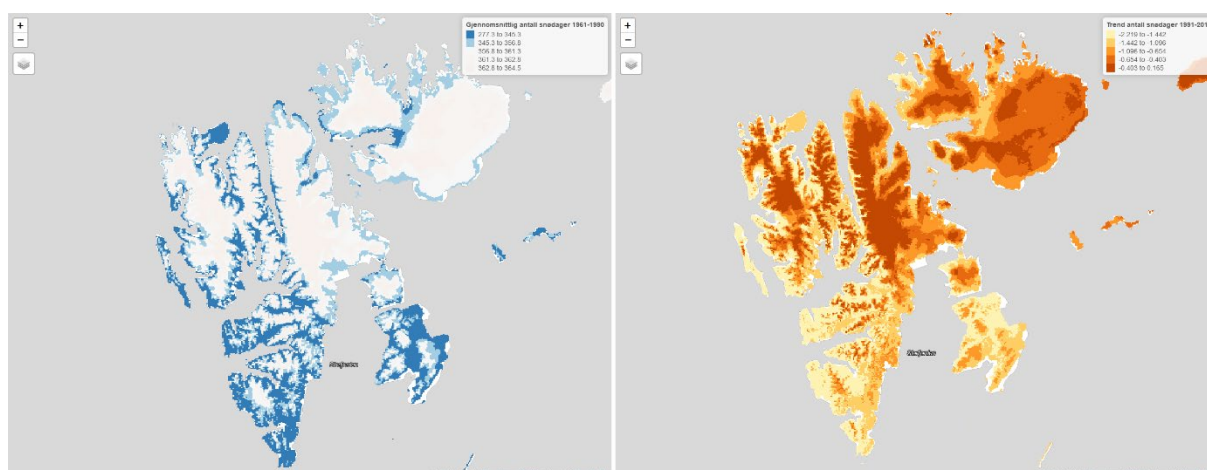
21.3 Figurer av indikatorverdier



Figur A 21.1: Antall dager med snødekke. Figuren viser antall dager med snødekke for de bioklimatiske undersoner A, B og C (henholdsvis fig. A, B og C). Endringsrater er vist med 2.5%-97.5% quantiler. Rød stiplet linje angir 2SD av variasjonen observert i den klimatiske referanseperioden.



Figur A 21.2: Endringsrate i antall dager med snødekke etter den klimatiske referanseperioden (1991-2017). Figuren viser fordeling av signifikante (svarte søyler) og ikke-signifikante (grå søyler) endringsrater (dager/år) fra en lineær modell med antall dager med snødekke som responsvariabel og år (1991-2017) som prediktorvariabel for hver eneste piksel i hver av de 3 bioklimatiske undersoner på Svalbard. Signifikante endringsrater er alle positive, dvs viser økende nedbør, men de fleste endringsrater er ikke signifikante.



Figur A 21.3: Kart som viser den romlige fordelingen av gjennomsnittlig antall dager med snødekke i referanseperioden (1961-1990; venstre), samt endringsraten (dager/år) etter den klimatiske referanseperioden (1991-2016).

21.4 Anbefalinger for videreutvikling av indikatoren

Indikatoren er basert på et dynamisk nedskalert datasett (Sval-imp, (Østby *et al.*, 2017)) som benytter en global reanalyse (ERA-interim/ERA-40) som initial og randbetingelser. Det er derfor behov for å utvikle enten (i) atmosfæriske reanalysemodeller med mindre bias, (ii) postprosesseringssteknikker for å justere systematisk avvik mellom modell og observasjoner og/eller (iii) dedikerte snømodeller som f.eks. Snowmodel (Liston & Elder, 2006) som benytter høyoppløselige reanalyse data som inngangsdata. Det første alternativet vil trolig bli helt eller delvis oppnådd gjennom utviklingen av den regionale arktiske reanalysen CARRA som er under utvikling innenfor Copernicus Climate Change Services. Det andre alternativet vil kreve mer og flere representative observasjoner også i dalene og høyere liggende områder på Svalbard. Observasjonsinfrastrukturen som er i ferd med å etableres i regi av COAT og SIOS vil kunne bidra til dette. Det siste alternativet kan utnytte CARRA og også en bedre observasjonsdekning.

Referanser

- Beck PSA, Atzberger C, Hogda KA, Johansen B, Skidmore AK (2006) Improved monitoring of vegetation dynamics at very high latitudes: A new method using MODIS NDVI. *Remote Sensing of Environment*, **100**, 321-334.
- Bjørnstad ON, Falck W, Stenseth NC (1995) Geographic gradient in small rodent density fluctuations - A statistical modeling approach. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, **262**, 127-133.
- Christiansen HH, Etzelmüller B, Isaksen K *et al.* (2010) The Thermal State of Permafrost in the Nordic Area during the International Polar Year 2007-2009. *Permafrost and Periglacial Processes*, **21**, 156-181.
- Henden JA, Ims RA, Yoccoz NG (2009) Nonstationary spatio-temporal small rodent dynamics: evidence from long-term Norwegian fox bounty data. *Journal of Animal Ecology*, **78**, 636-645.
- Liston GE, Elder K (2006) A distributed snow evolution modeling system (SnowModel). *Journal of Hydrometeorology*, **7**, 1259-1276.
- Tveraa T, Stien A, Bardsen BJ, Fauchald P (2013) Population Densities, Vegetation Green-Up, and Plant Productivity: Impacts on Reproductive Success and Juvenile Body Mass in Reindeer. *Plos One*, **8**.
- Vikhamar-Schuler D, Førland EJ, Lutz J, Gjølten HM (2019) Evaluation of downscaled reanalysis and observations for Svalbard - Background report for Climate in Svalbard 2100. Norwegian Centre for Climate Service (NCCS).
- Østby TI, Schuler TV, Hagen JO, Hock R, Kohler J, Reijmer CH (2017) Diagnosing the decline in climatic mass balance of glaciers in Svalbard over 1957-2014. *Cryosphere*, **11**, 191-215.