

Sårbarhetsvurdering i polare strøk

Gjennomgang av begrep og metoder

Dagmar Hagen
Geir Helge Systad
Nina E. Eide
Odd Inge Vistad
Audun Stien

Lars Erikstad
Børge Moe
Martin Svenning
Vebjørn Veiberg



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er en elektronisk serie fra 2005 som erstatter de tidligere seriene NINA Fagrapport, NINA Oppdragsmelding og NINA Project Report. Normalt er dette NINAs rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på annet språk når det er hensiktsmessig.

NINA Temahefte

Som navnet angir behandler temaheftene spesielle emner. Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. NINA Temahefte gis vanligvis en populærvitenskapelig form med mer vekt på illustrasjoner enn NINA Rapport.

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. De sendes til presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivå, politikere og andre spesielt interesserte. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

Annen publisering

I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine vitenskapelige resultater i internasjonale journaler, populærfaglige bøker og tidsskrifter.

Sårbarhetsvurdering i polare strøk

Gjennomgang av begrep og metoder

Dagmar Hagen
Geir Helge Systad
Nina E. Eide
Odd Inge Vistad
Audun Stien
Lars Erikstad
Børge Moe
Martin Svenning
Vebjørn Veiberg

Hagen, D., Systad, G.H., Eide, N.E., Vistad, O.I., Stien, A. Erikstad, L., Moe, B., Svenning, M., & Veiberg, V. 2014. Sårbarhetsvurdering i polare strøk. Gjennomgang av begrep og metoder. – NINA Rapport 1045. 53 s.

Trondheim/Bergen/Tromsø/Lillehammer/Oslo. Juli 2014.

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-2661-5

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Signe Nybø

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningssjef Signe Nybø (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)



Norsk Polarinstitut

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Dag Vongraven

FORSIDEBILDE

Tempelfjorden. Foto: Geir Helge Systad

NØKKELOORD

dyreliv, forvaltning, kunnskapsoversikt, polare områder, sårbarhetsbegrepet, vegetasjon

KEY WORDS

animal life, management, review, polar areas, vulnerability, vegetation

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

Postboks 5685 Sluppen
7485 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00

NINA Oslo

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon: 73 80 14 00

NINA Tromsø

Framsenteret
9296 Tromsø
Telefon: 77 75 04 00

NINA Lillehammer

Fakkeltgården
2624 Lillehammer
Telefon: 73 80 14 00

www.nina.no

Sammendrag

Hagen, D., Systad, G.H., Eide, N.E., Vistad, O.I., Stien, A., Erikstad, L., Moe, B., Svenning, M., & Veiberg, V. 2014. Sårbarhetsvurdering i polare strøk. Gjennomgang av begrep og metoder. – NINA Rapport 1045. 53 s.

Forvaltningen av polare miljø blir stadig mer krevende. Påvirkningsfaktorene endres i omfang og intensitet og nye typer påvirkning dukker opp. Forvaltningen opplever økt etterspørsel etter kunnskap om sårbarhet i forvaltning av naturverdier i polare strøk. Relevant kunnskap er avgjørende for å gjøre riktige prioriteringer og gi en god forankring for forvaltningens beslutninger. Til dette trengs et godt begrepsapparat og forståelse av forskjellige forvaltningsregimer. Sårbarhetsbegrepet er komplisert og forstås og brukes ulikt i ulike fagmiljø. Det er behov for en gjennomgang for å få oversikt over begrepet og for å sette det inn i en konkret forvaltningsmessig sammenheng.

Sårbarhet omhandler ressursers evne til å takle ulike påvirkninger. Ressurser har varierende evne til å takle endringer i utgangspunktet, der noen er mer motstandsdyktige (resistente, robuste), andre har større evne til å tilpasse seg (resiliens, adaptiv kapasitet, plastisitet) og noen har både dårlig robusthet og tilpasningsevne. Samlet gir dette sensitiviteten til ressursen, slik det er definert i denne rapporten. Ressursene er mer eller mindre utsatt for ulike påvirkninger, avhengig av egenskapene til både ressursen og påvirkningen. For noen påvirkningsfaktorer er sårbarheten knyttet til påvirkningstrykket over tid, mens for andre er det avhengig av en risiko eller sannsynlighet for at en påvirkning skal skje. Kunnskapen om **effekter** er det viktigste grunnlaget når forvaltningen skal konkludere om den **forvaltningsmessige konsekvensen** av påvirkningen. Der effekt er en konkret og målbar størrelse er **konsekvens** er funksjon av verdi, sårbarhet og påvirkning.

Forholdet mellom **verdi**, **strategi** og **sårbarhet** er vesentlig for å forstå hvordan kunnskap om sårbarhet kan brukes i konkret forvaltning. Hvordan håndtere **usikkerhet** er vesentlig, der datagrunnlaget kan være avgjørende for hvor stor usikkerhet det er på sammenhengen mellom påvirkning og effekt. **Samlet sårbarhet** slik det framstår i litteratur og dagens forvaltning er et ganske teoretisk begrep. I en situasjon med varierende kunnskapsnivå er det trolig bedre med en oppdelt kvalitativ analyse der det tas hensyn til ressurser separat, framfor å se på alle komponenter i en analyse.

Påvirkningsfaktorene som virker i polare strøk er svært forskjellige. Noen virker globalt, som klimaendringer og langtransportert forurensing. Andre virker på mindre skala, som arealbruk knyttet til ferdsel eller tekniske inngrep, hvor lokal og regional forvaltning kan påvirke og sette i verk tiltak for å hindre eller avbøte negativ utvikling. Det er også et samspill mellom lokal og global påvirkning, der for eksempel klimaendringer kan påvirke effekter av andre typer påvirkning. Påvirkningsfaktorene varierer i tid, rom og intensitet. Sårbarhet behandles i denne rapporten med utgangspunkt i spesifikke påvirkningsfaktorer. Ferdsel og arealbruk er vektlagt, i tillegg til sårbarhets- og risikovurderinger av fremmede arter og høsting av biologiske ressurser, der aktivitetens størrelse spenner fra småskala fritidsjakt til store fiskerier på pelagiske fiske-slag. Også næringsvirksomhet i form av petroleumsaktivitet til havs og bergverksdrift til lands omtales og er påvirkningsfaktorer med varierende potensiale og risiko.

Dersom sårbarhet skal være en del av forvaltningsgrunnlaget for polare strøk er det behov for **systemer eller metodikk for å registrere og beskrive sårbarhet**. Forskjellige tradisjoner fokuserer på kvalitative eller kvantitative metoder, der kvalitative vurderinger ofte er en raskere løsning der eksperter står for vurderingen av grad av sårbarhet, mens kvalitative metoder er lettere å repetere. Også kvantitative metoder har aspekter av ekspertvurderinger i seg. Rapporten gir eksempler på sårbarhetsvurderinger knyttet til ferdsel og arealbruk, sårbarhets- og risikovurderinger av fremmede arter, vurderinger knyttet til høsting av biologiske ressurser, sårbarhet for klima og potensielle utslipp til havs.

Tradisjon for bruk av sårbarhet i forvaltning av marine miljøer er forskjellig fra terrestre og limniske miljøer i polare strøk. En fellesnevner for modellene er at de gjerne forholder seg til en konkret påvirkningsfaktor. Sårbarhetsvurderingene for ferdsel, fremmede arter og høsting forholder seg til faktisk og kontinuerlig påvirkning og ikke en potensiell og akutt hendelse. Dette i motsetning til marine modeller, der påvirkningen gjerne handler om sannsynlighetsvurdering av potensiell hendelser (i praksis utfordringer knyttet til petroleumsvirksomhet). Det ser ut som det er en sammenheng mellom påvirkningsfaktorene og hvor mye ressurser som er brukt på å framskaffe data som kan brukes til sårbarhetsvurdering. Potensielle katastrofer utløser grundigere og mer langsiktig kunnskapsoppbygging enn en løpende påvirkning fra mer sammensatte aktører. Dette gjelder for eksempel ferdsel som bedrives av mange (alle) som er i et område. Turisme er en åpenbar og delvis stigmatisert aktør, men også lokalbefolkning, forskere eller andre næringsutøvere påvirker gjennom ferdsel i de samme områdene. Også fremmede arter er relatert til mange aktører og «ansvarlige» for påvirkningen er ganske sammensatt.

Utgangspunkt for denne rapporten var å konsentrere seg om de sårbarhetsutfordringer som «lokal» forvaltning i polare områder kan gjøre noe med. Virkeligheten er likevel at Arktis/Antarktis forandrer seg kontinuerlig pga. klimaendring, langtransportert forurensning i luft og hav og lettere tilgang til områdene og dette påvirker ressursene direkte. Utviklingen vil påvirke både global, regional og lokal forvaltning av polare strøk.

Det er avgjørende å betrakte menneske og samfunn som «naturlige» innslag og helt sentrale faktorer i de systemene vi studerer – derfor er referanser fra forskningslitteraturen om utvikling og forvaltning av såkalte '**sosiale-økologiske systemer**' (social-ecological systems – SES) viktige. De fleste av de aktuelle tiltakene som forvaltningen kan og vil iverksette vil rette seg mot påvirkningsfaktorene – altså mot mennesker, organisasjoner, bedrifter og samfunn. Derfor kreves det også en sterkere integrering av naturressurs- og samfunnsforvaltningen, siden sårbarhet (og tilhørende begrepsapparat) er kritiske fenomener både for sosiale polare systemer og for polar natur.

I et sosial-økologisk tankesett er ikke menneskelig nærvær definert i utgangspunktet som en potensiell negativ påvirkningsfaktor, men mennesket er en aktør som har og skal ha en plass i systemet. Spørsmålet er altså hvordan forskning, turisme, fiske, transport etc. skal utøves, og hvilken kunnskap som trengs om utøverne av aktivitetene, selve utøvelsen og (sannsynlige/mulige) effekter av disse. Vi kan ikke lete etter én konkret løsning eller ett konkret nivå på sårbarhet ettersom dette vil være forskjellig i ulike situasjoner. Det å stadig kunne utøve god forvaltning er basert på evnen til fortløpende å hente inn og bruke ny kunnskap i forvaltningsarbeidet. Adaptiv forvaltning er ikke en fast forvaltningsmodell, men en systematisk arbeidsmåte som bygger på en forståelse om at systemet som skal forvaltes sannsynligvis er ustabil og at endring vil skje.

Hagen, D. (dagmar.hagen@nina.no), Eide, N. E. (nina.eide@nina.no), Moe, B. (borge.moe@nina.no), Veiberg, V. (vebjorn.veiberg@nina.no), NINA, Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim.

Systad, G.H. (geir.systad@nina.no) NINA, C/O NIVA, Thormøhlensgate 53 D, 5006 Bergen.

Vistad, O. I. (oddinge.vistad@nina.no), NINA, Fakkeldgården, 2624 Lillehammer.

Stien, A. (audun.stien@nina.no), Svenning, M. (martin.svenning@nina.no), NINA, Framsenteret, 9296 Tromsø

Erikstad, L. (lars.erikstad@nina.no), NINA, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo

Abstract

Hagen, D., Systad, G.H., Eide, N.E., Vistad, O.I., Stien, A., Erikstad, L., Moe, B., Svenning, M., & Veiberg, V. Vulnerability in polar areas. Review of concepts and methods. – NINA Report 1045. 53 pp.

The management of polar areas is getting more challenging, as the extent and intensity of different human pressures are changing. Management authorities experience increasing need for knowledge about the vulnerability of polar areas. To make the right priorities and decisions, relevant and specific knowledge is needed. Knowledge based decisions also gain higher societal acceptance for management regulations. The vulnerability concept is however used very differently among different disciplines, which cause confusion. A review of the concept, within the knowledge frame of different management systems is needed to understand and use the concept with coherence.

Vulnerability deals with a resource (e.g. species, population, ecological community or ecosystem) capacity to cope with different pressures. Resources have varying ability to cope with pressures, and some are more tolerant to change (resistant), others have an ability to adapt to change (resilient, adaptive capacity, plasticity), while others have both low tolerance and low ability to change. Together these traits define the sensitivity of the resource (following this report). Different resources are more or less subject to different pressures, depending on the characteristics of both the resource and pressure. For some types of pressure the vulnerability relates to the influence over time, while for others the vulnerability is related to a calculated risk or likelihood that an influence will occur. Knowledge on **effects** is the basic need for management authorities to draw conclusions on **impact** from pressures. So as effect can be calculated and recorded, the impact is a combination of values, vulnerability and pressure.

The relationship between **value**, **strategy** and **vulnerability** is essential to understand how to apply knowledge about vulnerability into management. How to treat in the future the elements of **uncertainty** will likely get more attention as an important aspect. **Added (or cumulative) vulnerability** as it appears in literature and present management is quite theoretical. And in a situation of diverging results and lack of knowledge separated vulnerability assessments based on specific components and pressures is preferred.

The **pressures** on resources in polar areas act at very different scales. Some works on global scale, such as climate change and long-range trans boundary pollution. Others work on a local scale, such as land use from human use and technical constructions, and where local management authorities can have influence on the development. There is however also a link between global and local influence, like climate change enhancing the effect from other pressures. The influence of pressures varies in time, space and intensity. The vulnerability concept is treated in relation to specific pressures. Human traffic and land has got some special attention in this report, and also vulnerability and risk assessment of alien species, and harvesting of biological resources, ranging from small-scale recreational hunting up to large-scale fisheries on pelagic fish species. Petroleum related activities offshore and mining on land are other important pressures on polar areas of varying potential and risk.

Systems and methods to describe and assess vulnerability is needed for the implementation of vulnerability in management of polar areas. Different traditions focus on qualitative or quantitative methods, where qualitative assessments often are quicker and include expert evaluation, while quantitative methods can be easier to repeat. Also quantitative methods include element of expert evaluation. Examples of vulnerability assessments based on specific influencing factors addressed in the report are assessments related to traffic and land use, vulnerability and risk assessments of alien species, considerations related to the harvesting of biological resources, and vulnerability to climate change and potential offshore oil-spill.

Using vulnerability as an approach in management have different traditions in terrestrial and limnic environments as compared to marine polar areas. One common link is that most models relate to a specific pressure. Vulnerability assessments related to land-use, traffic, alien species and harvesting typically deal with real and continuous influence, and not a predicted or immediate situation, as opposed to marine vulnerability assessments where the influence often is a calculated probability of potential accidents (typically in petroleum industry). There also seems to be a link between the type of influence and how much efforts that are put into collecting data for vulnerability assessments. Potential catastrophic accidents trigger off more serious and long-term knowledge building compared to a continuous influence from a diffuse or diverse group of actors. One example is human traffic and trampling, performed by everyone present in an area. Tourism is just one example of humans staying in an area for a time, but also local inhabitants, scientists and other visitors do influence land areas just by their presence. The presence of alien species is also related to a diffuse group of actors, and addressing "responsibility" is rather complicated.

This report focus on the vulnerability issues that can be handled by local management authorities in polar areas. The real situation is that Arctic and Antarctic areas are under large changes, due to climate change, trans boundary pollution of air and oceans, and increased access to the areas due to deminishing ice cover, which put the resources under increased pressures. Changing and increasing pressure give new challenges to the local, regional and global management of polar areas.

It is crucial to consider human and societies as "natural" elements in polar systems - hence references from literature on the development and management of so-called '**social-ecological systems**' (SES) are essential. Most relevant measures and efforts from management authorities will inherent focus on the impact factors – of i.e. people, organizations, businesses and society. A stronger integration of natural resource and community management is required, as vulnerability, resilience and adaptability are critical phenomena both in social polar systems and in the polar environment.

In a social-ecological mindset human presence is not basically an inherent negative pressure, however man is an obvious element within the system. Forms of acceptable use of nature must be studies and discussed. The question is thus how research, tourism, fishing, transport etc. should be practised, and what knowledge is needed about the actors, the activities, the conduct and (possible) effects of these. There is not one specific level of vulnerability, as this will vary between situations. Good management is based on the ability to collect and incorporate new knowledge into ongoing management efforts. Adaptive management is not a fixed management model, but a systematic way of working based on an understanding that the system to be managed is unstable and that changes will happen continuously.

Hagen, D. (dagmar.hagen@nina.no), Eide, N. E. (nina.eide@nina.no), Moe, B. (borge.moe@nina.no), Veiberg, V. (vebjorn.veiberg@nina.no), NINA, Postboks 5685 Sluppen, N-7485 Trondheim, Norway.

Systad, G.H. (geir.systad@nina.no) NINA, C/O NIVA, Thormøhlensgate 53 D, N-5006 Bergen, Norway.

Vistad, O. I. (oddinge.vistad@nina.no), NINA, Fakkeltgården, N-2624 Lillehammer, Norway.

Stien, A. (audun.stien@nina.no), Svenning, M. (martin.svenning@nina.no), NINA, Framsenteret, N-9296 Tromsø, Norway.

Erikstad, L. (lars.erikstad@nina.no), NINA, Gaustadalléen 21, N-0349 Oslo, Norway.

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	5
Innhold	7
Forord	8
1 Innledning.....	9
2 Avgrensning og metodikk	11
3 Sårbarhetsbegrepet og nærstående begreper	12
3.1 Ressursens egenskaper	13
3.2 Påvirkningsfaktorens egenskaper	14
3.3 Sårbarhet og forvaltning av naturverdier	18
3.3.1 Verdi, strategi og sårbarhet	19
3.3.2 Effekt og konsekvens.....	20
3.4 Sårbarhet og usikkerhet	21
3.5 Samlet sårbarhet	21
4 Påvirkningsfaktorer	24
5 Metoder og kriterier for å beskrive og måle sårbarhet.....	31
5.1 Sårbarhetsvurdering med utgangspunkt i spesifikke påvirkningsfaktorer	32
5.1.1 Sårbarhetsvurderinger knyttet til ferdsel og arealbruk	32
5.1.2 Sårbarhets- og risikovurdering av fremmede arter.....	36
5.1.3 Sårbarhetsvurderinger knyttet til høsting av biologiske ressurser	37
5.1.4 Sårbarhetskriterier for klima.....	38
5.2 Sårbarhetsvurderinger til havs.....	38
5.2.1 Petroleumsrelatert sårbarhet	39
5.2.2 Ressursbasert sårbarhetsvurdering i marine områder	41
5.2.3 Felles for sårbarhetsvurderinger brukt i marine systemer	43
5.3 Oppsummering og sammenlikning	43
6 Sårbarhetsvurdering og praktisk forvaltning	45
6.1 Sosiale-økologiske systemer (SES)	45
6.2 Om menneskelig nærvær, påvirkning og sårbarhet.....	45
6.3 Adaptiv forvaltning av dynamiske systemer	47
7 Referanser.....	48

Forord

Forvaltningen av polare strøk blir stadig mer krevende. Omfang av lokale og globale påvirkninger endres og har effekt på arter og polare økosystem som kan få konsekvenser for biologisk mangfold og lokalsamfunn. Samtidig er det et ønske om menneskelig aktivitet og bruk av polare strøk til ulike former for næringsaktivitet. Forvaltningen blir i økende grad utfordret med krav om kunnskapsbasert forvaltning og forventninger om konkrete svar på komplekse spørsmål. Begrepet sårbarhet brukes i mange sammenhenger, men det er ikke alltid klart hva det innebærer eller hvordan dette skal brukes i forvaltning av polare strøk.

Norsk Polarinstitutt utlyste høsten 2013 et prosjekt for å utrede og sammenstille eksisterende kunnskap om sårbarhetsbegrepet og metodikk for vurdering av sårbarhet hos flora og fauna i polare strøk. Norsk institutt for naturforskning (NINA) fikk oppdraget og gjennomførte det i perioden desember 2013 til juli 2014.

Denne rapporten oppsummerer resultatene fra prosjektet og er basert på gjennomgang av eksisterende kunnskap, både fra vitenskapelige artikler, fagrapporter og andre relevante kilder. Arbeidet er gjennomført av ei bredt sammensatt gruppe i NINA med eksperter som dekker vegetasjon, dyreliv, økologi, samfunnsfag og forvaltning i terrestrisk, limnisk og marint miljø.

Kontaktperson hos oppdragsgiver har vært Dag Vongraven.

Trondheim, juli 2014
Dagmar Hagen og Geir Helge Systad

1 Innledning

Det er stadig større interesse for polare strøk fra mange aktører med ulike motiver. Det er nok å nevne oljeutvinning, nordlige sjørute, isfrie farvann, geopolitikk og sikkerhet, fiskerier og turisme. Under påvirkning fra mange, tunge og sterke aktører kan naturmiljøet og bevaring av naturressurser og biologisk mangfold lett komme under sterkt press. Målretta og relevant kunnskap for forvaltning av naturmiljø er viktigere enn noen gang for å gjøre riktige prioriteringer og gi en god forankring for beslutninger.

Forvaltningen av polare miljø blir stadig mer krevende. Omfang og intensitet av påvirkningene endres og nye påvirkningsfaktorer gjør seg gjeldende, samtidig med et økt krav om kunnskapsbasert forvaltning (Hagen et al. 2012a). Kunnskapsbasert forvaltning krever faktakunnskap, modeller og overvåkingsdata. Samtidig øker forventning om konkrete svar på komplekse spørsmål. I dette bildet dukker stadig **sårbarhet** opp som et litt uhåndterlig begrep.

De siste årene har det vært etterspørsel etter kunnskap om sårbarhet i forvaltning av naturverdier i polare strøk. «Hvor mange turister tåler Svalbard?», «Hvor mye kan det fiskes?» og «Hvor farlig er egentlig en oljeplattform for livet i havet?». Alt dette er komplekse problemstillinger som ikke har enkle svar. Sårbarhet defineres i relasjon til påvirkning, og derfor trengs det kunnskap om påvirkningen. Dessuten har sårbarhet en klar kobling til forvaltning, dvs. forvaltningens målformuleringer, involvering og prosesser.

Forskning på sårbarhet studerer både det teoretiske konseptet og bakgrunnen for det, men også underliggende årsaker, hvilken skala de opererer på, involverte aktører, hvordan tilpasse og håndtere risiko og sårbarhet (Miller et al. 2010). Vårt oppdrag er å sammenstille kunnskapen som finnes om sårbarhet og påvirkning (både vitenskapelig og praktisk/erfæringsbasert kunnskap) og vise hvordan den brukes og kan brukes i praktisk forvaltning. I den daglige forvaltningen er det behov for metodikk som kan gi mål for sårbarhet og gjøre den tilgjengelig for praktisk forvaltning. Men det er også behov for et videre rammeverk der betydningen av sårbarhet sees i sammenheng med blant annet påvirkning og forvaltning. Forholdet mellom den teoretiske og konkrete forståelsen av sårbarhet og relevans for praktisk forvaltning er en viktig komponent i vårt oppdrag.

Sårbarhet er et komplisert begrep fordi:

- definisjonen av sårbarhet er ulik i ulike fagfelt knyttet til ulik historikk og anvendelse
- begrepsbruken er ofte uklar, med uklare grensesnitt mot beslektede begrep
- sårbarhet varierer i tid og rom
- vurdering av sårbarhet er skalaavhengig
- sårbarheten er som regel ulik for ulike påvirkningsfaktorer
- normative vurderinger er ofte en del av sårbarhetsvurderingene, noe som gjør de mindre konkrete og absolutte

Målet med prosjektet er todelt:

- gi en oppsummering av begrepet sårbarhet, spesielt med tanke på relevans for forvaltning av polare strøk
- gjennomgang av metodikk for vurdering av sårbarhet hos flora og fauna i polare strøk

Prosjektet skal klargjøre og beskrive sårbarhet på en måte som er direkte relevant for praktisk forvaltning. Vi har ikke lagt opp til spissfindige diskusjoner av begrepet, men fokuserer på det som er relevant for formålet og sammenhengen. Vi prioriterer å fokusere på å gi en ryddig framstilling framfor å dekke opp alle små nyanser som heller vil komplisere enn å klargjøre, selv om vi med dette risikerer vi at noen nyanser forsvinner.

Sårbarhetsanalyser omhandler sosioøkologiske systemer, dvs. systemer der menneske er tilstede som en aktiv komponent. Vi kan ikke late som om dette egentlig er et naturlig system som blir temporært forstyrret av folk. Folk er en del av systemet. Gjennom å erkjenne denne forutsetningen blir handlingsrommet for forvaltningen klarere.

Begrepet **sårbarhet** (*vulnerability*) ble først tatt i bruk innen naturvitenskapene, spesielt økologi, men er siden også brukt og studert innen samfunnsfagene, først i forbindelse med forvaltning av allmenninger, men også som grunnlag for å vurdere overlevelses- eller tilpasningsevne f.eks. i arktiske samfunn, i en tid da både natur og samfunn er i endring (Berkes & Folke 1998, Chapin III et al. 2010). Forskning omkring sårbarhet har tradisjonelt vært forankret innenfor de ulike naturvitenskapene, men det finnes også en del forskning på begrepet innen fagfelt som politisk økonomi, konstruktivisme og politisk økologi (Miller et al. 2010, McLaughlin & Dietz 2007). De senere årene har sårbarhet fått mye bredere anvendelse innenfor en rekke fagdisipliner, og ikke minst i skjæringspunktet mellom fagfelt (Adger 2006). Nyere forskning rundt sårbarhet og klimaendringer og miljøkatastrofer har involvert flere fagfelt. Dette har ført til betydelige faglige diskusjoner og ikke minst motsetninger (Adger 2006, McLaughlin & Dietz 2007).

Miller et al. (2010) hevder at de ulike faglige tradisjonene innenfor naturvitenskapene og samfunnsvitenskapene kan forklare forskjellene i tilnærming, vektlegging og tolkning hos forskere som arbeider med sårbarhet og det nært beslekta, men «motsatte» begrepet **resiliens** – se også Folke et al. (2010). Hovedskillet går mellom en positivistisk tilnærming som argumenterer for absolutte og målbare fenomener, i motsetning til en konstruktivistisk tilnærming med mer subjektiv tradisjon omkring forhold som holdninger, verdier, kultur og meninger. Kort sagt kan vi si at biologer tradisjonelt har forsøkt å finne konkrete, fysiske mål på sårbarhet for arter og økosystemfunksjoner, mens samfunnsviterne i stor grad vektlegger sosiale, underliggende forklaringer som læring, deltakelse og institusjoner, og ikke minst graden av dynamikk og tilpasningsevne (*adaptive capacity*) både i sosiale og økologiske systemer (se f.eks. Smit & Wandel 2006). Dersom kunnskap om sårbarhet skal ha nytte for framtidig forvaltning av polare strøk er det helt nødvendig at disse to tradisjonene integreres og at man erkjenner at begge inneholder vesentlige og relevante bidrag. Det er derfor stadig mer vanlig at komplekse geografiske områder (som for eksempel Arktis) blir forstått som **sosiale-økologiske systemer – SØS** (SES på engelsk), der negative påvirkninger, men også mulighetene for god forvaltning, ligger i skjæringspunktet mellom natur og samfunn – gjerne betegnet som *adaptive governance* eller grad av *adaptability*, altså: hvor tilpasningsdyktig er forvaltning, organisering og styresett (se Chapin III et al. 2006; Folke 2007).

Grunnlaget for å definere, beskrive, vurdere og bruke sårbarhet i forvaltning krever derfor en brei forståelse og kunnskap om biologiske/økologiske forhold som arter, naturlig variasjon og dynamikk i naturtyper, effekter av påvirkning og samfunnsmessige forhold som er avgjørende for å formulere relevante forvaltningstiltak. Sårbarhet og resiliens (*en ressurs sin evne til å vende tilbake til en naturtilstand etter påvirkning*) må sees i sammenheng, siden den økologiske effekten av påvirkning eller forstyrrelse er betinget av hvor tilpasningsdyktig (degree of adaptability) en art, en bestand eller en situasjon er i forhold til type og grad av påvirkning. Arten eller individets grad av tilpasningsevne til påvirkningen (*adaptability*) henger sammen med denne ressursens generelle tilpasningsevne. Det samme gjelder lokalsamfunnets evne og vilje til tilpasning. Disse begrepene og sammenhengen mellom dem blir grundig behandlet utover i rapporten.

2 Avgrensning og metodikk

Sårbarhet er direkte knyttet til menneskelig påvirkning. Vi er bedt om å inkludere sårbarhet for ulike typer påvirkning, men det er presisert at vi skal ha mest oppmerksomhet på lokale påvirkningsfaktorer (faktorer som lokale og regionale forvaltningsmyndigheter kan påvirke), som arealbruk og ferdsel, fremmede arter og høsting. Globale påvirkningsfaktorer som klima og langstransportert luftforurensing skal ikke behandles spesielt, men være med som et bakteppe der det er relevant. Vi har i samråd med oppdragsgiver valgt å ha større fokus på noen faktorer, som ferdsel, og mindre på andre, som forurensing. Alle de sentrale påvirkningsfaktorene berøres og inngår i den konseptuelle modellen som gjennomgangen vår baseres på.

Utredningen belyser sårbarhetsbegrepet på en måte som er nødvendig for å gjøre metodiske og repeterbare vurderinger av sårbarhet hos arter, artsgrupper, bestander og naturtyper. Både terrestrisk, limnisk og marint miljø skal dekkes, men utredningen fokuserer på det generelle og konseptuelle og går for eksempel ikke i detalj på metodikk for sårbarhet hos enkeltarter. Utredningen omfatter polare strøk. Vi har, naturlig nok, mest erfaring fra Svalbard og havområdene ved Svalbard og norskekysten. Utredningen har derfor en slagside mot disse områdene. Omfanget av prosjektet har ikke gitt rom for å dekke alle polare strøk i detalj, men vi bruker en rekke eksempler fra både Arktis og Antarktis.

Det finnes en omfattende litteratur om påvirkningsfaktorer, effekter og sårbarhet knyttet til enkeltarter eller enkelttema. Et enkelt søk på *Vulnerability assessment* på Web of Science ga 7528 treff og med en begrensning til *Environmental sciences* ble dette redusert til 1437 treff. Av disse er det 89 review-artikler. Men faktisk har bare et fåtall av disse relevans for målsettingen i vårt prosjekt, der vi skal løfte blikket og se på disse elementene mer konseptuelt. Vi har gjennomgått og vurdert en omfattende mengde litteratur for å finne fram til gode og relevante artikler.

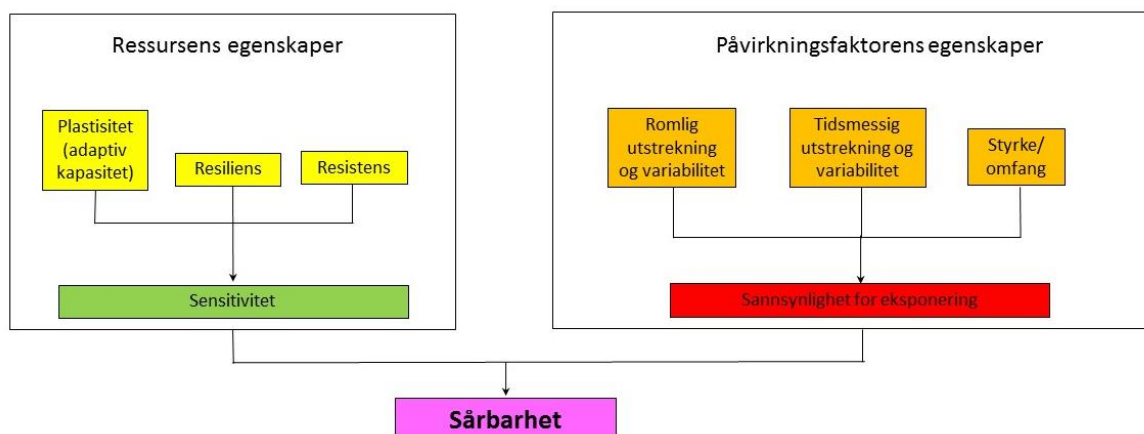
Vi har sammenstilt den kunnskapen som hver enkelt av fagfolkene i prosjektgruppa sitter på. Gruppa har tilsammen brei kompetanse som dekker mange tema. Diskusjoner i faggruppa har gjort det mulig å se ulike innfallsvinkler, sammenlikne forståelse av begrep og vurdere metodikk på tvers av tema og påvirkningsfaktorer. Gruppas samlede erfaring og kjennskap til bruk av sårbarhetsbegrepet har vært avgjørende for at vi har kunnet gå såpass i dybden som vi har gjort. En uttømmende litteratursammenstilling ville krevd en god del mer tid og ressurser enn det som har vært tilgjengelig i prosjektet.

3 Sårbarhetsbegrepet og nærstående begreper

I dette kapitlet ser vi på begrepet sårbarhet og hvordan sårbarhet forholder seg til beslektede begreper, samt hvilke egenskaper og faktorer som påvirker og styrer sårbarhet. Ressursenes (det som påvirkes) egenskaper forhold til sårbarheten beskrives først, påvirkningsfaktorenes innvirkning deretter. Beskrivelsen har bl.a. bakgrunn i Gallopin (2006) og Williams et al. (2008). Andre viktige kilder er Adger et al. (2006) og Villagrán De León (2006). I siste del av kapitlet utvides denne forståelsen ved å legge inn forholdet til forvaltningens prioriteringer. Her tar vi for oss hvordan verdivurderinger og forholdet mellom effekt og konsekvens forholder seg til «sårbarhetsproblematikken».

Sårbarhet kan sies å beskrive hvor utsatt en ressurs er for bestemte påvirkningsfaktorer. Denne klare koblingen til påvirkning er en viktig forutsetning når vurdering av sårbarhet skal inngå i forvaltningens kunnskapsgrunnlag. *Sårbarhet* kan defineres ut fra en ressurs (bestand, art, artsgruppe, naturtype lokalsamfunn) sin evne til å opprettholde en tilstand gitt en ytre, menneskeskapt påvirkning. *Sårbarhet* kan også forenklet beskrives som «sannsynlighet for endring» eller «sannsynlighet for at en effekt oppstår, dvs. om en ressurs påvirkes eller ødelegges». Hvis evnen til å opprettholde tilstanden er stor ved gitt påvirkning har ressursen liten sårbarhet. Det vil si at sårbarhet er en funksjon av eksponering og hvor sensitiv ressursen er i forhold til påvirkningsfaktoren. Litteraturen legger vekt på forskjellige begreper, gjerne farget av de konkrete problemstillingene man ser på i sårbarhetssammenheng. Sårbarhetsanalyser tar for seg ressurser, miljø og/eller samfunn som er antatt å ha en verdi, med sårbarhetsvurdering i forhold til gitte påvirkningsfaktorer. Risiko er definert som konsekvens av en hendelse ganger sannsynlighet for at hendelsen skal inntreffe. Risiko brukes spesielt der påvirkningsfaktorene kan inntreffe med en viss sannsynlighet i et framtidsperspektiv.

Egenskaper ved ressursene og påvirkningsfaktorene er dermed et grunnlag for å forstå hva som ligger i begrepet sårbarhet. En systematisk gjennomgang av disse egenskapene vil lede oss gjennom en rekke begreper som isolert sett kan virke uklare, men som satt i sammenheng gir et godt bakteppe for å forstå begrepet sårbarhet (**Figur 3.1**). I kapittel 4 blir ulike påvirkningsfaktorer kategorisert og presentert. De ulike faktorene har imidlertid ulike egenskaper som i stor grad bestemmer hvor sannsynlig det er med påvirkning på en ressurs, og hvor omfattende den er.



Figur 3.1. Sårbarhetsbegrepet framkommer av egenskapene til en ressurs og spesifikke påvirkningsfaktorer. Adaptiv kapasitet, resiliens og resistens er sentrale begreper som samlet uttrykker sensitiviteten til ressursen. Påvirkningsfaktorenes egenskaper gis i forhold til styrke, omfang i rom og tid og variabilitet i de nevnte faktorene. Eksponeringen (risikoen for påvirkning) og ressursens sensitivitet gir sårbarheten til ressursen for den gitte påvirkningen.

3.1 Ressursens egenskaper

En ressurs kan omfatte alt fra en art til et lokalsamfunn. Ressursen er fokuset for analysen og kan defineres som forekomst av individ, bestand, populasjon, art, naturtype økosystem eller et lokalsamfunn. En ressurs sin evne til å motstå en påvirkning, er avhengig av iboende egenskaper til det å motstå endring, og evne til å tilpasse seg endringer over kortere eller lengre tidsrom. Det inkluderer tilpasningsevne, eller **adaptiv kapasitet/plastisitet**, **resiliens** og **resistens** som samlet uttrykker den generelle **sensitiviteten** til ressursen.

Adaptiv kapasitet angir ressursens potensiale til å tilpasse seg endringer. Viktige aspekter som bidrar til ressursens adaptive kapasitet er genetisk diversitet, fenotypisk plastisitet, plastisitet i atferd og spredningsevne (f.eks. Dawson et al. 2011). Den adaptive kapasiteten har også betydning for hvordan ressursen lar seg forvalte. **Plastisitet** er egentlig begrenset til å betegne en ressurs sin evne til å endre adferd. I evolusjonær økologi innebærer dette både genetisk og fenotypisk plastisitet. Adaptiv kapasitet brukes ofte synonymt med plastisitet innenfor økologien, men rommer altså flere aspekter.

Resiliens brukes om ressursens evne til å vende tilbake til en normaltstand etter en endring uten at ressursen forandrer karakter vesentlig, mens **resistens** brukes om ressursens motstandsdyktighet mot endringer gjennom sin generelle sunnhetstilstand. Begrepet resiliens kan nyanseres i "engineering resilience", som er evnen ressursen har til å vende tilbake til en naturlig stabil eller syklisk tilstand etter påvirkning, mens "ecological resilience" angir evnen til å vedlikeholde ressursens tilstand ved en påvirkning (Levin & Lubchenco 2008). *Ecological resilience* ligger således svært tett opp mot resistens etter denne definisjonen. I NOU om økosystemtjenester (Anon 2013) er begrepene definert som at motstandsdyktighet (*resistance*) beskriver økosystemets evne til å tåle forstyrrelser og forbli innenfor en viss tilstand, mens resiliens (*resilience*) beskriver økosystemets evne til å innhente seg etter forstyrrelser. Begrepet **robusthet** er mye brukt, både på norsk, «nordisk» og engelsk (*robustness*), og både innen økologien og samfunnsvitenskapen. Det blir brukt med ulik betydning slik at det både kan forstås som noe tilnærmet lik resistens (Jentoft 2010, Pelling 2003), og andre ganger som et annet ord for mer tilnærmet lik resiliens (Zachrisson, 2009; Janssen et al. 2007). I denne rapporten vil vi derfor primært holde oss til de engelske begrepene resiliens og resistens.

Samfunnsviterne virker å være mer opptatt av resiliens enn naturvitene, og legger vekt på at det å bygge opp evne til endring kan være en bedre strategi enn å legge vekt på omfattende og kompliserte "forsvarsverk" for å gjøre samfunnet mer robust, altså resiliens før resistens (f.eks. Folke et al. 2010). Utvidelsen av resiliensbegrepet de siste årene har medført at det nå også inkluderer tema som læring, organisering av lokalsamfunn og adaptiv ledelse (Miller et al. 2010). Den samfunnsfaglige tradisjonen hevder at resiliens var begrepet som først ble brukt i økologien, men tilsvarende review-artikler fra naturvitenskapelige forskere forholder seg lett til sårbarhet uten å dra fram resiliens. Brand & Jax (2007) diskuterer ulike forståelser og ulike bruk av begrepet *resilience* og argumenterer sterkt for at begrepet må gis et klart og deskriptivt innhold, om det skal kunne operasjonaliseres innenfor økologien.

I et dynamisk system er **endring** i seg selv en naturlig egenskap. I et teoretisk rammeverk der sårbarhet forenklet beskrives som «sannsynlighet for endring» kan dette lett bli forvirrende. Et aktivt, dynamisk system med stor naturlig endring må ikke forveksles med et sensitivt system. Et system med svært stor naturlig dynamikk vil ha et annet forhold til endring enn et system som er mer stabilt over tid. Eksempler på slike dynamiske systemer kan være ei strand med flygesand, som per definisjon er en ressurs som flytter på seg, eller en art som har ulik forekomst avhengig av andre naturlige årsaker heller enn en ytre påvirkning. Gyteområder for mange fiskearter flytter seg for eksempel som følge av naturlige svingninger i havtemperatur og salinitet. Enkeltarter har gjerne større eller mindre naturlige bestandssvingninger over tid. Dette kan være som en konsekvens av varierende tilgang på nødvendige næringsressurser, lys eller andre forhold, bottom-up prosesser, eller for eksempel som en konsekvens av bei-

ting/predasjon fra andre organismer, top-down prosesser. Slike endringer i artsforekomster skyldes ikke endret menneskelig påvirkning. Utfordringen med slike ressurser er at endring som følge av påvirkning blir enda vanskeligere å måle, og ikke alltid mulig å skille fra en eventuell naturlig dynamikk. Implisitt kreves god kunnskap om naturlig dynamikk for å få kunnskap om effekter og dermed klare å håndtere sårbarhet. Overvåking bør bygge på gode metoder som er i stand til å fange opp relevante endringer så tidlig som mulig, og som samtidig også er i stand til å skille mellom naturlig variasjon (naturlige svingninger) og effekter knyttet til menneskelig påvirkning (Lindenmayer & Likens 2010).

Det samme forholdet til dynamikk og endring finner vi også når sosiale systemer studeres. Parametere som aktører, økonomisk og sosial organisering, ressursavhengighet og kompetanse varierer, og har betydning for hvor tilpasningsdyktig eller følsomt et lokalsamfunn er for ytre påvirkning, enten det er knyttet til endringer i samfunn eller naturressurs. Sosiale-økologiske systemer (SES) som har hatt stor tilpasningsevne (dvs. har vært robuste), kan bli sårbare når nye endringer eller påvirkningsfaktorer melder seg. Å forstå denne sårbarheten i SES er viktig for å utvikle en god framtidig forvaltning eller for å bedre tilpasningsevnen til samfunn som er utsatt for stor ytre påvirkning (Janssen et al. 2007).

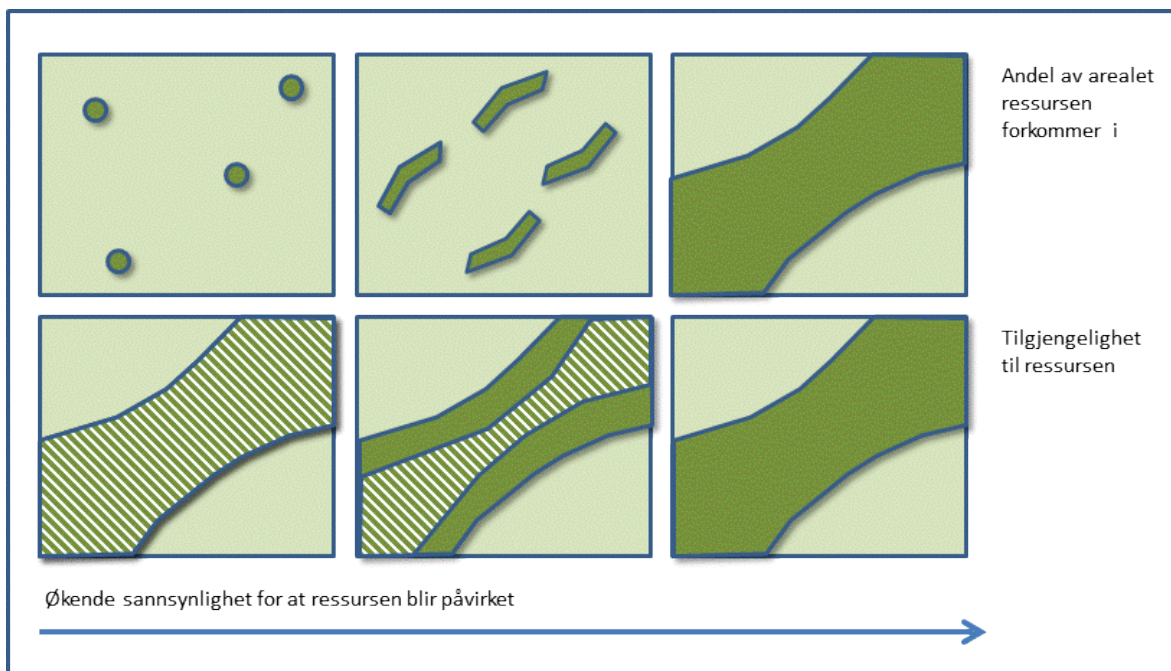
3.2 Påvirkningsfaktorens egenskaper

Sårbarhet er koblet til en spesifikk påvirkning, gitt sensitiviteten til ressursen og sannsynligheten for bli å eksponert av påvirkningen. Eksponeringsgraden er uavhengig av ressursen, og er gitt av **styrke/omfang** og **variabilitet av påvirkningen i tid og rom**.

Forskjellige påvirkninger har et vidt spekter av **romlig utstrekning og variabilitet**. Noen påvirkningsfaktorer virker på liten geografisk skala, noen på global skala. Menneskeskapte klimændringer er eksempel på en påvirkning som foregår på svært stor skala, men som kan ha lokal innvirkning. Punktutslipp av olje på land er eksempel på en lokal, avgrenset påvirkning, men som har et spredningspotensiale. Oljeutslipp til havs har potensielt mye større spredningspotensiale på grunn av havstrømmer og konnektivitet. Sårbarheten til en ressurs endres når flere påvirkningsfaktorer virker sammen. Reduksjon i en lokal påvirkningsfaktor kan ha betydning for sårbarheten overfor en annen, global påvirkningsfaktor (se f.eks. Brown et al. 2013). Effekten av eksponeringen kan være svært artsspesifikke, for eksempel som at noen fugler ikke tåler olje i fjærdrakten, slik som lunden, og derfor raskt vil dø av varmetap. Ei krykke som er like eksponert for oljesøl kan tåle en del oljesøl før den påvirkes tilsvarende.

Risiko er definert som sannsynlighet for at en hendelse (eller påvirkning) skal inntreffe multiplisert med konsekvensen av påvirkningen (DNV 2007). Begrepet risiko er dermed direkte koblet til menneskelig påvirkning og de endringer som dette medfører. Vi snakker normalt ikke om risiko i naturlige endringsprosesser. Både natur- og kultursystemer kan utsettes for risiko og dette får betydning for forvaltningen av dem. Sårbarhetsvurderinger må inneholde en vurdering av risiko gjennom å utvikle robuste og målbare parametre, der det er vesentlig å ta hensyn til skala og at ulike påvirkningsfaktorer medfører ulik risiko (Agder 2006, Villagran 2006).

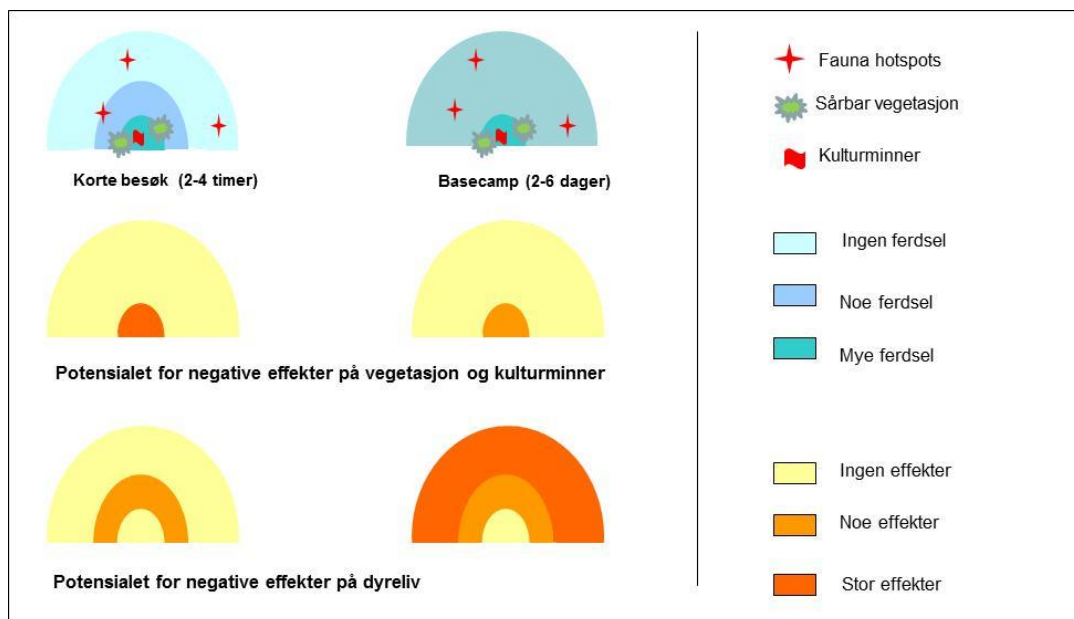
Sannsynlighet for eksponering. Sannsynligheten for at en påvirkningsfaktor får innvirkning på en ressurs er sammensatt av både egenskapene ved ressursen og påvirkningsfaktorene (jf. Konseptmodell i **Figur 3.1**). Relevante egenskaper ved ressursen er andel av areal ressursen finnes i, hvor tilgjengelig dette arealet er og hvor lett det er å oppfatte forekomsten av ressursen. Jo mindre andel av et areal som en ressurs forekommer i og jo mindre tilgjengelig ressursen er, jo mindre sannsynlighet er det for at ressursen påvirkes, se **Figur 3.2**. Konnektivitet vil også ha betydning. Større deler av en ressurs kan bli påvirket dersom omgivelsene har høy konnektivitet, f. eks. oljeutslipp i havet versus oljeutslipp på land.



Figur 3.2. Sannsynligheten for at en ressurs (mørk grønn i figuren) blir påvirket avhenger av fordelingen og forekomsten av ressursen (andel av areal) og hvor tilgjengelig ressursen er (øvre figurer illustrerer dette). Dersom ressursen er utilgjengelig utgjør ikke påvirkningen noen risiko for ressursen. Er ressursen f.eks. utilgjengelig for ferdsel til fots, er ikke ferdsel en trussel for ressursen. Dette er illustrert i nedre del av figuren (skravur betyr at ressursen er utilgjengelig for påvirkning). Sannsynlighet for påvirkning øker med økende tilgjengelighet til ressursen.

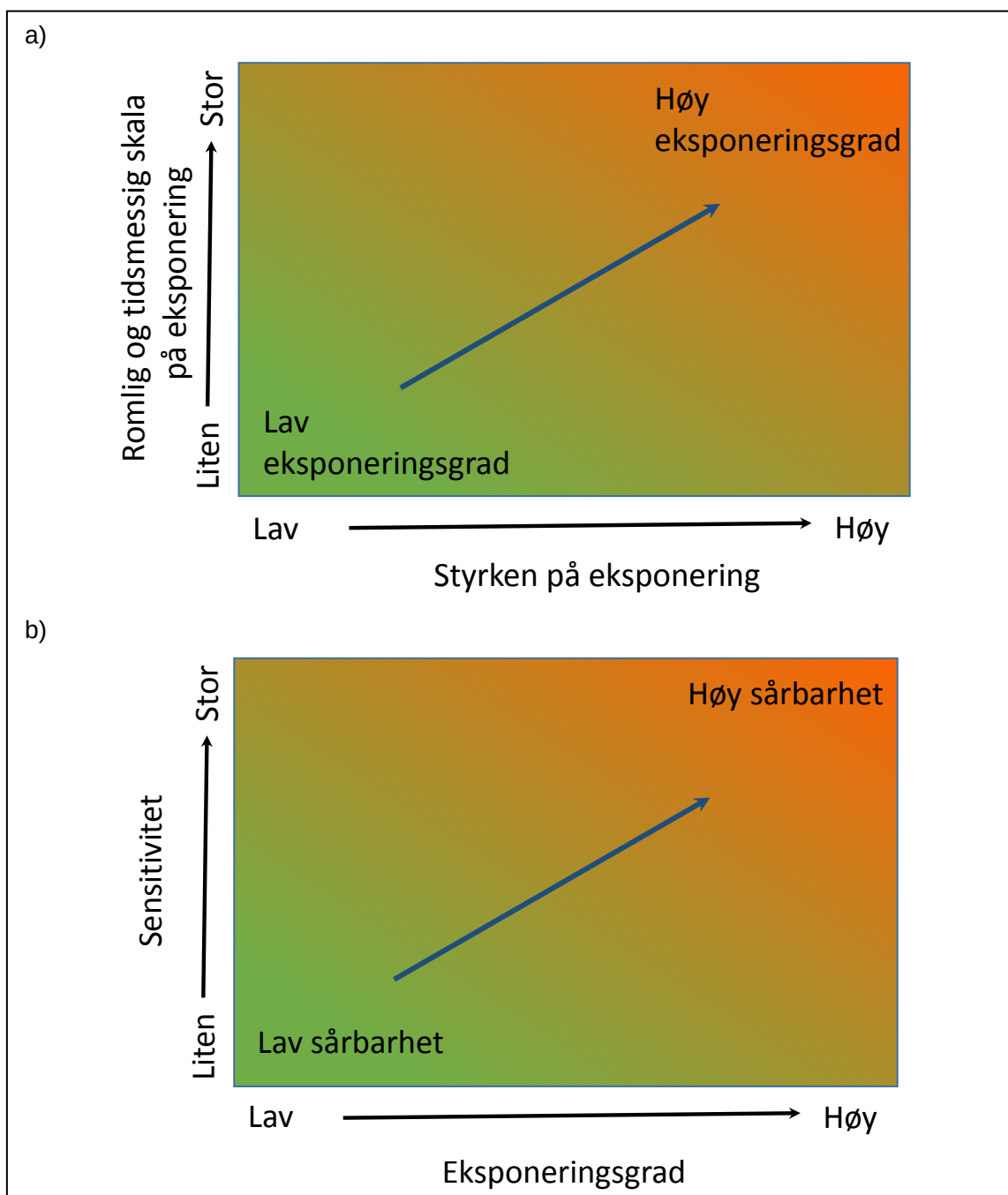
Sårbarhetsvurderingen vil være avhengig av **skala i tid og rom** (den romlige og tidsmessige utbredelsen av ressursen). Den romlige skala på ressursen kan spenne fra det svært lokal skala, som lokale bestander, plante- og dyresamfunn, til arter, naturtyper og økosystemer på global skala. Den tidsmessige skalaen man er interessert i kan også variere. Det er for eksempel perioder gjennom et år eller perioder i en livssyklus som er mer sårbare enn andre tidspunkt (f.eks. yngling, oppvekst og myting for gjess) eller arealer som dekker spesielle funksjoner (f.eks. selve hekkelokaliteten eller nærliggende våtmarksområder med tilgang til innsekter for oppvoksende kyllinger). I noen situasjoner vil fokus på relativt kortsiktige effekter av eksponering for påvirkningsfaktorer være interessant, som kortsiktige reduksjoner i bestandsstørrelse. Det er imidlertid effekter over lengre tidsperspektiv som er mest interessant i forhold til å vurdere konsekvenser (se også kapittel 5.1.1). Skalaen på sårbarhetsvurderingen både i tid og rom vil således være avgjørende for hvilke påvirkningsfaktorer som er viktige å kartlegge og sårbarhetsvurderingens konklusjon.

Den skala påvirkningsfaktorene varierer på er av stor betydning. **Den romlige skalaen** kan variere fra høy lokal eksponering med liten utbredelse, som ved lokale forurensningsutslipp, til eksponering på regional skala, som ved større oljekatastrofer. På samme måte har skala på utbredelse av ferdsel til fots ulik betydning (**Figur 3.3**). Dersom sårbare elementer ligger innenfor rekkevidden av en to-timers tur på land, så kan ferdselen potensielt ha effekt. Ligger de utenfor rekkevidde, enten fordi det er for langt å gå eller terrenget på noen måte hindrer ferdsel, så er sannsynligheten for påvirkning liten.



Figur 3.3. Ulike former for ferdsel, her illustrert ved kortvarige dagsbesøk og lengre overnattingsbesøk vil typisk representere to veldig ulike former for ferdsel (særlig knyttet til rekkevidde/areal). Effekten av ferdsel på lokaliteten vil videre være veldig avhengig av forekomst av de ulike elementene. Her er kulturminner og sårbar vegetasjon nært ilandstigningspunktet, således veldig utsatt. Mens korte dagsbesøk forventes å ha liten eller ingen effekt på faunaelementene som ligger lenger fra ilandstigningspunktet. Figur hentet fra Hagen et al. 2012b.

Tidsaspektet for eksponering er også relevant. Noen påvirkningsfaktorer vil innebære lang tids eksponering, som ved gjentatt ferdsel langs samme sti over flere år, mens andre kan være relativt avgrenset i tid, som forurensning i forbindelse med utslipp forårsaket av ulykker. Eksponeringsgraden på en ressurs er en funksjon av både styrken (mengde, konsentrasjon) på eksponeringen og eksponeringens utstrekning i tid og rom (**Figur 3.4 a**). Normalt vil sårbarheten til en ressurs være størst ved høy eksponering til påvirkningsfaktoren over lang tid på stor romlig skala. Kortere perioder med høy eksponering, eller lav eksponering over lang tid og lokal eksponering i særlig viktige leveområder kan medføre store effekter på ressursen. Dette vil være avhengig av ressursens sensitivitet til eksponering for påvirkningsfaktoren (**Figur 3.4 b**), der eksponeringsgraden vurderes langs både tid-, rom- og styrkeaksene og nødvendigvis i relasjon til den aktuelle skalaen på ressursen, gitt ved målsetningen for sårbarhetsvurderingen.



Figur 3.4 a) Eksponeringsgraden en påvirkningsfaktor utsetter en ressurs for er en funksjon av både styrken på eksponeringen og utstrekning i tid og rom. **b)** En ressurs sårbarhet vil normalt være avhengig av både ressursens sensitivitet til påvirkningsfaktoren og eksponeringsgraden, der eksponeringsgraden må vurderes både langs tid, rom og styrke-aksen (a).

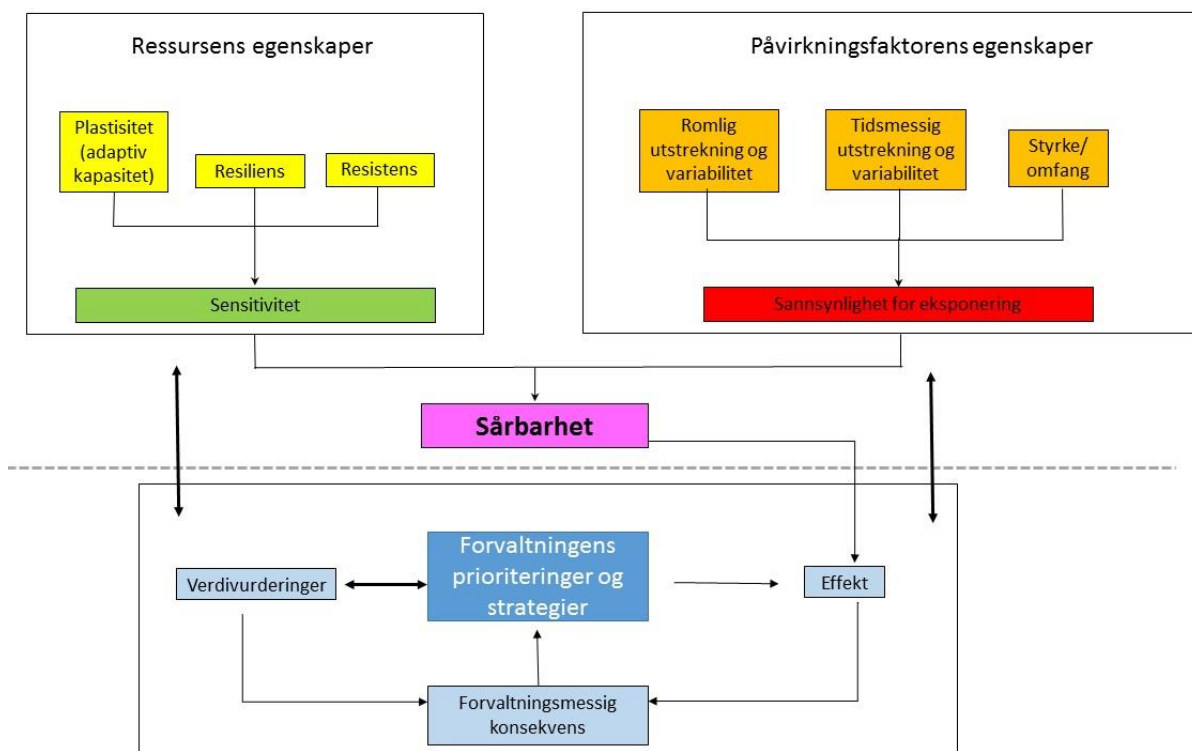
Innsamling av data på stor skala kan ha liten relevans for en sårbarhetsvurdering på lokal skala og visa versa. Et aktuelt eksempel på relevansen av skala er arbeidene Norsk Polarinstitut har gjort for de store verneområdene på Øst-Svalbard (Overrein et al. 2011) og Vest-Svalbard (Vongraven (red.) 2014). I rapporten er det gjengitt aggregerte data for hekkende sjøfugl, hvor hekkeobservasjoner av de mest sårbare artene er brukt til å aggregere forekomst av sårbare sjøfuglforekomster i hekketida i 10x10 km rutenett. Disse analysene gir ikke grunnlag for vur-

deringer av sårbarhet på enkelte lokaliteter (jf. kapittel 5.1 i denne rapporten), men de gir en indikasjon på spesielle hekkeforekomster av mange sårbare arter innenfor begrensede arealer, og i så måte en relativ betydning av enkelte arealer i forhold til andre. For å vurdere sårbarheten til disse arealene må dette kombineres med risikovurdering av relevante påvirkningsfaktorer. I forhold til relevans for forvaltning av ferdsel på lokalitetsnivå, må kartleggingen av ressurs og påvirkning gjøres på en mye mindre skala og på den faktiske lokaliteten, slik som f.eks. gjort av Hagen et al. (2012b) i noen av de samme områdene på Vest-Svalbard. Begge tilnærminger har relevans for vurdering av sårbarhet på Vest-Svalbard, der den ene er mest relevant for påvirkninger som også virker på stor skala, som f.eks. oljeutslipp eller større ferdselsbevegelser som ved hjelp av båt eller helikopter, mens den andre er relevant bare for påvirkninger som skjer på lokal skala som potensiell sårbarhet for ilandstigning og ferdsel på den enkelte lokaliteten.

Konsekvens av påvirkningen er den andre komponenten som utgjør grunnlaget for risikovurdering (i tillegg til sannsynlighet for eksponering). En vurdering av konsekvens må gjøres i flere etapper, først gjennom registrering av målbar effekt og deretter som vurdering av forvaltningsmessig konsekvens (dvs. hva er betydningen av den målte effekten). Forholdet mellom effekt og konsekvens drøftes i kapittel 3.3.2).

3.3 Sårbarhet og forvaltning av naturverdier

Basert på kunnskap om ressursen og påvirkningen skal forvaltningen inn å vurdere og prioritere tiltak og handlinger basert på politiske og verdiforankra føringer. Da behøves nye vurderinger og det brukes andre begreper som også trenger en gjennomgang og avklaring (**Figur 3.5**). Tilsvarende som i **Figur 3.1** har vi forsøkt å illustrere sammenhenger og inkluderer de mest sentrale begrepene.



Figur 3.5. Sammenhenger mellom konsekvenser, forvaltningsmessige tiltak og sårbarhet. Forvaltningen forholder seg til sårbarhet langs flere akser, både mot påvirkningsfaktorene og mot ressursene. Forvaltning innebærer å vurdere kunnskapen opp mot tilgjengelige ressurser og prioritering av tiltak, der noen tiltak begrenser påvirkningen, mens andre tiltak kan gå på å minske sensitiviteten til ressursen.

3.3.1 Verdi, strategi og sårbarhet

Det kan i enkelte sammenhenger herske en viss forvirring omkring forholdet mellom verdi, strategi og sårbarhet. Det er helt vesentlig å skille mellom disse begrepene og vite hva de bidrar med inn i konkret forvaltning.

Verdi er et omfattende og problematisk begrep innen naturforvaltningen. Omfattende fordi alle tiltak i naturforvaltningen og plansystemet baseres på en eller annen form for generell eller spesiell verdisetting, problematisk fordi all verdisetting i bunn og grunn er subjektiv. For en god og gjennomsliktig forvaltning er det derfor avgjørende at det eksisterer gode kriterier for hva slags verdi man oppgir og hva som utløser slik verdi (Sutherland 2004). I konsekvensanalyser skilles det gjerne mellom prissatt verdi og ikke prissatt verdi. Vanlige økonomiske ressursverdier er eksempel på det første, mens naturverdi er eksempel på det siste (Anon 2013).

Naturverdi er tradisjonelt knyttet til egenskaper som sjeldenhet, representativitet, del av system (inkludert mangfold), utforming (primære kriterier), og i en mer bruksspesifikk sammenheng, vitenskapelig verdi, undervisningsverdi og allmenn verdi (sekundære kriterier jf Erikstad et al. 2008). Tradisjonelt har verdivurderinger resultert i angivelser på en eller annen form for verdiskala, f.eks. nasjonal, regional og lokal verdi (ofte i bruk i forbindelse med vern), stor, middels og liten (ofte i bruk i konsekvensutredninger) eller A, B og C som er i bruk ved biologisk mangfoldkartlegging etter DN-håndbok 13. Verdien kan i noen tilfeller knyttes til et område der ressursen forekommer, og til bestemte livshistoriske hendelser (blomstring, gyting, hekking, kalving, parring, fjær- eller hårfelling). Et område kan være både viktig og verdifullt, selv om ressursen ikke er spesielt sårbar.

Valget av romlig skala (størrelsen på området som verdivurderingen skal gjøres i forhold til) spiller en stor rolle for utfallet av vurderingen. For eksempel vil sjeldenhet på global skala være noe annet en sjeldenhet på nasjonal og i særdeleshet lokal skala. Jo mindre område sjeldenhet vurderes innenfor, jo mindre betydning får sjeldenhet som verdikriterium. Verdikriteriene påvirkes også av hvor snevert avgrenset den vurderte enheten er (for eksempel hvilket generaliseringsnivå naturtypen som skal verdivurderes representerer). Dette illustreres tydelig i systemet Naturtyper i Norge (NiN; Halvorsen et al. 2008) med inndelingen i hovedtyper og grunntyper. Få «grove» naturtyper (eks. myr) er sjeldne, mens svært spesifikke typer (eks. ekstremrik myr i fjellet), vil nesten alt kunne oppfattes som unikt. Rent teoretisk kan man hevde at sjeldenhet møter representativitet når «populasjonen» av vurderte enheter går mot 1 (dvs. når noe er så snevert definert at det bare finnes en eller to forekomster totalt så vil disse både være typiske og sjeldne på samme tid).

Strategi er en prioriteringsrekkefølge av forvaltningstiltak vi velger av ulike grunner (f.eks. ut fra et gitt trusselbilde) og som gjør at vi prioriterer en type egenskap eller forekomst framfor en annen. At en naturtypeforekomst har prioritet betyr ikke at den har større verdi. Slik fungerer naturforvaltningen og slik skal den også virke, men det er viktig å være oppmerksom på at slike prioriteringer gjøres og at de har konsekvenser. Hvis ikke kan svært viktige og verdifulle naturforekomster gå tapt fordi de for tiden ikke har prioritet, til tross for at de skårer høyt i forhold til vedtatte verdikriterier.

Sårbarhet er ikke et uttrykk for verdi, men en del av kunnskapsgrunnlaget for å etablere en forvaltningsstrategi. De viktigste sårbarhetsanalysene i norsk sammenheng er rødlistevurderingene. Rødlistene rangerer arter og naturtyper etter sannsynligheten for utdøing. En rødlistet art er i prinsippet ikke mer verdifull enn en som ikke er rødlistet (som art), men plasseringen av den på rødlista signaliserer at den står i fare for å dø ut. Sårbarhet og verdi kan møtes hvis en art eller forekomst er så presset eller sjelden at sjeldenhetskriteriet (som verdikriterium, se over) slår inn. I tillegg kan et område med rødlistearter være verdifullt etter kriteriet «del av system» for å opprettholde biodiversitet. Dette er tydelig illustrert i modell for sårbarhetsvurdering av ilandstigningslokaliteter på Svalbard (Hagen et al. 2012b).

Kriteriebasert verdisetting vil alltid ha en begrensning. Dette er koblet til verdisettingens natur som per definisjon har og må ha elementer av subjektivitet knyttet til seg. Dermed vil vi stadig vekk komme i situasjoner der det kan være vanskelig å belegge hvorfor noe er verdifullt. Det kan for eksempel være diffuse egenskaper som gjør at et område oppfattes som svært vakkert eller det kan være økologiske funksjoner som er vanskelige å dokumentere. En strikt og formell bruk av kriterier kan føre til en nedvurdering av den verdien man vet at området har. Det kan argumenteres med at verdivurdering uten bruk av fastsatte kriterier bør unngås, fordi den i mindre grad er etterprøvable. Men siden all verdivurdering har elementer av subjektivitet knyttet til seg er det desto viktigere at denne typen vurderinger blir klart begrunnet som et tillegg til de fast definerte kriteriebaserte, fremfor å tøye verdikriteriene for å fange alle vurderinger som ikke passer i det kriteriebaserte systemet. Den klare begrunnelsen er også viktig for å styrke legitimiteten til verdivurderingen, siden (implisitte) verdivurderinger oftere kan bli grunnlag for interessekonflikter rundt vurderingen av ressurspåvirkning (Stern 2008).

3.3.2 Effekt og konsekvens

All menneskelig bruk av naturen har en effekt på naturen, i den forstand at bruken forårsaker en eller annen forstyrrelse, påvirkning eller endring. Dette er et faglig faktum og en viktig forvaltningsmessig påminning. Om, eller hvor «skadelig» en slik effekt er, vil variere med typen aktivitet/påvirkning, hvilken ressurs som påvirkes og hvilke verdivurderinger som legges til grunn. For eksempel er formålet med Svalbardmiljøloven (2001) å opprettholde et «*tilnærmet uberørt miljø på Svalbard*», men det skal være rom for «*miljøforsvarlig bosetting, forskning og næring*» (§ 1). Her legger en til grunn både at bruk skal finne sted og at en effekt på naturen må påregnes, men loven markerer at det er noen bruksformer og miljøeffekter som ikke er akseptable. Paragrafene senere i loven prøver å klargjøre og hjelpe forvaltningen med å «sortere ut» bruk som er uakseptabel, men hverken lov eller forskrifter kan bli så presise og omfattende at de gir forvaltningen en enkel jobb. Å dokumentere eller å sannsynliggjøre **økologiske effekter** av ulike former for bruk og påvirkning er fagfolkens jobb, og her utgjør kunnskap om artens, bestandens eller systemets sårbarhet et vesentlig grunnlag. Innenfor fagfeltet konsekvensvurderinger og miljørisikoanalyser er det gjerne snakk om å beregne en potensiell effekt/påvirkning ut fra en planlagt aktivitet. Forskjellige ressurser vurderes, og et vesentlig aspekt er ressursenes sårbarhet overfor påvirkningen. Viktige ressurser kan være lite sårbare og påvirkningen gir dermed ingen alvorlig eller omfattende **effekt**, mens andre ressurser kan være svært sårbare overfor den gitte påvirkningen og gir dermed stor effekt.

Kunnskapen om effekten av en bestemt type bruk eller påvirkning er et viktig av grunnlagene til når forvaltningen skal konkludere om den **forvaltningsmessige konsekvensen** av påvirkningen. Så der effekt er en konkret og målbar størrelse er **konsekvens** en funksjon av verdi, sårbarhet og påvirkning. Tankesettet om at all bruk har en effekt, og om nivåforskjellen mellom økologisk effekt og forvaltningsmessig konsekvens står helt sentral i forvaltningsmodellen *Limits of acceptable change* – LAC (Stankey et al. 1985), noe også modellnavnet tilsier: Grenser for akseptabel endring (dvs. akseptabel effekt).

Spørsmålet om hva som er **akseptabelt skadeomfang** (estetisk, biologisk) må vurderes i forhold til restriksjonsnivå og forvaltningsregime (se Vistad et al. 2008). Hva som er akseptabelt varierer også i tid og rom. I en gitt situasjon kan for eksempel en tydelig sti være uproblematisk og innebære fordeler som overstiger ulempene, mens det i en annen situasjon vil være uakseptabelt. En moderat vegetasjonsskade kan også aksepteres, men om den forverres kan den nå et uakseptabelt nivå. Å definere dette nivået er ikke en objektiv faglig øvelse. Det dreier seg for eksempel om å balansere vern og muligheten for opplevelse. Og "balansepunktet" er gjerne noe en bestemmer seg for på grunnlag av forvaltningsmål. Et annet grunnlag for LAC er at ulike delområde innenfor et hele (f.eks. ulike soner innenfor en nasjonalpark eller ulike deler av Svalbard) kan ha ulike verne- eller forvaltningsmål. Dvs. at en viss økologisk effekt i ett delområde kan utløse en streng forvaltningsmessig reaksjon, mens en tilsvarende effekt i et annet område kan bli neglisjert til fordel for andre samfunnsinteresser eller forvaltningsmål. Den for-

valtningsmessige konsekvensen av samme målte effekt er dermed forskjellig i de to situasjonene.

3.4 Sårbarhet og usikkerhet

Sårbarhetsvurderinger vil ha usikkerhet knyttet til seg. Det vil være usikkerhet knyttet til kunnskapsgrunnlaget for påvirkningsfaktorenes effekt på ressursen slik vi kjenner det i dag, usikkerhet knyttet til fremtidig sannsynlighet for eksponering, og usikkerhet knyttet til ressursens sensitivitet for påvirkningsfaktoren i fremtiden.

Usikkerhet knyttet til kunnskapsgrunnlaget for påvirkningsfaktorenes effekt på ressursen slik vi kjenner det i dag kan kvantifiseres ved innsamling av egnede data og bruk av egnede statistiske metoder. Statistisk metodikk er og blir i stor grad utviklet for å håndtere og måle denne type usikkerhet. Ofte vil kvaliteten på datagrunnlaget være det som er avgjørende for hvor stor usikkerhet man har i sammenhengen mellom eksponering og effekt på ressursen. Forskning av høy kvalitet vil i prinsippet kunne skaffe gode data som egner seg for å beregne effekter med lav usikkerhet, men både etiske og praktiske forhold kan gjøre dette vanskelig. Det vil for eksempel ofte være gode etiske argumenter for at allerede sjeldne ressurser ikke utsettes for et økt stressnivå i form av intensiv forskning. Det er også mange påvirkningsfaktorer, som for eksempel forurensning og klima, som av etiske og praktiske grunner ikke kan manipuleres eksperimentelt på relevant økologisk skala i tid og rom. Dette innebærer at den mest effektive forskningsmetodikken ikke er tilgjengelig, og dermed at observasjonelle metoder i form av tids-serieanalyser, case studier og modellbasert oppskalering av små-skala eksperimenter til økologisk relevant skala i tid og rom blir nødvendig. I slike situasjoner bør modellusikkerhet og usikkerhet knyttet til effekten av samvarierende faktorer inkluderes i usikkerhetsberegningene.

Usikkerhet knyttet til fremtidig eksponering er betydelig vanskeligere å vurdere. Sannsynligheten for eksponering for påvirkningsfaktorene man er interessert i vil som oftest være bestemt av menneskelig aktivitet. Fremtidig eksponering vil derfor i stor grad være avhengig av utviklingen i samfunnet lokalt og/eller globalt, inkludert økonomisk og teknologisk utvikling og politiske valg. Samfunnets vilje og tilpasningsevne til miljøforandringer vil også være avgjørende i slike vurderinger. Totalt sett innebærer dette at det vil være stor usikkerhet knyttet til framtidig eksponering, en usikkerhet som er vanskelig å beregne. Klimaforskning er eksempel på et forskningsfelt som har lagt ned betydelig arbeid i å vurdere usikkerhet i projeksjonene.

Usikkerhet knyttet til ressursens sensitivitet for påvirkningsfaktoren i fremtiden kan også være stor. Dette skyldes at økologiske systemer ikke er statiske. Ressurser kan tilpasse seg endringer i eksponering over tid gjennom evolusjonære prosesser, adferds forandringer, og små-til storskala forandringer i utbredelse. Ressursenes adaptive kapasitet er i de fleste tilfeller lite kjent. I tillegg vil effekten av en påvirkningsfaktor være avhengig av den totale situasjonen for ressursen. For eksempel vil en populasjon som lever under generelt gode miljøforhold kunne tåle betydelig eksponering for en påvirkningsfaktor, mens en som lever nært grensen av det som er levedyktig kan føres over i en negativ populasjonsutvikling og utdøing ved samme eksponering. Synergier mellom påvirkningsfaktorer kan gi effekter som det er lite kunnskap om i dag. Mangelfull kunnskap om slike synergier kan skyldes at eksponeringen for en av disse påvirkningsfaktorene er ubetydelig i dagens samfunn.

Adressering av usikkerhet kommer til å bli et viktig tema i fremtidige analyser. Det vesentlige i denne sammenhengen er ikke om dette gjøres ved hjelp av kvalitative eller kvantitative metoder, men at det er basert på etterprøvbare kunnskaper.

3.5 Samlet sårbarhet

Begrepet samlet sårbarhet er ikke så mye brukt i praktisk forvaltning. Det har først og fremst vært brukt relatert til klimavirkninger og i svært brei betydning, som omfatter summen av sårbarhet knyttet til naturmiljø, sosioøkonomi og institusjoner (Aall 2011, Brunner et al. 2004). For

denne utredningen er det samlet sårbarhet knyttet til naturmiljø som er relevant. Samlet sårbarhet kan da defineres som sannsynlighet for en samlet effekt, men det er ikke åpenbart hva dette egentlig innebærer og det blir ganske abstrakt. Vi velger derfor å gjøre en tolkning av begrepet der vi baseres oss på:

- vår kjennskap til de to beslektede begrepene **samlet belastning** og **sumvirkning** (inkludert kumulativ effekt)
- at sårbarhet forholder seg til både påvirkningsfaktorenes og ressursens egenskaper (jf. vår konseptuelle modell i **Figur 3.1.**)

En vurdering av **samlet belastning** er lovfestet i naturmangfoldloven § 10 (økosystemtilnærming og samlet belastning) og Svalbardmiljøloven § 8 «Enhver virksomhet som iverksettes på Svalbard, skal vurderes ut fra den samlede belastning som naturmiljø og kulturminner da vil bli utsatt for». I grunnlaget for naturmangfoldloven er prinsippet om samlet belastning beskrevet som den totale belastning et økosystem utsettes for, og at det avgjørende for miljøet er den samlede effekten av alle faktorer som påvirker miljøtilstanden (Anon 2004). Prinsippet om samlet belastning betyr at effekten av en påvirkning ikke skal vurderes isolert, men sees i lys av den samlede belastningen «miljøet» eller et område utsettes for. Det er spesielt i konsekvensvurderinger at prinsippet kommer til uttrykk, inkludert strategiske miljøkonsekvensvurderinger, der konsekvenser av enkelttiltak eller naturinngrep ikke skal sees isolert, men i sammenheng med andre tiltak (Holth & Winge (red.) 2014).

Begrepet **sumvirkning** (eller kumulativ effekt som ofte brukes i samme betydning) kan omfatte ulike forhold, for eksempel ved tekniske inngrep (etter Erikstad et al. 2009):

- Summen av virkning av større tiltak som ofte dekker store områder og der virkningene kan være forskjellige for ulike deler av det berørte området.
- Den samlede effekten av et tiltak på ulike fagtema i samme område (naturmiljø, friluftsliv, kulturmiljø, landskap, osv).
- Virkning av et tiltak vurdert i forhold til inngrep som finnes fra før og de som er under planlegging (totalt inngrepsbilde), eller samlet påvirkning fra flere påvirkningsfaktorer.
- Summen av virkningen av en gruppe tiltak av samme type innen et gitt område gjerne der virkningen av enkelttiltak vurderes som små.

Den første og andre forståelsen av begrepet vil normalt dekket av en ordinær konsekvensundersøkelse eller miljøundersøkelse som dekker mange tema for et enkelt tiltak. Den nest siste definisjonen kalles gjerne "kumulativ effekt". En kumulativ effekt legger sammen mange effekter (fra ulike typer påvirkning). Kumulativ effekt vil imidlertid være av betydning når konsekvensen av nye inngrep (eventuelt sumvirkningene av en serie nye inngrep) skal vurderes med hensyn til hvilken betydning dette eller disse inngrepene får. En kumulativ effekt vil også omfatte samlet påvirkning fra flere påvirkningsfaktorer på samme tid og sted (for eksempel klima + fremmede arter + ferdsel).

Man kan tenke seg tilsvarende for samlet sårbarhet – det kan være kumulativ, eller det kan være summen av all sårbarhet fra alle påvirkningsfaktorer på alle ressurser (da kan det kanskje bedre benevnes *Total sårbarhet*). I og med at vi innledningsvis slo fast at samlet sårbarhet angir sannsynlighet for en økt samlet effekt (pkt 3 ovenfor) følger det at det er den siste forståelsen som er rimelig. Vi kan da skille mellom begrepene:

- Summert sårbarhet: sårbarhet summert for en gitt påvirkningsfaktor for alle relevante ressurser i et område.
- Kumulativ sårbarhet: sårbarhet for en gitt ressurs i forhold til alle relevante (eller en spesifisert gruppe) påvirkningsfaktorer
- Samlet sårbarhet (total sårbarhet): total sårbarhet, dvs. summen av sårbarhet for alle relevante påvirkningsfaktorer for alle relevante ressurser (i forhold til dagens situasjon, dvs. med dagens samlede belastning som utgangspunkt).

Vurdering av samlet sårbarhet er dermed ikke lett å håndtere i praksis. For det første er naturmangfoldet stort og det må forventes kunnskapsmangel knyttet til både hva som er relevant og hvordan sårbarheten måles for alle ønskelige komponenter. Unøyaktigheter her vil forstørres ved oppsummering av faktorene eller ved konstruksjon av indekser. For det andre er det ingenting som tilsier at sårbarhet kan måles som en lineær egenskap og enkelt summering vil dermed fort bli meningsløs. Vi vet at mange systemer har en robusthet mot endringer innenfor en viss grense (tålegrense). Overskrides denne vil virkningen kunne bli dramatisk. Sannsynligheten for en slik dramatisk effekt på en komponent vil fort bli skjult ved en enkel summering av komponentene. Det er med andre ord en alvorlig fare for å undervurdere samlet sårbarhet.

Med utgangspunkt i dette og i generelt varierende kunnskapsnivå mener vi at det på nåværende stadium er bedre med en oppdelt kvalitativ analyse der det tas hensyn til maxverdier for ulike sårbarhetskomponenter og fare for at tålegrenser overskrides. De studiene som har sett på samlet sårbarhet har i praksis sett på kumulativ sårbarhet for enkeltorganismer eller svært avgrensede komponenter i økosystemet (e.g. Kennedy 1995, Routh et al. 2014). For hver enkelt komponent må kunnskapsnivået være så stort at slike tålegrenser faktisk kan beskrives og kvantifiseres før man kan etablere et etterprøvbart mål på samlet sårbarhet.

4 Påvirkningsfaktorer

Det er definert fem hovedpåvirkningsfaktorer på naturmiljø og biologisk mangfold globalt, nemlig arealbruk og habitatødeleggelse, klimaendringer, forurensing, fremmede arter og overbeskatning (MEA 2005, CBD 2010). Denne beskrivelsen gjelder også for polare miljø, selv om omfanget og effekter av de enkelte faktorene kan ha en noe annen rangering enn i andre regioner.

I en forvaltningssituasjon er det nyttig å gruppere påvirkningsfaktorene i forhold til det geografiske nivået de påvirker og forvaltningens handlingsrom. Flere av faktorene virker globalt, som klimaendringer og langtransportert forurensing og er utenfor rekkevidde for lokale og regionale forvaltningsmyndigheter. Andre faktorer virker på mindre skala, som arealbruk knyttet til ferdsel eller tekniske inngrep, hvor lokal og regional forvaltning og lokale aktører kan påvirke og sette i verk tiltak for å hindre eller avbøte negativ utvikling. I praksis er det også et samspill mellom lokal og global påvirkning (Brown et al. 2013), for eksempel at klimaendringer kan påvirke både mulighetene for og effektene av ferdsel eller spredning av fremmede arter. I denne rapporten er vi bedt om å konsentrere oss om de faktorene som lokale og regionale forvaltningsmyndigheter kan gjøre noe med, og ikke fokusere på de globale. Der de globale faktorene klimaendringer og langtransportert forurensing har en klar relasjon til de lokale eller på annen måte er svært vesentlig for lokal forvaltning blir de omtalt. Vi er bedt om å ha en ekstra oppmerksomhet på ferdsel som påvirkningsfaktor.

Påvirkningsfaktorene har egenskaper som er av betydning for deres effekt på ressursene. Slike overordna egenskaper er beskrevet og drøftet i kapittel 3 (**Figur 3.1**). De enkelte påvirkningsfaktorene har forskjellige egenskaper som er nøkkelen for å fange opp trusselbildet i en gitt situasjon. Nedenfor vil vi beskrive egenskaper ved de fem påvirkningsfaktorene i polare strøk, og gi en grov oppsummering for hver faktor når det gjelder risikovurdering i forhold til påvirkning.

Arealbruk og habitatødeleggelse

Arealbruk og habitatødeleggelse er den påvirkningsfaktoren som i dag har størst direkte effekt på biologisk mangfold og forringelse av naturmiljø globalt (CBD 2010). Polare strøk har relativt sett mye mindre direkte habitatødeleggelse enn andre regioner, men lokalt er dette en faktor som kan ha store effekter. Generelt er det økende press på arktiske områder fra mineral- og oljeindustrien, shipping, nye isfrie transportkorridorer til havs, store fiskerier, turisme og tilhørende infrastruktur på land.

Denne påvirkningsfaktoren er utfordrende fordi den samtidig også representerer en politisk ønska aktivitet i Arktis. Det er ønske om utvikling og næringsvirksomhet som krever infrastruktur, men nedbygging av areal kan gi uønsket påvirkning. Forvaltningsmessig har den paralleller til faktoren Høsting/overbeskatning siden det er viktige, men ofte vanskelige grenseganger mellom det som er ønsket (høsting) og det som ikke er ønsket (overbeskatning).

Arealbruk og habitatødeleggelse omfatter både direkte nedbygging av areal og tilhørende ferdsel. Nedbygging av areal til nærings- eller boligformål og tilhørende infrastruktur har naturlig nok en direkte ødeleggende effekt på de arealene som blir berørt. Denne typen påvirkning kan framstilles gjennom kart og dokumentasjon av arealinngrep. Inngrepsfri natur (INON) er en parameter som brukes for å dokumentere nedbygging av areal. Den er utviklet for norsk fastland (<http://inonkart.miljodirektoratet.no/inon/kart>) og er under tilpasning for Svalbard. All nedbygging gir mindre uberørt natur. Dette er en parameter som alltid vil bevege seg i negativ retning over tid, selv om omfanget (styrken) på aktiviteten er liten og i stor grad under politisk og forvaltningsmessig styring. Restaurering av naturinngrep i Arktiske områder har så langt vært gjennomført i begrenset omfang og mest som eksperimenter og utprøving av metoder, mens det knapt finnes eksempel på storskala fjerning av tekniske inngrep for å tilbakeføre områder til «inngrepsfri natur» (Hagen & Evju 2013).

All menneskelig virksomhet genererer ferdsel, enten motorisert (til sjøs, på land og i lufta) eller ikke-motorisert (til fots, på ski, med segl). Ferdsel har effekt på naturmiljø og det finnes flere studier som ser på effekter av ferdsel og forstyrrelse i polare strøk på ulike arter og miljøer og relatert til ulike typer ferdsel (e.g. Vistad et al. 2008 med referanser, Overrein et al. 2002 med referanser). Effekter av ferdsel er avhengig av 1. egenskaper ved selve ferdselen (hvem ferdes, hvordan ferdes de, hvor og når ferdes de), og 2. egenskaper til de områdene det ferdes i (fysiske forhold, hvilke naturtyper og arter er til stede). Ikke alle effekter av ferdsel er et forvaltningsmessig problem. Forvaltningen og reiselivet på Svalbard har også lenge vurdert spørsmålet om en bør regulere total-omfanget av turismen, eller om en skal styre og forvalte den turismen og de turistene som søker seg til Svalbard. Foreløpig har en lagt seg på det siste alternativet (Sysselmannen på Svalbard 2006). Disse sammenhengene og temaene er grundig drøftet av Vistad et al. (2008) og Hagen et al. (2012b).

Ferdsel – trusselbilde og risiko:

Det finnes data som bekrefter at totalomfanget av ferdsel i polare strøk har økt jevnt gjennom de siste tiårene, selv om også noen områder har hatt perioder med nedgang og andre områder har svært liten vekst (www.arctic.ru; www.iaato.no). Det er generelt best oversikt over omfanget for turisnæringa og turister og delvis for forskere, ettersom disse ofte har en registreringsplikt, mens det generelt er mindre oversikt over ferdsel fra lokalbefolkning og andre næringsutøvere. Data som viser utvikling av ferdsel i tid, rom og intensitet varierer mye mellom land. For Svalbard finnes det data som viser hvor mange som ankommer øygruppen med fly per år. I tillegg har Sysselmannen statistikk som viser antall besøkende og hvilke ilandstigningslokaliteter som er besøkt per år siden 1996 (www.sysselmannen.no). Det finnes ikke systematiske arealdata på hvordan enkeltlokaliteter blir brukt eller om bruken er endret over tid, men turistorganisasjonen AECO har en egen cruisedatabase som også inneholder opplysninger om hvilke aktiviteter som foregår på lokalitetene (<http://www.aeco.no/>). I Antarktis er det turistorganisasjonen IAATO som sitter på statistikk over besøk i enkeltlokaliteter (<http://iaato.org/tourism-statistics>). For Canada, Grønland og Russiske arktiske øyer finnes det også statistikk på antall ilandstigninger, men det er en stor utfordring at data er fragmenterte og vanskelig tilgjengelige. Kunnskap om ferdselens egenskaper i polare strøk finnes generelt på grovt nivå, som kan gi grunnlag for mer generelle forvaltningsstrategier. Det er stor variasjon i tilgang på romlige og temporære data eller data om intensitet som er relevant for forvaltning av enkeltlokaliteter der ferdsel kan medføre konflikt med naturverdier.

Ulike arter og livsmiljøer har ulike toleranse for ferdsel og derfor vil effekter av ferdsel variere mye - også mellom områder med samme ferdselspåvirkning. Det er mulig å identifisere arter, livsmiljøer eller vegetasjonstyper som tåler lite påvirkning før det oppstår en lett registrerbar effekt (se konkret beskrivelse i kapittel 5.1.1). En vurdering av trusselbilde må bygge på kunnskap om forekomst av sensitive områder og kunnskap om dagens og forventet framtidig bruk. Både vitenskapelig kunnskap, ekspertvurderinger og erfaringsbasert kunnskap fra brukere og forvaltning er nødvendig for å vurdere trusselbilde, både på stor og liten skala.

Arealbruk og habitatødeleggelse (inkl. ferdsel)	Oppsummering av påvirkningens egenskaper
Tid (historikk, utvikling, sesong)	Ferdsel: stabil eller økende, særlig sommerstid (reiseliv, forskning). Lokalbefolkning – ganske stabil. Ferdsel i form av arktisk båttransport er sannsynlig vis sterkt økende, pga. redusert havis. Utbygging /nedbygging: strengt regulert, men varierer mellom land. Økt press fra mineral- og oljenæring i deler av Arktis, både på land og marint.
Rom (hvor – stor/liten skala)	Økende utstrekning (større isfrie områder). Aktivitet på land i all hovedsak konsentrert til små lokaliteter med båttilgang. Marint er utstrekningen kraftig økende, både som et resultat av mindre is, men aktivitetene går også inn i isfylte farvann.
Styrke (hvordan påvirkes det, in-	Relativt stabilt/svakt økende intensitet. Ny mineralindustri kan lokalt gi

tenst/diffust)	intens påvirkning. Påvirkning fra ferdsel er ganske forutsigbart og koblet til type virksomhet. Transport til sjøs vil øke sterkt i omfang, pga. redusert transporttid.
Mulighet for akutt, omfattende påvirkning	Lite sannsynlig for den ikke-motoriserte ferdselen – både til lands og til vanns. Store båter og drivstoff/tankbåter (fare for utslipp) utgjør størst risiko (fiske, transport, turisme, oljevirksomhet). Større industri- og oljeinstallasjoner: større usikkerhet/risiko. Økende helikoptertrafikk i forbindelse med mannskapsbytter i petroleumsvirksomhet i marine områder et potensielt problem.
Samla risiko for eksponering/påvirkning	Svært avhengig av graden av kontroll/styring på faktisk aktivitet. Turismen er i hovedsak gjennomorganisert og lett kontrollerbar (avhengig av kunnskapskrav og samarbeid). Forskingen er mer «autonom». Industribygging-, båttransport, mineral- og oljeutvinning er gjerne styrt av tunge og internasjonale større politiske prosesser som er mindre håndterbare lokalt.

Fremmede arter

Fremmede arter er en av hovedtruslene mot biologisk mangfold (Chapin et al. 2000, Vilà et al. 2010). Artsdatabankens fremmedartsvurdering (Gederaas et al. 2012) bruker IUCN sin definisjon på fremmede arter: «arter, underarter eller lavere taxa som har fått menneskets hjelp til å spre seg utenfor sitt naturlige utbredelsesområde og spredningspotensiale». Dette inkluderer også sekundær spredning videre ut fra det stedet der arten er introdusert.

Fremmede arter kan påvirke polare økosystemer gjennom flere ulike mekanismer. Fremmede arter som etablerer seg i et nytt område vil okkupere arealer og habitater der de naturlig forekommende artene allerede finnes og medføre ubalanse i funksjonen og dynamikken til lokale økosystemer. Fremmede arter kan krysse seg med nærstående taxa og føre til genetiske endringer og dermed påvirke evolusjonære tilpasninger som er utviklet over svært lang tid. Et eksempel er tilsåing med kommersielle frøblandinger i arktiske bosettinger som inneholder framavla sorter (genetiske varianter) av samme art som også finnes lokalt (Hagen 2001). Dette er arter som vil ha større sannsynlighet til å produsere modne frø ved bare svak økning i sommertemperatur (Müller et al. 2011). I tillegg kan fremmede mikroorganismer og sykdommer føre til effekter på polare arter og dermed samspill mellom arter. Hvalrossen forventes å eksponeres for nye sykdommer og parasitter som resultat av varmere klima (se Kovacs og Lydersen 2008, Kovacs et al. 2011).

Effektene av innførte arter på naturlige økosystem kan variere fra ingen til svært dramatisk. Konsekvenser av introduksjoner er avhengig av 1. omfang, frekvens og egenskaper ved de fremmede artene («invasiveness»), og 2. egenskapene i det miljøet de introduseres til («invasibility») (Gederaas et al. 2012; Lebouvier et al. 2011 med referanser) (jf. også **Figur 3.1**). Generelt er forekomst og spredning dårlig dokumentert og det er lite kunnskap om de fremmede artene sin evne til å etablere seg og spre seg i polare miljøer. Det foregår nesten ikke overvåking som kan beskrive utvikling over tid for enkeltarter eller habitater (Sysselmannen upubl. høringutkast til handlingsplan for fremmede arter).

Trusselbilde og risiko:

Klimatiske begrensninger og tilgjengelighet har gjort at polare strøk i mindre grad enn andre regioner har vært utsatt for press fra fremmede arter, men dette er i ferd med å endres (Lassui & Lewis 2013, Stachowicz m.fl. 2002). Klimaendringer, globaliseringen og økt internasjonal handel øker potensialet for utilsiktet spredning av arter over landegrenser og mellom kontinenter (Ruiz & Hewitt 2009, Hagen et al. 2013). I de fleste polare områder er det lovverk som regulerer og delvis forbyr innførsel av fremmede arter. Men noen fremmede arter har kommet inn før reguleringen som resultat av tilsiktet utsetting av arter til nye områder (for eksempel ved tilsåing eller utsetting for jakt). I dag er det et økende problem at fremmede arter kommer med

som blindpassasjerer «på lasset» ved transport med folk og varer (Ware et al. 2011). Alle typer menneskelig aktivitet representerer vektorer for fremmede arter, som shipping/transport, fiske-ri, mineralutvinning og turisme (Lassui & Lewis 2013). Dermed vil trusselbilde for fremmede arter henge tett sammen med utvikling av all aktivitet i polare strøk og med endringer i klima. Det er størst sannsynlighet for at fremmede arter etablerer seg i områder nær menneskelig virksomhet og der folk ferdes. Gjentatt innførsel av fremmede arter («påfyll») forventes å øke risikoen for at arten på sikt klarer å etablere seg.

Polare miljøer har generelt færre arter og enklere næringskjeder enn mer tempererte økosys-temer. Det er dokumentert at dette kan øke risikoen for homogenisering og redusere robusthe-ten (resiliens) mot andre miljøendringer (Shaw et al. 2010). Dette indikerer høy «invasive-ness». En rekke av de artene som introduseres til ekstreme, polare miljøer vil imidlertid av kli-matiske årsaker ikke være i stand til å etablere og spre seg, noe som indikerer lav «invasibili-ty». En sårbarhetsvurdering knyttet til fremmede arter må inkludere begge disse faktorene. Oversikt over de reelle «problemartene», de mest sårbare miljøene og hvor det foregår men-neskelig aktivitet vil være grunnlag for å kartlegge trusselbildet.

Fremmede arter	Oppsummering av påvirknings egenskaper
Tid (historikk, utvikling, sesong)	Bevisst spredning er nå strengere regulert. Mengden blindpassasjerer øker.
Rom (hvor – stor/liten skala)	Fremmede arter er i stor grad koblet til menneskelig aktivitet og ferdsel.
Styrke (hvordan påvirkes det, in-tenst/diffust)	Generelt er dette en diffus og litt «snikende» påvirkning som er vanske-lik å avdekke før arten er etablert. Da er det krevende å stoppe utvik-lingen og fjerne arter som har etablert seg.
Mulighet for akutt, omfattende på-virkning	Teoretisk sett kan enkeltarter spre seg akutt. Dette er trolig mest rele-vant for sykdomsorganismer eller andre mikroorganismer. Klimaendring kan styrke muligheten for «sterkt tilslag» av fremmede arter, både i ma-rint, limnisk og terrestrisk miljø.
Samla risiko for ekspone-ring/påvirkning (dvs. den naturlige følgen av forrige punkter)	Dette er en påvirkningsfaktor som hele tiden er tilstede, nesten umerke-lik og som har stor fare for at vil gi økt effekt med varmere klima.

Høsting

Jakt, fangst og fiske, heretter dekket av begrepet høsting, har i all tid vært viktige aktiviteter for å sikre menneskers tilgang på mat og andre ressurser. Her har vi fokus på høsting av terrest-riske og limniske ressurser, mens vi ikke drøfter høsting av marine fiskeressurser. Historien er full av eksempler på hvordan høsting har resultert i enten lokal eller global bestandspåvirkning og i ytterste konsekvens utryddelse av arter med tilhørende økologiske konsekvenser (eks. Taylor et al. 2006, Fenberg & Roy 2008, Palkovacs et al. 2012). Dessverre er dette fremdeles høyst aktuelle problemstillinger.

Isolert sett kan høsting ha tre påvirkningskanaler, som i neste omgang potensielt kan påvirke bestanders vekstvilkår og sårbarhet:

- Generell bestandsreduksjon
- Endring av demografisk bestandssammensetning og livshistorie (eks. Ernande et al. 2004)
- Endring av genetisk bestandsstruktur gjennom selektivt høstingstrykk basert på be-stemte fenologiske trekk (trofé, farge, størrelse) (eks. Coltman et al. 2003, Swain et al. 2007, Biro et al. 2008)

Effekten av høsting vil i tillegg være avhengig av i hvilken grad uttaket i hovedsak har en kom-pensatorisk eller additiv effekt på den naturlige dødeligheten. Kompensatorisk dødelighet inne-

bærer at et høstingsuttak kommer istedenfor den naturlige dødeligheten. I slike tilfeller vil ikke uttaket ha noen innvirkning på den naturlige bestandsutviklingen. Dersom høstingsuttaket derimot kommer i tillegg til den naturlige dødeligheten, vil dette ha en direkte innvirkning på bestandsutviklingen. En begrenset "tynning" i bestander kan resultere i bedret ressurstilgang og overlevelse for gjenlevende individer. Dette vil bidra til å redusere bestandsmessige konsekvenser av høstingen. I mange av røyebestandene på Svalbard, er naturlig dødelighet svært lav hos de store og mest attraktive individene. De er derfor svært sårbare for beskatning og en reduksjon av stor fisk kan endre bestandsstrukturen dramatisk.

På samme måte vil et selektivt uttak av individer tilhørende kjønns- og aldersgrupper med naturlig høy dødelighet, eller med liten innvirkning på produksjonen av nye avkom, gi mindre bestandsmessig konsekvens enn dersom uttaket gjør et større innhugg blant høyproduktive individer med naturlig høy overlevelse. Arters livshistoriestrategier vil også i stor grad påvirke deres respons på høsting og derigjennom sårbarhet. Forventet livslengde, alder ved kjønnsmodning, antall avkom per reproduksjon og eventuelle parbindingssystem er eksempler på egenskaper som påvirker arters høstingstoleranse.

Høsting/overbeskatning	Oppsummering av påvirkningens egenskaper
Tid (historikk, utvikling, sesong)	Primært et tidligere problem. Fangst og høsting er i dag strengt regulert og bare tillatt for noen få arter innen definerte områder og avgrensede tidsperioder.
Rom (hvor – stor/liten skala)	Avgrenset gjennom egne forskrifter eller forvaltningsplaner. Relativt liten utstrekning sammenlignet med de enkelte artenes utbredelsesområde og bestandsmessige grunnlag.
Styrke (hvordan påvirkes det, intens/diffust)	Kan ha en lokal effekt på bestandssituasjonen innen områdene med størst høstingstrykk. På større skala og for den generelle bestandssituasjonen antas effektene å være ssvært begrenset.
Mulighet for akutt, omfattende påvirkning	Menneskelig høsting av biologiske ressurser kan ha svært store konsekvenser for arter/økosystemer som direkte eller indirekte påvirkes av denne aktiviteten.
Samla risiko for eksponering/påvirkning (dvs. den naturlige følgen av forrige punkter)	Hovedprinsippet for høstingsaktiviteten av terrestriske og limniske arter er at den naturlige bestandsutviklingen for de høstede artene ikke skal påvirkes nevneverdig. I polare områder kan naturlig variasjon i miljøbetingelsene skape store svingninger i bestandsstørrelse og bestands sammensetning. Dersom tillatte høstingsuttak ikke tilpasses den gjeldende bestandssituasjonen kan selv et moderat uttak gi uønskede lokale konsekvenser. Restriktive høstingsbestemmelser i samspill med en tilrettelagt ressursovervåking er derfor nødvendig for å redusere risikoen for en uønsket påvirkning. Potensialet for påvirkning er stort, men gjennom dagens forvaltningspraksis synes risikoen for negative konsekvenser liten.

Forurensing

Mesteparten av det som finnes av miljøgifter og forurensning i polare strøk er langtransportert og kommer fra tettere befolkede og industrialisert deler av verden (Letcher et al. 2010). Transporten skjer med luft- og vannstrømmer (Hung et al. 2010). Organiske miljøgifter hopper seg opp i den marine næringskjeden, og marine toppredatorer har relativt høye nivåer i polare strøk (Letcher et al. 2010). Nivåene er relativt lave i de terrestriske næringskjedene. Mange av de persistente organiske miljøgiftene (POPs) har vært gjenstand for internasjonale reguleringer og forbud (f.eks. Stockholmskonvensjonen), og nivåene har hovedsakelig vist nedadgående trender i etterkant av forbud. Grovt sett har det vært nedadgående trender siden 1990 tallet, selv om det er forskjeller mellom ulike stoffer (Gabrielsen 2011, Riget et al. 2010, 2011). Nyere miljøgifter har dukket opp i miljøet, og det er dokumentert trender for økende nivåer av noen

slike stoffer. Lang-transportert radioaktivitet har kommet fra atmosfæriske prøvesprengninger, utslipp fra atomanlegg til vann og ulykker (f.eks Tsjernobyl og Fukushima). Utslipp fra atomanlegg til nordeuropeiske farvann er redusert siden 1990-tallet (Garielsen et al. 2011).

De lokale kildene til forurensning i polare strøk er relativt små, og de er begrenset til få geografiske områder (Garielsen et al. 2011). De lokale kildene er knyttet til menneskelig aktivitet, som bosettinger og industriell aktivitet. Fra bosettinger er det kloakkutslipp som fører til lokal økning i organisk materiale og tungmetaller. Det er også registrert lokalt høyere nivåer av organiske miljøgifter (f.eks PAH, PCB, siloksaner, fluorerte forbindelser) i fjorder med bosettinger i Arktis. Slike stoffer kan komme fra avløpsvann eller avfallsdeponier. Avfallsdeponier på land er også en kilde til forurensning, og sivevann fra disse fører miljøgifter til det marine systemet. Det er relativt begrenset industriell aktivitet i polare strøk. I Antarktis er det ingen industriell aktivitet på land. I Arktis er den industrielle aktiviteten først og fremst knyttet til gruvedrift og petroleumsvirksomhet. Kulldrift på Svalbard er lokal kilde til enkelte miljøgifter som PAH, tungmetaller og PCB.

Skipsfart og fiskerier er også kilder til forurensning og opptrer både på global og lokal skala (**Figur 4.1**). Denne sektoren slipper ut avgasser til luft, er kilde til marint søppel, og representerer en akutt lokal forurensningskilde ved eventuelle skipsuhell og oljeutslipp. Dette er en viktig industriell sektor både i Antarktis og Arktis.

POPs akkumulerer oppover i den marine næringskjeden, og det er størst effekter på topppredatorer som er de organismene med høyeste nivåer (Letcher et al. 2010). Det er dokumenterte negative effekter på populasjonsnivå på polarmåke (Erikstad et al. 2013). Individene med de høyeste nivåene har lavere overlevelse og dette har bidratt til negativ bestandsutvikling for arten. Det finnes flere eksempler på negative effekter på reproduksjon og hormonregulering hos andre marine toppredatorer (Tartu et al. 2013, Nordstad et al. 2012), mens det er få dokumenterte effekter på terrestriske organismer. Det er vist at tungmetallet kvikksølv har effekt på reproduksjon til krykkje i Arktis. Konsentrasjonene av radioaktive stoffer i polare strøk er lave, og i all hovedsak under grensenivåene for effekter. Marin søppel er dokumentert som et problem for enkelte arter, som f.eks havhest.



Figur 4.1. Omfang av utvalgte typer skipstrafikk i Arktis i løpet av 2013. A. Olje/gass/kjemikalietankere, bulkskip, stykkogods, containerskip og kjølefryseskip. B. Passasjerskip. C. Fiskefartøyer. Kilde: Kystverket (<http://havbase.kystverket.no>).

Forurensning	Oppsummering av påvirkningens egenskaper
Tid (historikk, utvikling, sesong)	Høy nivåer av POPs (persistente organiske miljøgifter) fram til 80 tallet. Deretter nedadgående trender for stoffene som er blitt regulerte/forbudte. Radioaktive stoffer, nedadgående trend siden 1990 tallet. Økende trender for miljøgifter som ennå ikke er regulerte/forbudte og registreres stadig nye stoffer i polare strøk

	delen av året. Forventet økende aktivitet.
Rom (hvor – stor/liten skala)	Langtransportert forurensning er hovedkilden til forurensning i polare strøk. Noen lokale kilder til forurensning.
Styrke (hvordan påvirkes det, intens/diffust)	POPs akkumuleres oppover i den marine næringskjeden, og har størst effekter på toppredatorer. Dokumenterte negative effekter på populasjonsnivå på polarmåke, dvs. overlevelse og bestandsutvikling. Konsentrasjonene av radioaktive stoffer i polare strøk er lave, og i all hovedsak under grensenivåene for effekter. Marin søppel er dokumentert som et problem for enkelte arter, som f.eks havhest.
Mulighet for akutt, omfattende påvirkning	Størst fare for akutt forurensning kommer fra skipsfart, ved eventuelle ulykker og oljeutslipp.
Samla risiko for eksponering/påvirkning (dvs. den naturlige følgen av forrige punkter)	POPs utgjør en 'kronisk' belastning for miljøet, og regnes fortsatt som negativ selv om mange stoffer viser nedadgående trender. Sannsynligheten for alvorlige akutt forurensning fra skipsfart og industri er relativt lav, men konsekvensene ved uhell er store i polare strøk, så risikoen er dermed relativt høy. Risikoen forventes å økes pga klimaendringer og mindre havis som gir økt skipsfart og menneskelig aktivitet i polare strøk.

Klimaendringer

En rekke internasjonale rapporter har de siste årene oppsummert den kunnskap som finnes om betydningen av klima og klimaforandringene for polare økosystem (e.g. ACIA 2005, MEA 2005, IPPC 2007, CAFF 2013) og de konkluderer alle med at polare økosystem er svært sårbare for denne påvirkningsfaktoren. De store og raske forandringene i klima som observeres og som vil eskalere i polare områder er en viktig årsak til dette. Et varmere klima i polare områder fører til nedsmelting av isbreer, varmere vannmasser i havet, redusert utbredelse av havis og permafrost, kortere snødekt sesong og økt utbredelse av skog og store kratt. Disse forandringene har både selvforsterkende effekter tilbake på klimasystemet og stor betydning for de marine, terrestriske og limniske økosystemene. Store effekter på økosystemene forventes som et resultat av mildere klima. Noen generelle hovedpunkter er: i) økt menneskelig aktivitet, ii) økt primærproduksjon, iii) reduserte bestander av arter som er spesielt tilpasset polare strøk og iv) økt innvandring til polare strøk av arter som historisk har hatt en sørligere utbredelse. Disse punktene viser den tette koblingen mellom klima og de andre påvirkningsfaktorene.

Det er stor enighet om at betydelig forandrede miljøforhold vil ha stor effekt på økosystemene. Reduksjon av areal/habitat egnet for ressursene, er en viktig påvirkningsfaktor globalt. Klimaforandringene vil medføre slike forandringer. Reduksjon i utbredelsen av havis vil sannsynligvis føre til at arter og økosystem knyttet til havis vil oppleve betydelige bestandsreduksjoner og økt sannsynlighet for utdøing. I mange tilfeller er det vanskelig å komme med spesifikke prediksjoner. En viktig årsak til dette er både den store usikkerheten i klimaprojekksjonene og at arters utbredelse og populasjonsstørrelser ikke utelukkende er styrt av klimatiske forhold. Interaksjoner mellom arter, inkludert mennesket, så vel som andre fysiske forhold er også viktige. Etter som effekten av klimaforandringene på polare økosystem er forventet å bli store vil det oppstå nye kombinasjoner av arter, og artstettheter som ikke finnes i dag. Resultatet av interaksjoner mellom artene i slike nye økosystemsammensetninger er vanskelige å forutsi. Dette er også en hovedgrunn til at adaptive økosystembaserte overvåkningsprogram (Lindenmayer & Likens 2009) regnes som en nødvendig tilnærming for å dokumentere hvilke forandringer som skjer i polare økosystem, forstå de underliggende prosessene forandringene skyldes (inkludert betydningen av klimaforandring) og for å kunne foreslå effektive forvaltningstiltak for å håndtere uønskede forandringer, samtevaluering av slike tiltak (Ims et al. 2013, CAFF 2013).

5 Metoder og kriterier for å beskrive og måle sårbarhet

Dersom sårbarhet skal være en del av forvaltningsgrunnlaget for polare strøk er det behov for systemer eller metodikk for å registrere og beskrive sårbarhet. Gjennomgangen i Kapittel 4 har vist hvorfor sårbarhet ikke er en overordnet størrelse, og at det er nødvendig å forholde seg til sårbarhet i konkrete situasjoner. Egenskaper ved ressursen og egenskaper ved påvirkningsfaktorene er avgjørende for å måle sårbarhet.

Metoder som har vært brukt varierer fra detaljerte kvantitative modeller, ofte kombinert med numeriske simuleringer, der sårbarheten måles for eksempel som sannsynligheten for tap av populasjoner og arter innen en gitt tid og definert påvirkning, til kvalitative metoder der eksperter sine meninger legges til grunn for vurderingen. Hvilken tilnærming som kan anvendes vil typisk være avhengig av hvilken ressurs og påvirkningsfaktorer man har fokus på, kunnskapsgrunnlaget knyttet til disse og formålet med sårbarhetsvurderingen. Fordelen ved kvantitative tilnærminger er at antagelser og datagrunnlaget for vurderingen blir tydelig, usikkerheter kan evalueres og kvantifiseres, metoden vil være repeterbar i den forstand at andre som benytter samme metode og datagrunnlag vil komme til samme konklusjon, og ny kunnskap vil ofte relativt lett kunne inkluderes og vurderingen oppdateres. Kvantitative metoder synliggjør hvilken kunnskap som mangler, og dette åpner for en evaluering av hvilken effekt kunnskapsmangelen kan ha på konklusjonene. En kritisk faktor ved bruk av kvantitative vurderinger er at de kan virke sikrere og mer absolutte enn de faktisk er, dvs. at de gir inntrykk av å sitte på «fasiten» også i situasjoner der beregningene kan være gjort på mangelfullt grunnlag. Det er spesielt viktig at usikkerhet og begrensninger formidles tydelig ved bruk av kvantitative vurderinger ettersom konklusjonene kan lett kan framstå som absolutte.

Semikvantitative og kvalitative vurderinger kan være en god løsning i mange situasjoner hvor man ikke har eksakte data, noe som for øvrig er det vanligste, og innebærer oftest en rangering av verdier i klasser og indekser som brukes videre i analysene av sårbarhet og konsekvenser. Kvalitative metoder basert på ekspertvurderinger er svært vanlige i sårbarhetsvurderinger. Årsaken til dette er nok flere, men en miljøforvaltning som ofte er presset til å fatte beslutninger og gjøre prioriteringer på et begrenset beslutningsgrunnlag er nok en grunn. Ekspertvurderinger kan i mange tilfeller være både den raskeste og billigste løsningen for å skaffe seg eksterne råd, og dette kan også være svært gode vurderinger gitt tilgang på relevant kunnskap.

I de tilfeller der man har god kunnskap om påvirkningsfaktorene, ressursen og dens sensitivitet til påvirkningsfaktorene vil man kunne bygge opp gode numeriske modeller for interaksjonen og dermed komme med kvantitative prediksjoner for ressursens sårbarhet og simulere effekten av forskjellige fremtidige scenarioer for påvirkningsfaktorene og forvaltningstiltak (**Tabell 5.1**). I situasjoner der kunnskapsgrunnlaget er dårligere kan det bli vanskelig å utvikle slike simuleringsmodeller basert på reelle data. Det kan ofte fortsatt utvikles numeriske modeller, men med synkende kunnskapsgrunnlag vil disse i økende grad bli numeriske eksperimenter der usikkerheten i modellstruktur og parameterestimater vil ha stor betydning for hvor robuste konklusjoner man kan komme med. Et alternativ til rene ekspertvurderinger er metoder med klare henvisninger til datagrunnlaget, der man på forhånd lager ett sett kvantitative kriterier som sårbarheten vurderes på bakgrunn av. Den norske svartelista (Gerderaaas et al. 2012, Sandvik et al. 2013) og den internasjonale rødlista (IUCN 2001) er eksempler på slike semi-kvantitative tilnærminger som sikrer åpenhet om vurderingsgrunnlaget og gjentagbarhet i vurderingene. En annen fordel ved slike tilnærminger er at de kan gjøres relativt generelle, slik at det kan gjøres vurderinger på tvers av taksonomiske grupper, vegetasjonstyper og økosystemer.

Mens vi i denne rapporten har definert sårbarhet som et resultat av både påvirkningsfaktorenes egenskaper og ressursens egenskaper er det mange metoder som bare fokuserer på en av disse. Dette kan forsvares ut i fra vurderinger av den relative betydning av påvirkningsfaktorenes og ressursens egenskaper for ressursens sårbarhet. I en del tilfeller er det god grunn til å mene at det avgjørende for ressursen er om den blir utsatt for påvirkningsfaktoren, og i så fall i

hvor stor grad. I slike tilfeller fokuseres det ofte på å vurdere sannsynligheten for at ressursen blir utsatt for påvirkningsfaktoren i ett gitt tidsrom og i så fall i hvor stor grad. Mange sårbarhetsvurderinger knyttet til påvirkningsfaktorer som forårsaker betydelige habitatforandringer som for eksempel flatehugst, byutvikling og skogbrann, er eksempler på denne tilnærmingen. I andre tilfeller, som for eksempel den internasjonale rødlista, er hovedfokus på ressursen der man med tilgjengelige data viser om ressursen er på vikende front med hensyn på bestandsstørrelse eller utbredelse.

Tabell 5.1. Enkel oversikt over mulige tilnærminger gitt kunnskapsgrunnlaget man har om påvirkningsfaktorene og ressursen.

Kunnskapsgrunnlag	Metodetilnærming
Lite	- Ingen vurdering pga. manglende data - Ekspertvurderinger
Middels	- Vurderinger basert på semi-kvantitative metoder med klare kriterier og henvisning til data - Modeller der betydningen av aspekter man mangler kunnskap om blir vurdert ved simulering av alternative modeller
Godt	- Matematiske modeller der effekten av påvirkningsfaktorene er inkludert med simulering av fremtidige scenarioer m.h.t. påvirkningsfaktorene

5.1 Sårbarhetsvurdering med utgangspunkt i spesifikke påvirkningsfaktorer

5.1.1 Sårbarhetsvurderinger knyttet til ferdsel og arealbruk

Sårbarhetsvurderinger knyttet til påvirkningsfaktoren ferdsel og arealbruk baseres på at 1) effekten av påvirkningen er avhengig av både egenskaper ved bruken (påvirkningen) og 2) egenskapene til det som påvirkes (ressursen, jf. **Figur 3.1**). Noen kombinasjoner av arealbruk og naturforhold vil utløse økt sårbarhet – i betydning redusere evnen til å opprettholde en tilstand også uten påvirkning.

Effekter av utbygging/nedbygging er delvis overlappende med ferdsel, fordi utbygging i nye områder oftest gir økt ferdsel, både i anleggsfasen og seinere. Selve utbyggingen legger beslag på konkrete areal (dvs. påvirkningen er total) og da er det kvaliteten på ressursen som går tapt som har betydning for sårbarheten. Sårbarhet knyttet til direkte tap av areal i seg selv omhandles ikke nærmere i rapporten. Dette kapitlet ser på sårbarhet knyttet til ferdsel som sådan, uavhengig av om det er knyttet til utbygd areal eller mer villmarkspregede områder uten tekniske inngrep.

Egenskaper ved påvirkningen, her ferdsel

Kunnskap om brukernes ferdsel og atferd er viktig for å kunne forutsi hva som er sannsynlige miljøeffekter på ulike lokaliteter: Hva slag ferdsel, hvor, hvor mange, og ikke minst hvordan besøkende bruker et område. Hvordan bruken foregår (hva besøkende gjør og hvordan de beveger seg) er avhengig av faktorer som terrenget, framkommelighet, kunnskapsnivå hos besøkende og eventuelt guider eller andre kjentfolk (Hagen et al. 2012b).

For påvirkningsfaktoren ferdsel er det enkelt å forklare at egenskapene i **Figur 3.1** har betydning for effekten på ressursene. Hvor mange som ferdes, hvor og når de ferdes, hvordan de ferdes har åpenbar betydning for effekter på både dyreliv og vegetasjon (se også diskusjon i Vistad et al. 2008). Det finnes relativt god oversikt over romlig og tidsmessig utstrekning,

mengde (styrke) og variabilitet av organisert ferdsel i Arktis (så som ferdsel knytta til reiseliv på Svalbard), delvis ned til enkelt lokaliteter. For andre brukergrupper er det imidlertid sparsomt med data (se også gjennomgangen i kapittel 4). Slike data har for grov oppløsning til å ha verdi i forhold til praktisk forvaltning utover det at du kan forvente mer tråkk og spordannelse der det har vært flere folk på land. De er ellers uegnede data for å vurdere dose-respons effekter hos «ressursene». For å ha verdi for praktisk forvaltning og særlig effektforskning trengs det kunnskap om ferdsel på en mye finere oppløsning i tid og rom, altså mindre skala (Vistad et al. 2008, Hagen et al. 2012b). Mye av effektforskningen på dyr er knyttet til mer eller mindre konkrete kvantitative målinger av omfang av ferdsel; mengde (styrke) i tid og rom, se avsnitt om effekter på dyreliv.

Egenskaper ved ressursen

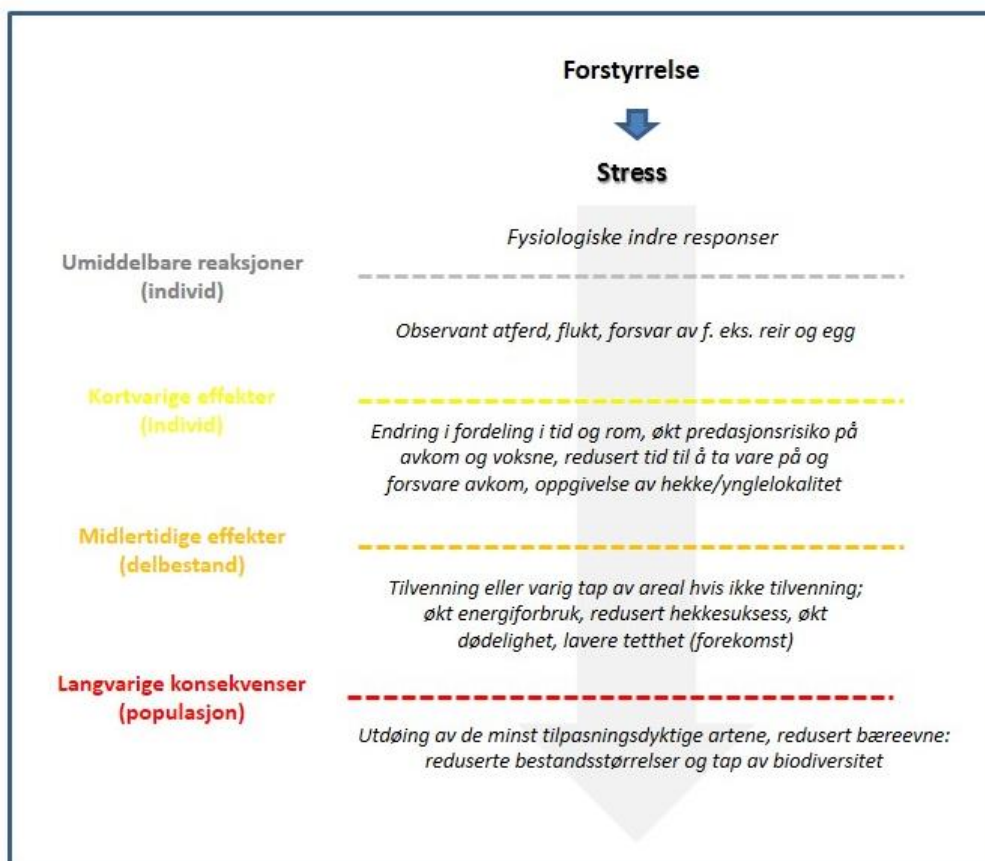
Ressursenes sensitivitet for ferdsel varierer mye, både i tid, rom og mellom ulike tema. I denne rapporten er vi bedt om å inkludere sensitiviteten for ferdsel for vegetasjon og. For både vegetasjon og dyreliv er plastisitet («tilvenning»), resistens og resiliens sentrale egenskaper som sier noe om ressursens sensitivitet og neste omgang sårbarhet (se begreper i **Figur 3.1**).

Hvor sensitivt **vegetasjondekket** er i forhold til ytre mekanisk påvirkning karakteriseres ved evnen til å tåle mekanisk påvirkning (resistens eller slitestyrke) og evnen til gjenvekst (resiliens), se mer omfattende gjennomgang i Vistad et al (2008). Noen områder har dårlig slitestyrke, men relativt god gjenvekst. Andre områder kan ha bedre slitestyrke, men svært dårlig evne til gjenvekst. Områder med kombinasjon av dårlig slitestyrke og svak gjenvekst er svært sensitive og sårbare for ferdsel og annen mekanisk påvirkning, som for eksempel fuktig vegetasjon i hellende terreng og tynt vegetasjonsdekke på eksponerte rygger. I polare strøk har de fleste vegetasjonstypene dårlig gjenvekst, mange typer har i tillegg dårlig slitestyrke og er dermed generelt sårbare i forhold til ferdsel og mekanisk påvirkning. Plastisitet (evne til tilpasning) er ikke så relevant når det gjelder vegetasjon som for dyr. Robuste vegetasjonstyper har en tendens til å bli relativt mer vanlige i områder som har hatt moderat påvirkning over lang tid. Grasdominert vegetasjon nær gamle bosettinger eller kulturminner er eksempel på dette og kan sies å være en tilpasning til bruk. Slik vegetasjon har i tillegg trolig også effekt av «gjødsling» fra bruk som til sammen gir kulturbetinga vegetasjon.

Systematiske effektstudier og overvåking er de beste måtene å samle data om både slitestyrke og gjenvekst. Det finnes noen enkeltstudier fra ulike vegetasjonstyper i polare strøk, som inneholder data på resistens og resiliens (Speed et al. 2010, Elmqvist et al. 2003). Men det finnes i dag ikke systematiske dataserier i polar vegetasjon som kan brukes til å kalkulere sårbarhet eller simulere framtidige scenarier (jf. Tabell 5.1). Alternativet for sårbarhetsvurdering av vegetasjon er semi-kvantitative metoder eller ekspertvurderinger. Artsdatabankens naturtypeinndeling (NiN; Halvorsen et al. 2008) har vist seg relevant for utvikling av kriterier for semi-kvantitative beregninger. Hagen et al. (2012b) har brukt basisøkokliner, landskapsvariasjon og tilstandsvariable fra NiN til å definere sårbare enheter på Svalbard. Metoden er brukt for å beregne sårbarhet på ilandstigningslokaliteter og inngår i kunnskapsgrunnlaget for forvaltningsplanene på Øst- og Vest-Svalbard. Metoden er nå under utvikling for bruk også i nasjonalparker på fastlandet og er møtt med interesse fra Grønland og Canada. Vegetasjonens sårbarhet varierer over svært korte avstander, ettersom økologiske gradienter er svært skarpe i polare strøk. For å ha verdi for praktisk forvaltning må sårbarhet vurderes på svært liten skala. Mer grovskala sårbarhetsvurdering kan være relevant i forbindelse med strategiske vurderinger og overordna planer.

Tilnærmingsmetodene for å måle effekter av menneskelig forstyrrelse på **dyrelivet** er mange. Flere forfattere har laget systematiserte gjennomganger av måter å studere forstyrrelse på (se for eksempel Gill 2007, Blanc et al. 2006, Vistnes & Nellemann 2000, 2008) hvorpå andre har systematisert dette videre, se f. eks. Vistad et al. 2008, Le Corre 2009, Follestad 2012). Mange diskuterer hvorfor noen tilnærmingsmetoder er mindre egnet enn andre (se blant annet Gill et al. 2001). Denne rapporten gjentar ikke hele denne diskusjonen, da de nevnte reviews (op. sit.) er like aktuelle på temaet.

Forstyrrelsesstudier karakteriseres av en hierarkisk metodetilnærming, der sårbarhet brukes som begrep i forhold til individer, bestander, populasjoner, og økosystemer (se **Figur 5.1**; Le Corre 2009). Responser som måles på individnivå er typisk atferd (flukt, oppmerksomhet, tidsbudsjett) og fysiologiske responser (hjerterefrekvens eller hormonnivå). Responser på populasjonsnivå måles som endring i utbredelse og demografi (reproduksjon, overlevelse og mortalitet) som virker på populasjonsstørrelse. Mange stiller spørsmålsteget ved hvorvidt atferdsreaksjoner på individnivå sier noe om sårbarhet på populasjonsnivå. Det finnes eksempel på at individuelle reaksjoner (flukt, stress) til slutt kan ha påvirkning på bæreevnen og populasjonsstørrelse (se eksempler i Le Corre 2009, Follestad 2012). Mange påpeker mangelen av studier på populasjonsnivå som dokumenterer bestandsreduksjon. Le Corre et al. (2009) fant at bare 5% av forstyrrelsesstudier målte konsekvenser på bestandsnivå. Flere mener også at studier på individnivå grovt underestimerer samlede populasjonseffekter. Det synes svært viktig at man har fokus på flere nivåer og at man i størst mulig grad søker kunnskap rundt effekter på demografiske variabler som har betydning for populasjonsstørrelse. Det er bare her forstyrrelse kan sies å ha en langvarig konsekvens og bevaringsbiologisk betydning (Gill et al. 2001, Gill 2007).



Figur 5.1. Metoder knyttet til vurdering av dyrelivets sårbarhet for menneskelig ferdsel har en hierarkisk struktur med umiddelbare og kortsiktige responser på individnivå, til responser på demografiske variable og konsekvenser på populasjonsnivå (populasjonsstørrelse), som er mål på mer langsiktige konsekvenser. Figur inspirert fra Le Corre et al. (2009).

Sårbarhet hos dyr ser i stor grad ut til å være knyttet til ulikhet i resistens (toleranse for forstyrrelse) og i mindre grad resiliens (evne til å kompensere med bestandsvekst), uten at det er gode eksempler på at dette er studert spesielt. Dyrs kapasitet til å hente seg igjen innenfor en lokalitet, er imidlertid avhengig av nærhet til nærmeste kildepopulasjon, som kan gi tilflykt av nye individer til en bestand. Artens evne til forflytning fra en lite påvirket bestand til en påvirket be-

stand er slik et uttrykk for resiliens. Hos dyr har egenskapen plastisitet (adaptiv kapasitet) eller tilvenning større relevans. Evne til tilvenning er som resistens trolig knyttet til predasjonsrisiko (Frid og Dill 2002), men det er generelt få studier på dette. Det finnes eksempler på tilvenning hos hjortevilt, særlig knyttet til forutsigbare bevegelsesmønstre, så som større motorveier (Knight og Temple 1995). Fugl ser ut til å vise mindre grad av tilpasningsevne, da deres atferdsrespons i større grad er knyttet til flokkatferd (Blumstein et al. 2003). For kunnskapsstatus på artsspesifikke vurderinger av sårbarhet for menneskelig ferdsel i Arktis, og Svalbard spesielt vises til Overrein (2002) og Vistad et al. (2008), og vedlegg til utredningene om sårbarhet og dyreliv for Øst- og Vest-Svalbard. (Overrein et al. 2011, Vongraven (red.) 2014). Vurderingene gjort i disse rapportene harmonerer i stor grad hva angår tilnærming og konklusjoner. Det er fortsatt mange kunnskapshull på artsnivå, men aggregert kunnskap for artsgrupper og foreløpige ekspertvurderinger av forskere har konsistens og relevans for forvaltningen. Økende nyanisering av enkelt arters sårbarhet mht. type påvirkning (båt, luftfartøy eller ferdsel til fots) og oppdeling av sårbarhet innenfor ulike sesonger, med vekt på særlig sårbare perioder, konkretiserer samtidig aktuelle muligheter med tanke på tiltak (Overrein et al. 2011).

I konkret forvaltning vil det være behov for å sammenstille kunnskapen om enkeltarter og også deres livsmiljøer for det området man er interessert i. I sårbarhetsmodellen utviklet av Hagen et al. (2012b) har nettopp dette vært utgangspunktet. Her sammenstilles ressursens egenskaper (plastisitet, resiliens og resistens) basert på kunnskap om effekter på enkeltarter. Forekomst av livsmiljø inngår for å gjøre modellen mer robust i forhold til manglende artsregistreringer. Basert på sannsynlig artsinventar beregnes sensitiviteten til livsmiljøene.

Hagen et al. (2012b) har tatt dette et steg videre og utviklet en modell der beregning av sårbarhet for vegetasjon og dyreliv sammenstilles (i tillegg til kulturminner, som ikke er en del av denne utredningen). Sårbarhetsnivået gruppert i tre kategorier (robust, middels sårbar og sårbar) ut fra behovet for forvaltningsmessige tiltak (**Tabell 5.2**). Dermed kan sårbarhetsnivå sammenliknes både mellom tema og mellom lokaliteter, noe som er svært vesentlig for å målrette eventuelle forvaltningstiltak. Egenskapen ved ferdselen (= påvirkningsfaktorens egenskaper; **Figur 3.1**) er avgjørende for hvor sårbar lokaliteten faktisk er og ferdsel inngår som komponent i sårbarhetsmodellen til Hagen et al. (2012b). Til sammen kan dette danne grunnlag for forvaltningens videre prioriteringer (jf. **Figur 3.5**).

Tabell 5.2. Sårbarheten i en lokalitet kalkuleres for hvert tema separat, basert på forekomst av sårbare elementer. Basert på vurdering av et mangfold av lokaliteter er det definert grenseverdier som gjør det mulig å klassifisere om en lokalitet er robust eller sårbar for ferdsel. Andre del av tabellen viser eksempel på beregning av sårbarhetsverdier i noen ilandstigningslokaliteter på Svalbard. For nøyaktig avgrensning av lokaliteten og beskrivelse av hva som gir sårbarhet må man inn å se på opplysningene i registreringsskjemaet.

	Robust lokalitet	Middels sårbar lokalitet	Sårbar lokalitet	
Vegetasjon	< 50	50-200	>200	Robust lokalitet – er en lokalitet som tåler dagens ferdsel og som er robust for ferdsel generelt. Det er få sårbare elementer på lokaliteten og vanskelig å se for seg behov for tiltak knyttet til ferdsel og besøk selv om antallet besøkende skulle øke.
Dyreliv	< 50	50-100	>100	Middels sårbar lokalitet – er en lokalitet med noen sårbare elementer i et større eller mindre areal på lokaliteten. Geografisk plassering av de sårbare elementene i forhold til hvordan lokaliteten brukes, vil påvirke behovet for forvaltningstiltak. En nærmere undersøkelse av lokalitetens sårbare elementer (fra registreringsskjemaet), sammen med kunnskap om dagens bruk vil gi forvaltningsmyndighetene et grunnlag for å vurdere behov for eventuelle tiltak.
Kulturminner	< 50	50-100	>100	Sårbar lokalitet - er en lokalitet der det åpenbart er negative effekter av ferdsel dersom det ikke gjennomføres et eller flere forvaltningstiltak. Registreringene av sårbare elementer og kunnskap om dagens bruk (fra registreringsskjemaet) vil være relevant kunnskap for forvaltningsmyndighetene tar beslutning om tiltak.

Nr	lilandstigningssted	Dyreliv	Vegetasjon	Kulturminner
1	Gravnesodden/Gravneset	64	180	38
2	Alkehornet/Tryggghamna	59	320	118
3	Kapp Lee	113	120	34
4	Ny-London (Blomstrandøya)	176	250	135
5	Virgohamn	4	0	174
6	Purchasneset, Lågøya	212	0	112 Δ
7	Eolusneset	20	0	30
8	Gnålodden	102	120	34

5.1.2 Sårbarhets- og risikovurdering av fremmede arter

Økosystemer, naturtyper eller arter der effektene av fremmede arter lett oppstår eller der effektene blir store kan defineres som «sårbare for fremmede arter». I økosystemer med få arter skal det ikke så mye til før den innførte arten blir dominant og konkurrerer med lokale arters plass i næringskjeden, som dokumentert hos insektarter på Kerguelen Islands i Antarktis (Lebourvier et al. 2011).

Egenskaper til ressursen (enkeltarter og det miljøet de er i)

Artsdatabanken sin risikovurdering av fremmede arter kan også sies å være en sårbarhetsvurdering. Som grunnlag for risikovurderingene drøftes effekter av fremmede arter på stedegne arter og økosystemer og hvilke egenskaper som gjør at effekter av fremmede artene er større under enkelte betingelser (Gederaas & Henriksen 2012). Effektene henger sammen med:

- Egenskaper ved de fremmede artene ('invasibility'). Noen fremmede arter blir problemsarter fordi de har noen spesielle egenskaper, som god spredningsevne, god tilpasningsevne til mange ulike miljøer, effektiv reproduksjon eller de er opportuniste (god evne til å utnytte de mulighetene som byr seg)
- Egenskaper ved miljøet som de fremmede artene spres til ('invasiveness'). Spesielt to forhold kan gjøre naturmiljø spesielt sårbare for fremmede arter. Det første er naturmiljø som allerede er under press og endring pga. andre påvirkningsfaktorer og dermed har redusert balanse som gjør dem mer mottakelige for invaderende arter. Det andre er unge, isolerte eller artsfattige økosystemer, sannsynligvis fordi antall potensielle nisjer er mange flere enn antall tilstedeværende arter. Dvs. det er sannsynlig at de invaderende artene finner seg en eller annen plass der de kan klare seg. Isolerte oseaniske øyer blir gjerne trukket fram som konkret eksempel på økosystem med høy 'invasiveness', inkludert også polare øyer (Chown & Lee 2009). Polare områder kan ofte karakteriseres med enkle økosystemer med få funksjonelle grupper og arter og det er gjort studier som påviser disse systemenes sårbarhet for fremmede arter (Chown et al. 2011).

Artsdatabanken sin modell for økologisk risikovurdering av fremmede arter er trolig noe av det fremste og mest robuste som er utviklet (Sandvik et al. 2012). Den kan brukes på alle artsgrupper og økosystemer. Den norske fremmedartslista, som også omfatter Svalbard, inkluderer risikovurdering av alle fremmede arter i Norge (Gederaas & Henriksen 2012). Tilsvarende modeller fra andre land går mer spesifikt på enkelte artsgrupper, spesielle importveger eller utvalgte naturmiljøer og det finnes ingen internasjonal «standard». Artsdatabanken sin modell er stort sett kvantitativ og den benytter definerte terskelverdier, på tilsvarende måte som brukes ved utarbeidelse av rødlistene (Gederaas & Henriksen 2012). Her defineres forventet økologisk påvirkning av enkeltarter som produktet av invasjonspotensial og økologisk effekt. Vurderingen av økologisk effekt omfatter indirekte en vurdering av hvor invaderbart miljøet er ('invasiveness'), basert på kjent kunnskap om effekter på trua/sjeldne/vanlige arter og naturtyper.

Sårbarhet ved påvirkning mellom populasjoner av samme art

Det er også utviklet modeller for å vurdere sårbarhet i villakspopulasjoner som blir påvirket av opprettslaks (Hindar & Diserud 2007). Dette omfatter både modeller for endring av bestands-sammensetning, endring i produktivitet/populasjonsdynamikk, genetikk og økologi og hvordan genstrøm påvirker effektiv bestandsstørrelse. Omfattende forskning gjennom lang tid, både på villaks, oppdrettslaks og hybrider har gitt lange tidsserier som grunnlag for modellene. Denne typen data er kun tilgjengelige for et fåtall arter med helt spesiell interesse og dermed ikke relevante for det store flertallet av fremmede arter.

Risikovurdering av importvektoren

Kunnskap om importvektoren er vesentlig for å vurdere risiko og sannsynlighet for at en fremmed art vil overleve ettersom risikoen øker med gjentatte introduksjoner (Gereraas & Henriksen 2012). Det er noen studier som dokumenterer kobling mellom spredning og enkeltvektorer i polare strøk og det er mulig å dra noen generelle konklusjoner basert på flere slike studier (e.g. Ware et al. 2012, Hines & Ruiz 2000). Kunnskap om importvektorer kan brukes til å formulere konkrete forvaltningstiltak, sammen med kunnskap om de enkelte artene og deres spredning og etablering.

5.1.3 Sårbarhetsvurderinger knyttet til høsting av biologiske ressurser

I dette kapitlet ser vi kun på høsting av limniske og terrestriske ressurser, og går ikke inn på marine fiskeriressurser (jf. Avgrensing i kapittel 2). Utnyttelsen av terrestriske og limniske biologiske ressurser i de norske polarområdene er per i dag underlagt strenge juridiske retningslinjer gjennom Svalbardmiljøloven og Forskrift om miljøvern og sikkerhet i Antarktis. Vern og bevaring er de primære hovedelementene i de tilhørende formålsparagrafene, selv om det er åpnet for en begrenset høstingsaktivitet for enkelte arter. Denne aktiviteten skal derimot begrenses slik at den ikke kommer i konflikt med formålet om å opprettholde et tilnærmet uberørt miljø. Dette skiller seg fra tilsvarende lover som gjelder i Norges resterende territorielle landområder, der det åpnes for bærekraftig utnyttelse av biologiske ressurser (Naturmangfoldsløven, Viltloven, Lakse- og innlandsfiskloven).

På Svalbard er det åpnet for adgang til en begrenset høsting blant et mindre antall arter (se Forskrift om høsting på Svalbard, Forskrift om fiske etter røye på Svalbard i 2014, Forskrift om lokal regulering av jakt på svalbardrype og svalbardrein på Svalbard). Høstingsaktiviteten relatert til flere av disse artene er underlagt ulike restriksjoner både for å begrense og kontrollere uttaket. I tillegg gir en pliktig fangstrapportering gode muligheter for å følge med på omfanget av høstingen.

Med dagens forvaltningsregime antas de bestandsmessige effektene av høsting i terrestriske og limniske systemer innen norske polare områder å være svært moderate eller fraværende (f.eks. Stien et al. 2012a). Bestandsstørrelse og demografisk sammensetning for de landlevende og stedegne artene på Svalbard er på sin side sterkt påvirket av mellomårsvariasjon i klimatiske forhold (Stien et al. 2012b, Hansen et al. 2013, Loeng et al. 2010). Dette medfører at de bestandsmessige effektene av et gitt uttak vil variere. Jevnlig overvåking av flere av de jakt-/fangstbare artene bidrar på sin side med årlig informasjon om bestandssituasjonen (<http://mosj.npolar.no>). Dette gjør at høstingsaktiviteten kan relateres til oppdatert kunnskap om generell bestandsstatus, slik at formålet om bevaring av tilnærmede uberørte økosystemer ivaretas. Enkelte av artene som er jaktbare på Svalbard oppholder seg i andre strøk gjennom store deler av året. Forvaltningen av disse på Svalbard må ses i sammenheng med deres generelle bestandssituasjon innen et større utbredelsesområde.

Det bærende prinsippet for høstingen av biologiske ressurser på Svalbard er at denne aktiviteten ikke skal påvirke den naturlige bestandsutviklingen i nevneverdig grad. Det er likevel ikke definert konkrete nedre grenseverdier eller bestandsnivåer for når høstingen skal opphøre. Sammen med den løpende overvåkingen både av de høstbare ressursene og av det faktiske høstingsuttaket, ville fastsetting av en slik nedre bestandsterskel representere et nyttig sty-

ringsverktøy for miljøforvaltningen. Dette ville også bidra til å sikre at den tillatte høstingen ikke resulterer i økt sårbarhet for de aktuelle artene.

En er avhengig av at den eksisterende bestandsovervåkingen gir et representativt bilde av bestandssituasjonen, og at forvaltningen besitter tilstrekkelig kunnskap om hvordan et gitt høstingsuttak kan påvirke de ulike artenes bestandsutvikling. Feil praksis kan potensielt gi store lokale konsekvenser på kort tid. Høsting har en potensiell svært stor påvirkningskraft, og ulike høstingsregimer kan føre til vidt forskjellige bestandsmessige responser. En løpende overvåking både av den generelle bestandssituasjonen og av høstingsuttaket er en nødvendighet for å sikre at den forskriftsmessige intensjonen om å opprettholde et tilnærmet uberørt miljø ivaretas.

5.1.4 Sårbarhetskriterier for klima

Mange studier som vurderer effekten av klimaforandringene på polare strøk benytter modeller som tar utgangspunkt i artenes klimatiske nisje slik den ser ut i dag (Williams et al. 2008), i.e. de beskriver artenes utbredelse i dag i relasjon til dagens og historisk klima eller benytter kunnskap om artens fysiologiske temperaturtoleranse. I tillegg har matematiske populasjonsmodeller vært brukt til å evaluere effekten på godt studerte ressurser. I enkelte tilfeller har også disse tilnærmingene vært kombinert (Keith et al. 2008). Prediksjoner fra disse modellene antar at artene vil flytte seg til områder som har tilsvarende klima i fremtiden, gitt at de er i stand til å forandre sin utbredelse i takt med klimaforandringene. Arter som ikke klarer dette regner man med står i fare for å dø ut. Ved denne tilnærmingen finner man særlig at terrestriske arktiske arter vil kunne få problemer ettersom mesteparten av arktis er hav. Det vil være lite areal med egnet polart klima i fremtiden og derfor særlig stor fare for at deler av den arktiske fauna og flora vil dø ut.

Prediksjoner basert på modeller for arters klimatiske nisje er usikre av flere grunner. De tar utgangspunkt i ett statisk syn på artenes klimatiske tilpasninger og hvilke klimatiske forhold som virker begrensende på arten. Arters adaptive kapasitet er gjerne lite kjent, men evolusjonære og adferdsmessige tilpasninger til nye klimaregimer hos polare arter vil potensielt kunne kompensere noe for de negative effektene av klimaforandringene (Williams et al. 2008). Ved mangelfull kunnskap om artenes økologi, risikerer man at klimatisk-nisje modeller tar utgangspunkt i klimaparametere som bare er korrelert med klimaparametere som er viktige for arten, og som derfor samvarierer sterkt med artens utbredelsesmønster, men som ikke selv har en positiv effekt eller virker begrensende. Slike korrelasjoner kan forandre seg når nye klimaregimer utvikler seg. Klimatisk-nisje modeller fokuserer typisk på gjennomsnittstemperaturer og nedbørsmengde, mens for eksempel ising og snøens tetthet, og dermed værforhold som påvirker dette, har vist seg å være mye viktigere for mange terrestriske herbivorerers bestandsdynamikk. Klimatisk-nisje modeller vil kunne inkludere slik kunnskap, samtidig er det også usikkert om det blir de samme klimatiske forhold som vil begrense arten under nye klimaregimer. Det er også ett viktig poeng at arters utbredelse og populasjonsstørrelser ikke utelukkende er styrt av klimatiske forhold. Interaksjoner mellom arter, inkludert mennesket, så vel som andre fysiske forhold kan også være viktige (Sutherland et al. 2007, Walter 2010). Ettersom effekten av klimaforandringene på polare økosystemer er forventet å bli store vil det oppstå kombinasjoner av arter, og deres tettheter, som ikke finnes i dag. Resultatet av interaksjoner mellom artene i slike nye økosystemsammensetninger er vanskelige å forutsi i dag og vil resultere i overraskelser. Tilsvarende problemer vil også i mange tilfeller være gjeldende for matematiske populasjons- og økosystem modeller der man benytter klima effekt estimerer basert på dagens og historisk klima for prediksjon langt inn i fremtiden. På tross av disse metodiske problemene synes prediksjoner fra slike tilnærminger til å beregne antall arter som dør ut, grovt sett å sammenfalle relativt bra med man observerte utdøelseshastigheter (Maclean & Wilson 2011).

5.2 Sårbarhetsvurderinger til havs

I forbindelse med petroleumsutvikling til havs, og etterhvert i forbindelse med forvaltningsplanene for norske havområder er det utviklet forskjellige metoder for å beregne sårbarhet og miljøverdi i marint miljø. Disse har litt forskjellig anvendelse, men flere fellesnevnerne. En fellesnevner er at de fleste er utviklet til vurdering av områder for petroleumsvirksomhet, en annen at de i stor grad er basert på semikvantitative tilnærminger. Utgangspunktet har altså vært en spesifikk påvirkning. Metodene inkluderer kunnskap om **ressursens** egenskaper i form av bestandsstørrelse, voksenallevelse, restitusjonstid og tilsvarende viktige faktorer som påvirker ressursens sensitivitet. **Påvirkningsfaktorenes** karakter beskrives i forhold til utbredelse, varighet og mengde basert på data fra faktiske målinger. Med utgangspunkt i dette beregnes ressursens spesifikke sårbarhet for ulike nivåer av forskjellige påvirkning, der individets sårbarhet vurderes for seg, for deretter å angi sårbarheten til bestander, populasjoner eller naturtyper. Indekser for sårbarhet er satt ut fra ekspertvurderinger som tar hensyn til ressursenes egenskaper. Påvirkningsfaktoren vurderes oftest kvantitativt ut fra scenarier om risiko for hendelser, f.eks. simulerte drivbaner for olje, og sannsynlighet for at hendelser skal opptre.

Eksempler på slike tilnærminger følger under:

- Miljøprioriteringer i oljevernberedskapen MOB (SFT 2004)
- International Northern Sea Route Programme - INSROP (e.g. Thommassen et al. 2009).
- Spesielt Miljøfølsomme Områder og Petroleumsvirksomhet - SMO (Miljødir., NINA, HI, DNV),
- Miljørettet risikoanalyse - MIRA (utviklet for petroleumsindustrien, Norsk olje og gass - OLF, Norsk Oljevernforening For Operatørselskap - NOFO, Det Norske Veritas - DNV).
- Særlig Verdifulle Områder - SVO (NP, NINA, UiTØ), metode for verdisetting av viktige områder med fokus på sjøfugl
- Miljø- og sårbarhetsprosjektet (Havmiljø.no)

Modellene er etablerte i forbindelse med oljevernberedskap (MOB), konsekvensanalyser og miljørisikoanalyser (MIRA) og forvaltningsplaner for norske havområder (SMO, SVO). Metodikken som brukes i Miljø- og sårbarhetsprosjektet er foreløpig ikke etablert som verktøy, men vil bli brukt til screening av verdi og sårbarhet i forbindelse med forvaltning av norske havområder. Selv om metodene er kvantitative, innebærer bruken av dem kvalitative vurderinger. Det er viktig å ta med seg at de kvantitative metodene er hjelpemidler med en viss grad av usikkerhet. Usikkerhetsvurderinger har et stort utviklingspotensial. Under følger en nærmere beskrivelse av de viktigste metodene i listen over.

5.2.1 Petroleumsrelatert sårbarhet

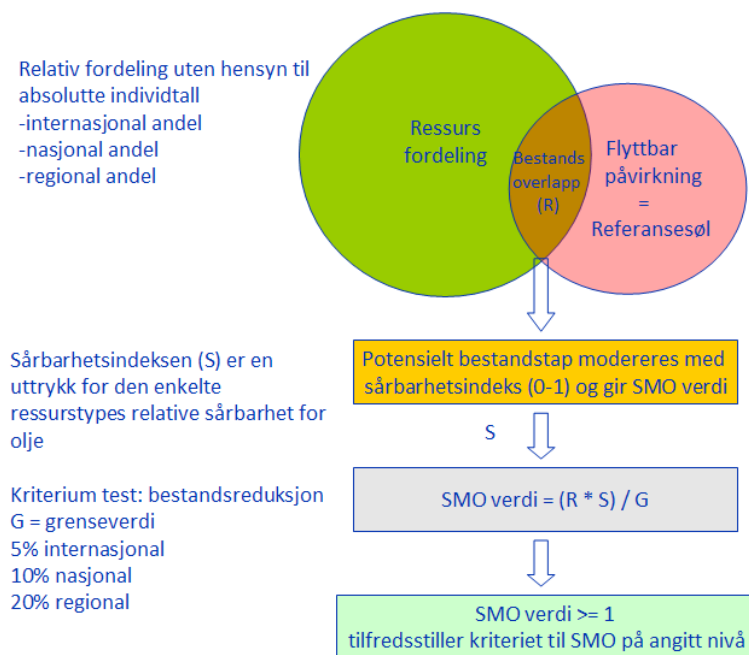
MOB-modellen er en modell for **miljøprioriteringer i oljevernberedskapen**, og er dermed direkte knyttet til petroleumsforurensing som påvirkningsfaktor. Modellen ble utviklet på 90-tallet, og beskrivelsen her baserer seg på rapport av 2004 (SFT 2004). MOB-systemet brukes i beredskapssammenheng ved akutte oljesøl fra petroleumsvirksomhet eller fra skip, og er etablert av Kystverket. MOB-områder er klassifisert i fire klasser, der A-områder har høyest prioritet og D lavest. Områdene er klassifisert ut fra forekomster av ressurser som strandenger, sjøfugl, sjøpattedyr, oppdrettsanlegg m.m. Kriteriene for å klassifisere områder baserer seg på hvor viktig området er for ressursene, hvor viktig bestanden i et angitt område er i forhold til en internasjonal bestand og hvorvidt området er potensielt utsatt for drift av olje i en utslippssituasjon. Systemet brukes for å utarbeide handlingsplaner i forbindelse med akutt forurensing.

Sårbarheten for olje er angitt for de enkelte ressursene på en firedelt skala fra ingen til høy sårbarhet. De andre variablene er hvorvidt ressursen er naturlig forekommende eller ikke, økonomisk erstattelighet, verneverdi (3 - nasjonal/internasjonal, 2 - regional og 1 - lokal, 0 - ubetydelig verneverdi). Verneverdi er både basert på eksisterende verneområder, vern av arter (rødlistestatus) samt ressurser med en stor andel i det aktuelle området. MOB-modellen er et

forvaltningsverktøy som på en relativt enkel måte prioriterer innsats ved akutte hendelser, og bruken er begrenset til dette.

Spesielt Miljøfølsomme Områder (SMO; Moe et al. 1999) bygger på samme rammeverk som flere av de andre systemene i marint miljø. SMO identifiserer områder hvor kombinasjonen av ressursutbredelse og potensielt skadeomfang i forhold til petroleumsvirksomhet kan være spesielt stort. Skadeomfanget i denne modellen måles i forhold til nedsatt funksjonsdyktighet eller dødelighet på individnivå med desimering av bestander, populasjoner eller habitat/samfunn som resultat.

SMO ble implementert for akutt oljeforurensning selv om modellen ble skissert også for borekaks/slam, produsert vann og for utslipp til luft. Et referanseområde flyttes over en bestandsfordeling for å se i hvor stor grad en bestand kan bli berørt. Sårbarhetsindeksen benyttes deretter som en moderator for å angi dødeligheten innen for det berørte området. Den samlede SMO verdien måles deretter mot en grenseverdi i forhold til andel av regional, nasjonal eller internasjonal bestand. Sårbarhetsindeksene reflekterer geografiske variasjoner i sårbarhet så vel som hensynet til eksponeringsgrad (**figur 5.2**). For sjøfugl bygger indeksen på verdier angitt i Anker-Nilsen (1987), som i utgangspunktet ble benyttet i SIMPACT (92 og 96) og omfatter relative sårbarhetsindekser gitt på 5 faktornivå. SIMPACT er en forløper både til SMO og til MIRA, utviklet av Anker Nilssen (1997) og tilrettelagt for sjøpattedyr (Isaksen et al. 1998).



Figur 5.2. Overordnet skisse av analysemetodikk for Spesielt Miljøfølsomme Områder – SMO.

MIRA står for **Miljørettet RisikoAnalyse**, med opphav i Norsk Standard NS 5814, "Krav til risikoanalyser", utviklet av petroleumindustrien. Påvirkningsfaktoren omfatter utslipp av petroleumprodukter. Metoden brukes for å analysere potensielle konsekvenser av påvirkningsfaktorene gjennom et utvalg scenarier, og gjennom å legge til hyppighet, basert på observerte hendelser av lik karakter. Metoden har sterkt fokus på petroleumsnæringen og utslipp av olje, men den er i prinsippet brukbar for andre typer utslipp som spres i vannmassene og på overflaten.

Generelle elementer som inngår i analysen:

- Akseptkriterier for miljørisiko. Hva som aksepteres beskrives og settes av utreder/operatør.

- *Utslippsscenarioer (sted, tid, oljetype, rate, varighet, forløp).*
- *Vind og strømdata.*
- *Forekomst av biologiske ressurser i influensområdet.*
- *Ressursenes verdi (vitenskapelig verdi, verneverdi, oa.).*
- *Ressursene sårbarhet overfor oljeforurensning på individ, populasjons og samfunnsnivå.*

Påvirkningsdelen er godt utbygd, med avanserte analyser av oljedrift, statistisk utbredelse av olje i sjø og stranding. Delen som går på ressursenes egenskaper er basert på faglig baserte betraktninger i forhold til skadenøkler (angivelse av antatt skade når ressursen kommer i kontakt med olje), og kvantitative vurderinger i forhold til hvor stor andel av ressursen som berøres. Restitusjonstid for ressursen er inne i modellen. Metoden er sårbar for manglende kunnskap i forhold til påvirkningens varighet i influensområdet og i forhold til kvaliteten på input-dataene på ressurnivå.

5.2.2 Ressursbasert sårbarhetsvurdering i marine områder

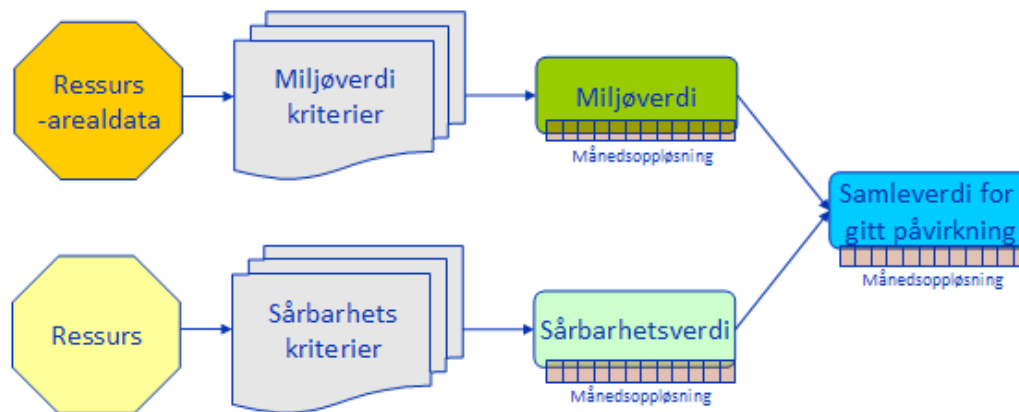
Miljødirektoratet fikk i 2008 i oppdrag fra Miljøverndepartementet å lede utviklingen av et system for miljøverdivurdering og sårbarhetskriterier for marine arter og leveområder. Resultatet av arbeidet presenteres på nettsida, www.havmiljo.no, som viser miljøverdi, sårbarhet og usikkerhet i forskjellige kartlag for en rekke ressursgrupper i norske havområder. Modellen har satt seg fore å behandle forskjellige ressurser på en slik måte at de skal være sammenlignbare.

Det er utarbeidet og testet et sett av kriterier som er lagt til grunn for sårbarhetsvurderinger av flere ulike påvirkningsfaktorer. Foreløpig er ressursavhengig sårbarhet vurdert for akutt oljeforurensning, faste installasjoner, midlertidige fysiske påvirkninger og undersjøisk støy, men flere skal utarbeides etter lignende prinsipper som de foreliggende. Prosjektet har også utarbeidet en løsning for hvordan resultatet av den generelle sårbarhetsvurderingen kan benyttes sammen med verdivurderingssystemet, som danner grunnlaget for en sårbarhetsanalyse for en gitt påvirkning. Resultatet av sårbarhetsanalysene skal reflektere kombinasjonen av naturressursenes sårbarhet og verdi og gjøre det mulig å peke ut sårbare områder for ulike påvirkninger. Prosjektet har forsøkt å etablere en omforent metode for å gjennomføre sårbarhetsanalyser og rangere sårbarheten til marine arter og habitater i norske havområder. Oppløsningen på analysene er gitt i 10 x 10 km rutenett, men modellen begrenser ikke analysene til dette nivået.

Utgangspunktet for sårbarhetsvurderingen er eksisterende verdivurderingssystem som er bygget opp rundt testing av spesifikke arealmessige datasett i forhold til sju verdikriterier; herunder

- livshistorisk viktige områder
- unikhet/sjeldenhet
- biologisk produksjon
- diversitet
- nedadgående bestander/habitater.

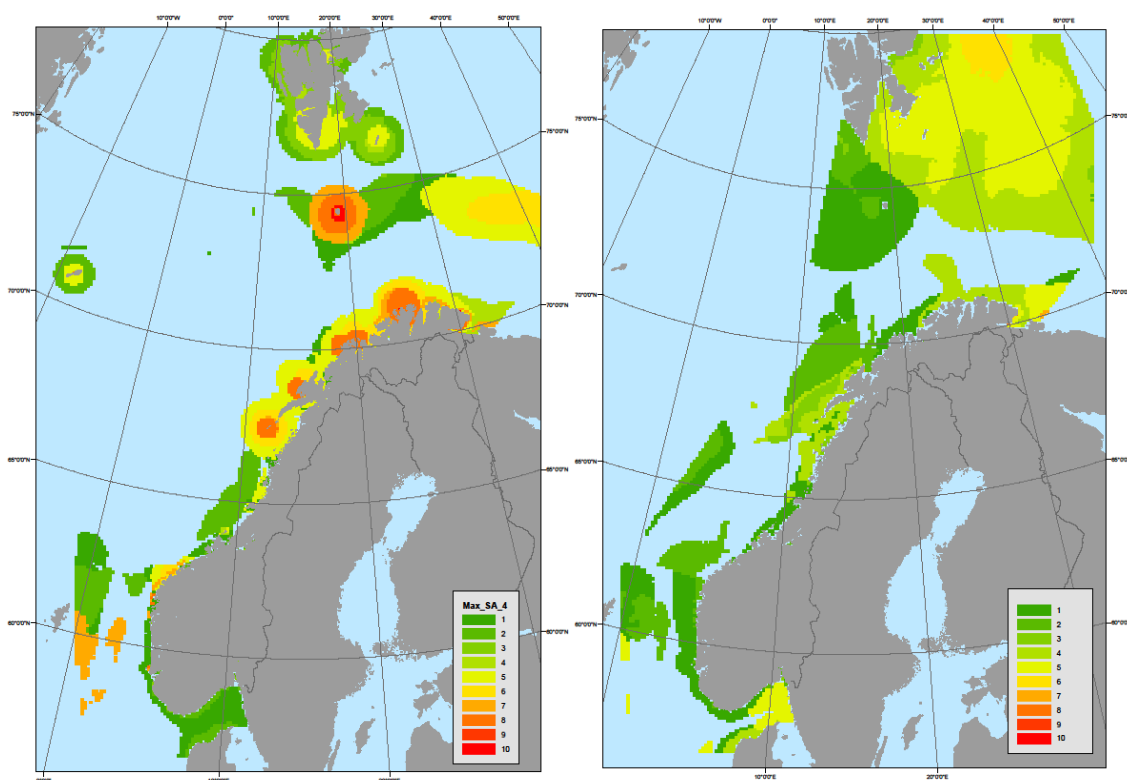
Disse punktene sammenfaller med ressursens egenskaper og er tilnærmet parallell til ressursdelen i **Figur 3.1**. Resultatet blir her kalt verdien av bestanden, og denne verdien er knyttet opp mot sensitiviteten til ressursen, men omfatter f.eks. mengdeforhold i form av andel av bestand i et område. I denne modellen er sårbarhetsanalysen definert som den samlede analysen der man benytter både ressursvurderingen (i miljøverdiprosjektet kalt verdivurderingen) og sårbarhetsvurderingen som grunnlag. Sensitiviteten og sannsynlighet for påvirkning varierer i tid og sårbarhetsvurderingene gjøres for naturlige sesonger og brytes deretter ned til månedlige verdier. Sensitiviteten og sannsynlighet for påvirkning varierer også romlig, og dette vurderes både for ressursen og selvfølgelig for påvirkningen, der dette er mulig. En skisse over hvordan verdivurderingen og sårbarhetsvurderingen er satt sammen er gitt i **Figur 5.3**.



Figur 5.3. Skisse over hvordan samlet sårbarhetsanalyse for marine ressurser kan gjennomføres

Resultatet av en sårbarhetsvurdering er en kartfestet fremstilling av områder med gradert sårbarhet i forhold til en spesifikk påvirkningsfaktor. Samleverdien er sammensatt av de romlige og sesongvise resultatene fra vurderingen av ressursene (miljøverdi) sammen med en konkret sårbarhetsverdi (**Figur 5.4**). Beregningen er gjort uavhengig av om aktuelle påvirkningsfaktorer eksisterer i området og omfanget av disse i tid og rom. Sårbarheten er altså i denne sammenheng påvirkningsspesifikk, uten at påvirkningens omfang i tid og rom, og mengde/størrelse er vurdert. Konsekvensene av en påvirkning kan dermed ikke beregnes, men områder som er spesielt sårbare for en spesifikk påvirkning framkommer av modellen.

Miljø- og sårbarhetsprosjektet kan brukes til å screene større områder i forhold til sårbarhet for forskjellige påvirkningsfaktorer. Metoden kan brukes på forskjellig skala, men er implementert på 10x10 km skala, noe som i mange tilfeller er for grovt i forhold til noen påvirkningsfaktorer. Forskjellige påvirkningsfaktorer har forskjellige tilnærming til sårbarhetskriteriene, noen ressurser har en kvantitativ tilnærming mens andre baserer sårbarheten på ekspertfaglige vurderinger. Viktige punkter er likevel restitusjonstid, som kan knyttes opp mot resiliens, atferdsmessige responser som begrenser skade, som kan knyttes opp mot plastisitet og de enkelte ressursenes spesifikke sensitivitet vurdert gjennom kriteriene. I forhold til påvirkningsfaktorene er styrke, varighet og geografisk utbredelse vurdert. Dette gir et godt utgangspunkt for å vurdere sårbarheten, effektene og konsekvensene av de spesifikke påvirkningsfaktorene.



Figur 5.4. Sårbarhetsanalyseresultater for sjøfugl ved påvirkning av akuttutslipp av olje. Figurene viser maksverdi for alle arter per 10x10 km rute i april (til venstre) og oktober (til høyre). Analyseresultatene er vist i 10 kategorier.

5.2.3 Felles for sårbarhetsvurderinger brukt i marine systemer

Metodene for beregning av sårbarhet i marine miljø varierer mellom ressurser og type påvirkningsfaktorer. Påvirkningsfaktorer som klima og langtransportert forurensning er vanskelig å differensiere i forhold til sted, mens akutt forurensning med spesifikke utslippspunkter er motsetningen. Bruken av de forskjellige metodene innebærer ekspertvurderinger på forskjellig plan, og resultatene må tolkes av kompetente fagpersoner. Resultatene av de kvantitative metodene blir uansett ikke bedre enn de dataene en putter inn i metoden, og usikkerhet i påvirkningens utbredelse, ressursens utbredelse og dynamikk i tid og sted er viktige elementer som kan føre til at usikkerheten i sårbarhetsvurderingene blir store. Utvikling av metoder som også omfatter usikkerhet blir viktig framover.

5.3 Oppsummering og sammenlikning

De påvirkningsfaktorene vi har vurdert virker både i marint og terrestrisk/limnisk miljø. Det vi ser er imidlertid at tradisjon og historie for bruk av sårbarhet i forvaltning av marine miljøer er svært forskjellig fra det som er utviklet i terrestre og limniske miljøer i polare strøk (**Figur 5.5**). Utgangspunktet for mange av modellene i marine miljø er press og utfordringer fra petroleumssektoren. Disse har utviklet seg til ulike metoder med ulike formål og fokus, men de har samtidig også mye felles. Alle metodene er basert på store datasett som omfatter både abiotiske og biotiske deler av økosystemene, samt simuleringsdata og eksperimentelle data om påvirkning. Modellene har som formål å beregne sårbarhet ved potensielle utslipp og ulykker til havs, inkludert strømmer og spredning forholder de seg til en regional skala.

En fellesnevner for de modellene som finnes for terrestrisk og limnisk miljø er at de, med unntak av bakenforliggende påvirkning fra klimaendringer eller langtransportert forurensing, forholder seg til en konkret påvirkningsfaktor på lokalt skalanivå. Sårbarhetsvurderingene som er knyttet til ferdsel, fremmede arter og høsting forholder seg til faktisk og kontinuerlig påvirkning (mer eller mindre godt kvantifisert eller beskrevet) og ikke en potensiell og akutt hendelse (i motsetning til marine modeller, der påvirkningen gjerne handler om sannsynlighetsvurdering av potensiell hendelser).

Kunnskapsgrunnlag	Metodetilnærming	Eksempler i teksten					
Lite	- Ingen vurdering p.g.a. manglende data						
	- Ekspertvurderinger	Ferdsel (vegetasjon) Fremmede arter (effekter av enkeltarter)					
Middels	- Vurderinger basert på semi-kvantitative metoder med klare kriterier og henvisning til data	Ferdsel (dyreliv og vegetasjon) MOB (marint)					
	- Modeller der betydningen av aspekter man mangler kunnskap om blir vurdert ved simulering av alternative modeller	MIRA (enkleste nivå) Høsting					
Godt	- Matematiske modeller der effekten av påvirkningsfaktorene er inkludert med simulering av fremtidige scenarioer m.h.t. påvirkningsfaktorene	Ferdsel (dyreliv) Fremmede arter Høsting SMO (marint) MIRA (avansert nivå) Miljø- og sårbarhetsprosjektet					

Figur 5.5. Kunnskapsgrunnlaget er avgjørende for hvilken type modeller som kan brukes for å angi sårbarhet. Metodene spenner fra ekspertvurderinger og kriteriebaserte data til avanserte kvantitative og repeterbare modeller ved omfattende kunnskapsgrunnlag.

For fremmede arter er det brukt samme modell og datagrunnlag for marine arter som for terrestriske og limniske. For høsting på land og ferskvann er vurderingene svært artsspesifikke, så dette kan også forklare at det er ulike retninger på vurderingene. Høsting til havs er spesielt vurdert her, men den er knyttet til store, kommersielle ressurser, mens høsting på land er i mindre skala og gjerne mer som rekreasjon eller lokal matauk.

Den ser ut som det er en sammenheng mellom påvirkningsfaktorene og hvor mye ressurser som er brukt på å framskaffe data som kan brukes til sårbarhetsvurdering. Potensielle katastrofer (forsårsaket av store, tunge aktører) utløser grundigere og mer langsiktig kunnskapsoppbygging enn en løpende påvirkning fra litt mer sammensatte aktører. Dette gjelder for eksempel ferdsel som bedrives av mange (alle) som er i et område. Turisme er en åpenbar og delvis stigmatisert aktør, men også lokalbefolkning, forskere eller andre næringsutøvere påvirker gjennom ferdsel. Også fremmede arter er relatert til mange aktører og «ansvarlige» for påvirkningen ganske sammensatt, med en rekke importvektorer og årsaker.

6 Sårbarhetsvurdering og praktisk forvaltning

Utgangspunkt for denne rapporten var å konsentrere seg om de sårbarhetsutfordringer som «lokal» forvaltning i polarområder kan gjøre noe med. Det mener vi er veldig fornuftig. Virkeligheten er likevel at Arktis/Antarktis forandrer seg kontinuerlig pga. klimaendring, langtransportert forurensning i luft og hav mm, og dette påvirker ressursene direkte. Men ikke minst så øker det også potensialet for omfang og effekter av lokale påvirkningsfaktorer (se **Figur 3.1**), ikke minst i Arktis gjennom større muligheter for å oppsøke, ferdes gjennom og utnytte ressursene (se kapittel 4). Utviklingen vil påvirke både global, regional og lokal forvaltning av polare strøk. Det er et stor-politisk spørsmål hvordan slike nye tekniske og økonomisk fristende muligheter skal utnyttes.

6.1 Sosiale-økologiske systemer (SES)

De store (menneskeskapte) globale påvirkningsfaktorer som arktiske forvaltere ikke får gjort stort med står i klar motsetning til formålet i Svalbardmiljøloven om å opprettholde et «*tilnærmet uberørt miljø på Svalbard*» (§1). Handlingsrommet til forvaltningsmyndighetene ligger mer «i det små» - på en mindre skala. Denne globale endringa gjør begrepene «uberørt» og «naturlig» vanskelige – til og med i Arktis – både i en faglig og en forvaltningsmessig forstand, og en økende mengde forskningslitteratur de siste 10-15 år diskuterer nettopp dette (se f.eks. Cole & Yung 2010). I denne rapporten har vi argumentert for å rette oppmerksomheten både mot kunnskap om de arktiske ressursene og kunnskap om påvirkningsfaktorene og samfunnsforhold; dette for å styrke forvaltningsrelevansen og nytteverdien av sårbarhetsvurderinger. Det er avgjørende å betrakte menneske og samfunn som «naturlige» innslag og helt sentrale faktorer i de systemene vi studerer – derfor henter vi mye referanser fra forskningslitteraturen om utvikling og forvaltning av såkalte 'sosiale-økologiske systemer' (*social-ecological systems – SES*). De fleste av de aktuelle tiltakene som forvaltningen kan og vil iverksette vil rette seg mot påvirkningsfaktorene – altså mot mennesker, organisasjoner, bedrifter og samfunn. Derfor kreves det også en sterkere integrering av naturressurs- og samfunnsforvaltningen, siden sårbarhet (*vulnerability*), *resiliens* og tilpasningsevne er kritiske fenomener både for sosiale polare systemer og for polar natur (Janssen et al. 2007, Gallopin 2006, Schröter et al. 2005).

6.2 Om menneskelig nærvær, påvirkning og sårbarhet

I et sosial-økologisk tankesett er ikke menneskelig nærvær i utgangspunktet definert som en potensiell negativ påvirkningsfaktor, men mennesket er en aktør som har og skal ha en plass i systemet. Dette resonnementet er oftes fullt akseptert når det er snakk om urfolks rett til nærvær og lokal ressursbruk, men mer kontroversielt når det gjelder det moderne samfunns nærvær. Vi mener spørsmålet er hvilken plass og hvordan det moderne samfunnets nærvær kan innpasses i et overordnet og langsiktig «bevaringsperspektiv». Den internasjonale Ramsar-konvensjonen – som Norge har ratifisert - viser oss en interessant tilnærming til det en kan kalle balansen mellom vern og bruk, i dette tilfellet av internasjonalt verneverdige våtmarker. Konvensjonen (dersom den tas på alvor) tvinger oss inn i både forskjellen på effekt og konsekvens (se kapittel 3.3.2), det å balansere vern og bruk, og å operasjonalisere grensene mellom «nødig og unødig» forstyrrelse (se nedenfor). Artikkel 3 i Ramsar-konvensjonen (<http://www.ramsar.org/>) sier at *“The Contracting Parties shall formulate and implement their planning so as to promote the conservation of the wetlands included in the List, and as far as possible the wise use of wetlands in their territory”* (vår utheving) **The wise use concept** er utdypa slik (samme hjemmeside): *“At the centre of the Ramsar philosophy is the “wise use” concept. The wise use of wetlands is defined as “the maintenance of their ecological character, achieved through the implementation of ecosystem approaches, within the context of sustainable development”. “Wise use” therefore has at its heart the conservation and sustainable use of wetlands and their resources, for the benefit of humankind”*.

Det er ingen tvil om at verneinteressene er det overordna i f.eks. Ramsar-områder. Spørsmålet er hvilke samfunnsinteresser det kan gis rom for, på visse lokaliteter, og på hvilken måte, uten at det går utover verneformålet. Innenfor det internasjonale naturvernarbeidet (jf. Ramsar-konvensjonen og i IUCN - Den internasjonale naturvernunionen) snakker en gjerne om '*det nye paradigmet*' i naturvernarbeidet, der en også legger vekt på de sosiale og økonomiske interessene knytta til naturvernarbeidet, så langt verneinteressene gir rom for det (McNeely 1995; Wilshusen et al. 2002), se også NOU om økosystemtjenester (Anon 2013). Arktis, og ikke minst Svalbard, er i en tilsvarende situasjon, jf. formålsparagrafen i Svalbardmiljøloven. Selv om ikke hele Svalbard er vernet så ligger det en overordnet ambisjon om å bevare et «*tilnærmet uberørt miljø*» på Svalbard, der det skal være rom for «*miljøforsvarlig bosetting, forskning og næringsdrift*» - vi må gjerne kalle det 'rom for klok bruk'. Slik sett er det all grunn til å betrakte Arktis, med Svalbard og havområdene rundt, som et stort sosialt-økologisk system (SØS), der det er grunnleggende behov for å tenke sårbarhet, robusthet og tilpasningsevne for både arktisk natur, arktiske samfunn og Arktis som nærings- og transportarena (Chapin III et al. 2006; 2010; Gallopin 2006; Miller et al. 2010).

Eksemplet forstyrrelse – og sårbarhet

Begrepet forstyrrelse blir brukt med flere betydninger, men i denne sammenheng er det brukt som uttrykk for en menneskelig ressurspåvirkning, og særlig en påvirkning på dyreliv – både på land, i/på ferskvann og i/på havet. Fenomenet forstyrrelse er interessant fordi det både kan analyseres faglig gjennom en sårbarhetsvurdering knyttet til ferdsel og arealbruk (slik vi har gjort i kapittel 5.1.1), men også fordi det illustrerer hvordan forvaltningen må avklare hvilket etisk og verdimessig grunnlag en baserer sine vurderinger og konklusjoner på.

La oss tenke oss at mennesker forstyrrer fugl: En forstyrrelse er en registrerbar påvirkning på individ eller flokknivå, som kan resultere i f.eks. flukt, frykt eller stress. Hvor stor eller sterk denne effekten er (på individ/flokk) vil variere med tidspunkt/sesong (hekking, matsøk, myting, hvile), art, typen menneskelig aktivitet, lokale miljøforhold, lokalitetens økologiske funksjon, fuglenes kondisjon, grad av habituering til menneske hos fuglen, sumvirkning med andre påvirkninger mm. Denne siden ved forstyrrelse kan studeres og vurderes økologisk og bio-faglig. Men vurderingen av forstyrrelse som et problem avhenger også av hva en legger til grunn for vurderingen og konklusjonen: Er det en individuell etisk vurdering med tanke på velferd for hvert enkelt (fugle-)individ («all forstyrrelse er uakseptabel») eller er det en økologisk vurdering («forstyrrelse er uakseptabel når den truer livsmiljøet eller overlevelse/reproduksjon av bestanden»). Den norske villtvennloven og naturmangfoldloven har lagt en økologisk tilnærming til grunn. Og kanskje kan også Svalbardmiljøloven tolkes slik, når det i § 24 heter at «*Flora og fauna ... skal forvaltes slik at artens naturlige produktivitet, mangfold og leveområder bevares*»? Ved en økologisk tilnærming er forstyrrelse problematisk når den gir eller inngår i en negativ effektspiral på et høyere skalanivå enn individ/flokk, f.eks. i forhold til bestandens overlevelse og reproduksjon.

For flere fuglefredningsområder på fastlandet sier verneforskriften at fuglelivet ikke skal utsettes for «*unødige forstyrrelser*» (se Vistad 2013, Follestad 2012). Hva er forskjellen mellom forstyrrelse og unødig forstyrrelse? Begrepet 'unødig forstyrrelse' tyder på at det også finnes noe som må kalles *nødig* (= nødvendvungen, i følge Bokmålsordboka) forstyrrelse, altså forstyrrelse som en ikke kommer utenom, selv om en gjerne ville, f.eks. ambulanseferdsel, forskning, forvaltning og annen definert lovlig eller prioritert aktivitet. Her ligger det en innebygd forståelse om at forstyrrelse *kan* være forvaltningsmessig akseptabel. Kanskje er heller ikke en viss forstyrrelse nødvendigvis problematisk for det enkelte individet (se nedenfor)? Uansett: dersom en skal legge en individuell dyreetisk norm om at all forstyrrelse er uakseptabel til grunn, så sier en egentlig at menneskelig nærvær er uakseptabelt.

Når er forstyrrelse akseptabelt, økologisk sett? Nyere tilnærminger har fokus på at vi i større grad skal få oppleve naturen. Målet er å legge til rette for opplevelse, men innenfor det som kan tolereres. Se for eksempel resonnementene rundt prosjektet «Fugleturisme i Midt og Øst-Finnmark» som er del av Miljødirektoratets verdiskapingsprogram «Naturarven som verdiska-

per» (www.bioforsk.no) , nyere tanker rundt forvaltning av villrein og turisme på fastlandet (Strand et al. 2013), samt studier av metoden fang-og-slipp innen fritidsfiske (Kraabøl et al. 2013). Felles for disse prosjektene er at de har fokus på opplevelse innenfor det som er økologisk forsvarlig. Forvaltningsmessig sett så er disse studiene relevante også for Arktis. Denne tilnærminga gir en annen inngang til forstyrrelse og effektstudier enn de mer tradisjonelle effektstudiene, hvor motivasjonen bak studiene ofte er å heve pekefingeren. Ulike arter/bestander/individer har ulike responser vil ha hver sine naturlige responser i forhold til ulike former for ytre påvirkning forstyrrelser eller opplevde trusler i deres naturlige miljø, f.eks. i form av flukt, trykking, frykt eller stress (ulik plastisitet, jf. **Figur 3.1**, se også kap. 5), og slik ulik evne til å tolerere forstyrrelse, som da vil sette ulike grenser for hvor langt man kan gå i å oppleve natur.

Dette kan være en relevant faglig tilnærming ved vurdering av forstyrrelse, sårbarhet og påvirkningstrussel. Men hva som er dyrs «naturlige funksjon i sitt naturlige miljø» vil fort være en sannhet i endring for mange arter i Arktisk, med de pågående klimaendringene.

6.3 Adaptiv forvaltning av dynamiske systemer

Kunnskap om den arktiske økologien, naturlig dynamikk, sårbarhet (inkl. tilpasningspotensiale ved ulike påførte/oppståtte endringer) er grunnleggende. Men forvaltning og politikere må også rette oppmerksomheten mot og vektlegge kunnskapsbehovet om den sosiale delen av det sosiale-økologiske systemet, siden alternativet ikke er ja eller nei til menneskelig aktivitet og påvirkning. Alternativene er knytta til hva slags menneskelig aktivitet, når, hvor og hvordan, sett i forhold til overordna økologiske og andre politiske mål for Arktis eller polare strøk. Spørsmålet er altså hvordan forskning, turisme, fiske, transport etc. skal utøves, og hvilken kunnskap som trengs om utøverne av aktivitetene, selve utøvelsen og (sannsynlige/mulige) effekter av disse, slik at forvaltninga kan arbeide proaktivt og f.eks. forestå det som blir kalt «*adaptive governance*» (Folke 2007) eller «*ecosystem stewardship*» (Chapin III et al. 2010) eller «*adaptive management*» (Allen et al. 2011) av sosiale-økologiske system. For å sitere sistnevnte (s. 1339): *“there will always be inherent uncertainty and unpredictability in the dynamics and behavior of complex social-ecological systems, but management decisions must still be made, and whenever possible, we should incorporate learning into management”*. Dvs. vi kan ikke lete etter én konkret løsning eller ett konkret nivå på sårbarhet ettersom dette vil være forskjellig i ulike situasjoner. Det å stadig kunne utøve god forvaltning er basert på evnen til å hente inn og inkorporere ny kunnskap i forvaltningsarbeidet. Allen et al. (2011) diskuterer adaptiv forvaltning på en «fordomsfri» måte, og advarer mot å betrakte dette som et mirakelmiddel for å takle vanskelige problem. Adaptiv forvaltning er ikke en fast forvaltningsmodell, men en systematisk arbeidsmåte som bygger på en forståelse om at systemet som skal forvaltes sannsynligvis er labilt og at endring vil skje. Men for å kunne iverksette gode tiltak så må systemet likevel være «kontrollerbart», i den forstand at det er basert på stadig oppdatert kunnskap og en mulighet for å kunne endre/påvirke systemet.

Og da er vi tilbake til utgangspunktet: Vi må konsentrere oss om en skala og et nivå som forvaltningen kan påvirke og gjøre noe med. Vi håper vårt bidrag med en systematisk gjennomgang av sårbarhetsbegrepet, av ulike påvirkningsfaktorer og metoder for å beskrive og måle sårbarhet i polare strøk, vil være et bidrag til en bedre kunnskapsbasert adaptiv forvaltning av polare områder – forstått som et spekter av ulike sosiale-økologiske systemer og med hver sine verdimeslige føringer for forvaltningen.

7 Referanser

- Aall, C. 2011. Hvordan klimautfordringene påvirker behovet for investeringer i infrastruktur. Innlegg "Sparer vi oss til samferdselskrise" arrangert av KS. Oslo 1. juni 2011. Vestlandsforskning.
- ACIA. 2005. Impacts of a warming Arctic. Cambridge University Press.
- Adger, W.N. 2006. Vulnerability. *Global Environmental Change* 16 (2006) 268–281. doi:10.1016/j.gloenvcha.2006.02.006
- Allen, C. R., Fontaine, J. J., Pope, K. L. & Garmestani, A. S. 2011. Adaptive management for a turbulent future. *Journal of Environmental Management* 92: 1339-1345.
- Anker-Nilsen, T. 1987. Metoder til konsekvensanalyse olje/sjøfugl. Direktoratet for naturforvaltning. Viltrapport 44.
- Anon. 2004. Lov om bevaring av natur, landskap og biologisk mangfold (Naturmangfoldloven) NOU 2004: 28.
- Anon. 2013. NOU 2013/10 Naturens goder – om verdier av økosystemtjenester. Miljøverndepartementet.
- Berkes, F. & Folke, C. (red.). 1998. Linking social and ecological systems: management practices and social mechanisms for building resilience. Cambridge: Cambridge University Press. 459 s.
- Biro, P. A. & Post, J.R. 2008. Rapid depletion of genotypes with fast growth and bold personality traits from harvested fish populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105, 2919-2922.
- Blanc, R., Guillemain, M., et al. 2006. Effects of non-consumptive leisure disturbance to wildlife. *Revue D Ecologie-La Terre Et La Vie* 61(2): 117-133.
- Blumstein, D.T., Anthony, L.L., Harcourt, R., Ross, G. 2003. Testing a key assumption of wildlife buffer zones: is flight initiation distance a species-specific trait? *Biological Conservation* 110(1): 97-100.
- Brand, F. S. & Jax, K. 2007. Focusing the Meaning(s) of Resilience: Resilience as a Descriptive Concept and a Boundary Object. *Ecology and Society* 12/23 (online), 16 s.
- Brown, C.J., Saunders, M.I., Possingham, H.P., Richardson, A.J. 2013. Managing for Interactions between Local and Global Stressors of Ecosystems. *PLoS ONE* 8(6): e65765. doi:10.1371/journal.pone.0065765.
- Brunner, R.D., Lynch, A.H., Pardikes, J.C. et al. 2004. An Arctic disaster and its policy implications. *Arctic* 57: 336-346.
- CAFF. 2013. Arctic Biodiversity Assessment. Status and trends in Arctic biodiversity. Conservation of Arctic Flora and Fauna, Akureyi.
- CBD. Secretariat of the Convention on Biological Diversity. 2010. Global Biodiversity Outlook 3. Montréal, 94 s.
- Chapin III, F. S., Carpenter, S. R., Kofinas, G. P. & 14 others. 2010. Ecosystem Stewardship: sustainability strategies for a rapidly changing planet. *Trends in Ecology and Evolution* 25: 241-249.
- Chapin III, F. S., Hoel, M. Carpenter, S. R. & 15 others. 2006. Building Resilience and Adaptation to Manage Arctic Change. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 35: 198-202.
- Chapin III F.S., Zavaleta E.S., Eviner V.T., Naylor, R.L., Vitousek P.M., Reynolds H.L., Hooper, D.U., Lavorel S., Sala O.E., Hobbie S.E., Mack, M.C., Diaz S. 2000. Consequences of changing biodiversity. – *Nature* 405: 234-242.
- Chown, S.L., Lee, J.E. 2009. Antarctic islands, biology. In: Gillespie RG, Clague DA (eds.) *Encyclopedia of islands*. University of California Press, Berkeley, s. 10–17.
- Chown, S.L., Huiskes, A.H.L., Gremmen, N.J.M., Lee, J.E., Terauds, A., Crosbie, K. et al. 2011. Continent-wide risk assessment for the establishment of nonindigenous species in Antarctica. *PNAS*. www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.1119787109.
- Cole, D. N. & Yung, L. (red.) 2010. Beyond Naturalness. Rethinking Park and Wilderness Stewardship in an Era of Rapid Change. Washington: Island Press. 287 s.
- Coltman, D. W., O'Donoghue, P., Jorgenson, J. T., Hogg, J. T. Strobeck C. & Festa-Bianchet, M. 2003. Undesirable evolutionary consequences of trophy hunting. *Nature*, 426, 655-658.

- Dawson, T.P., Jackson, S.T., House, J.I., Prentice, I.C., Mace, G.M., 2011. Beyond Predictions: Biodiversity Conservation in a Changing Climate. *Science* 332: 6025 pp. 53-58. DOI: 10.1126/science.1200303
- Hindar, K. & Diserud, O.H. 2007. Sårbarhetsvurdering av ville laksebestander overfor rømt oppdrettslaks. NINA Rapport 244, 45 s.
- DNV. 2007. Veileder for miljørettede beredskapsanalyser. Rapportnummer 2007- 0934. 16.06.2007.
<http://www.olf.no/PageFiles/6550/Veileder%20for%20milj%c3%b8rettede%20beredskapsanalyser.pdf>
- Elmqvist, T., Folke, C., Nystrom, M., Peterson, G., Bengtsson, J., Walker, B. & Norberg, J. 2003. Response diversity, ecosystem change, and resilience. *Frontiers in Ecology and the Environment* 1: 488-494.
- Erikstad, K.E., Sandvik, H., Reiertsen, T.K., Bustens, J.O., & Strøm, H. 2013. Persistent organic pollution in a high Arctic top predator: Sex dependent thresholds in adult survival. *Proceedings of the Royal Society B*. 280 20131483; doi: 10.1098/rspb.2013.1483.
- Erikstad, L., Lindblom, I., Jerpåsen, G., Hanssen, M.A., Bekkby, T., Stabbetorp, O & Bakkestuen, V. 2008. Environmental value assessment in a multidisciplinary EIA setting. *Environ. Impact Assess. Review* 28: 131-143.
- Erikstad, L., Hagen, D., Evju, M. & Bakkestuen, V. 2009. Utvikling av metodikk for analyse av sumvirkninger for utbygging av små kraftverk i Nordland. Forprosjekt naturmiljø. - NINA Rapport 506. 44 pp. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oslo.
- Ernande, B., Dieckmann, U. & Heino, M. 2004. Adaptive changes in harvested populations: plasticity and evolution of age and size at maturation. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 271, 415-423.
- Fenberg, P. B. & Roy, K. 2008. Ecological and evolutionary consequences of size-selective harvesting: how much do we know? *Molecular Ecology*, 17: 209-220.
- Follestad, A. 2012. Innspill til forvaltningsplaner for Lista- og Jærstrendene: Kunnskapsoversikt over effekter av forstyrrelser på fugler. NINA Rapport 851. 45 s
- Folke, C. 2007. Social-ecological systems and adaptive governance of the commons. *Ecological Research* 22: 14-15.
- Folke, C., Carpenter, S. R., Walker, B., Scheffer, M., Chapin, T. & Rockström, J. 2010. Resilience Thinking: Integrating Resilience, Adaptability and Transformability. *Ecology and Society* 15: 1-9.
- Frid, A. & Dill, L. 2002. Human-caused disturbance stimuli as a form of predation risk. *Conservation Ecology* 6(1).
- Gabrielsen, G.W., Evenset, A., Frantzen, S., Gwynn, J., Hallanger, I.G., Kallenborn, R., Pfaffhuber, K.A., Routti, H., & Sagerup, K. 2011. MOSJ statusrapport 2011 Miljøgifter. Norsk Polarinstituttets rapportserie, nr. 137.
- Gallopin, G.C. 2006. Linkages between vulnerability, resilience, and adaptive capacity. *Global Environmental Change* 16 (2006) 293–303. doi:10.1016/j.gloenvcha.2006.02.004.
- Gederaas, L., Moen, T. I., Skjelseth, S. & Larsen, L.-K., red. 2012. Fremmede arter i Norge - med norsk svarteliste 2012. - Artsdatabanken, Trondheim.
- Hagen, D. 2001. Botanikk og byfornyelse – å plukke blomster med bulldoser. I: Arlov, T.B. & Holm, A.O. Fra company town til folkestyre – Samfunnsbygging i Longyearbyen på 78°N. Svalbard Samfunnsdrift AS, Longyearbyen, s. 155-163.
- Hagen, D., Vistad, O.I. , Eide, N.E., Flyen, A.-C., Fangel, K., 2012a. Managing visitor sites in Svalbard: from a precautionary approach towards knowledge based management. *Polar Research* 2012, 31, DOI: 10.3402/polar.v31i0.18432.
- Hagen, D., Eide, N.E., Fangel, K., Flyen, A.C. & Vistad, O.I. 2012b. Sårbarhetsvurdering og bruk av lokaliteter på Svalbard. Sluttrapport fra forskningsprosjektet "Miljøeffekter av ferdsel". - NINA Rapport 785. 110 pp + vedlegg. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Trondheim.
- Hagen, D. & Evju, M. 2013. Using short-term monitoring data to achieve goals in a large-scale restoration. *Ecology & Society* 18(3): 29. <http://dx.doi.org/10.5751/ES-05769-180329>

- Hagen, D., Endrestøl, A., Hanssen, O., Often, A., Skarpaas, O., Staverløkk, A. & Ødegaard, F. 2012. Fremmede arter. Kartlegging og overvåking av spredningsvegen «import av plante-produkter». - NINA Rapport 915. 76 s.
- Halvorsen, R., Andersen, T., Blom, H. H., Elvebakk, A., Elven, R., Erikstad, L., Gaarder, G., Moen, A., Mortensen, P. B., Norderhaug, A., Nygaard, K., Thorsnes, T. & Ødegaard, F. 2008. Naturtyper i Norge – et nytt redskap for å beskrive variasjonen i naturen. Naturtyper i Norge Bakgrunnsdokument 1. Artsdatabanken, Trondheim. 17 s. <http://www.artsdatabanken.no/ThemeArticle.aspx?m=52&amid=3903>.
- Hansen, B. B., Grøtan, V., Aanes, R., Sæther, B. E., Stien, A., Fuglei, E., Ims, R. A., Yoccoz, N. G. & Pedersen, Å. Ø. 2013. Climate events synchronize the dynamics of a resident vertebrate community in the High Arctic. *Science*, 339, 313-315.
- Hines, A.H., Ruiz, G.M. 2000. Biological invasions at cold-water coastal ecosystems: ballast-mediated introductions in Port Valdez/Prince William Sound. Final Report to Regional Citizens Advisory Council of Prince William Sound.
- Holth, F. & Winge, N.K. (red.) 2014. Konsekvensutredninger - rettsregler, praksis og samfunnsvirkninger. Universitetsforlaget.
- Hung, H., Kallenborn, R., Breivik, K., Su, Y.S., Brorstrom-Lunden, E., Olafsdottir, K., Thorlacius, J.M., Leppanen, S., Bossi, R., Skov, H., Mano, S., Patton, G.W., Stern, G., Sverko, E. & Fellin, P. 2010. Atmospheric monitoring of organic pollutants in the Arctic under the Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP): 1993-2006. *Science of the Total Environment* 408, 2854-2873.
- Gill, J. A. 2007. Approaches to measuring the effects of human disturbance on birds. *Ibis* 149: 9-14.
- Ims, R. A., Jepsen, J.U., Stien, A. & Yoccoz, N.G. 2013. Science plan for COAT - Climate Ecological Observatory for Arctic Tundra. Fram Centre Report Series 1: 1-177.
- Gill, J. A., K. Norris, et al. 2001. Why behavioural responses may not reflect the population consequences of human disturbance. *Biological Conservation* 97(2): 265-268.
- IPPC. 2007. Intergovernmental Panel on Climate Change 4th Assessment report. Cambridge University Press.
- IUCN 2001. IUCN Red List Categories and Criteria. Version 3.1 Second edition. Prepared by the IUCN Species Survival Commission. 38 s.
- Isaksen, K., Bakken, V. & Wiig, Ø. 1998. Potential effects on seabirds and marine mammals of the petroleum activity in the northern Barents Sea. *Norsk Polarinstitutt meddelelser* no 154. 1998.
- Janssen, M.A., Anderies, J. M. & Ostrom, E. 2007. Robustness of Social-Ecological Systems to Spatial and Temporal Variability. *Society and Natural Resources* 20: 307-322.
- Jentoft, S. 2010. Anna Zachrisson: Commons Protected for or from People: Co-management in the Swedish Mountain Region? *Statsvetenskaplig Tidskrift* 112/3: 306-315.
- Keith, D. A., Akçakaya, H. R., Thuiller, W., Midgley, G.F., Pearson, R.G., Phillips, S.J., Regan, H.M., Araújo, M.B. & Rebelo, T.G. 2008. Predicting extinction risks under climate change: coupling stochastic population models with dynamic bioclimatic habitat mod-els. *Biology Letters* 4: 560-563.
- Kennedy, A.D. 1995. Antarctic terrestrial ecosystem response to global environmental-change. *Annual review of ecology and systematics* 26: 683-704.
- Kovacs, K. M. & C. Lydersen. 2008. Climate change impacts on seals and whales in the North Atlantic Arctic and adjacent shelf seas. *Sci. Progr.* 91: 117-150.
- Kovacs, K. M., C. Lydersen, J. E. Overland & S. E. Moore. 2011. Impacts of changing sea-ice conditions on Arctic marine mammals. *Mar. Biodiv.* 41:181-194.
- Knight, R.L. & Temple, D.N. 1995. Origin of wildlife responses to Recreationists. I Knight, R.L & Gutzwiller, K.J. (eds.): *Wildlife and recreationists. Coexistence through mangement and research..* Island Press. Washington D.C. 372s.
- Kraabøl, M., Johnsen, S.I., Museth, J., Skurdal, J. & Dervo, B.K. 2013. Telemetristudie av ørret i Hemsil - Kartlegging av leveområder, effekter av fang-og-slipp fiske og kraftverkstekniske inngrep i vassdraget - NINA Rapport 906. 39 s.

- Lassuy D.R. & Lewis, P.N. 2013. Invasive Species: Human-Induced. I: CAFF 2013. Arctic Biodiversity Assessment. Status and trends in Arctic biodiversity. Conservation of Arctic Flora and Fauna, Akureyri, s. 560-565.
- Lebouvier, L., Laparie, M., Hulle, M., Marais, A., Cozic, Y., Lalouette, L., Vernon, P., Candresse, T., Frenot, Y. & Renault, D. 2011. The significance of the sub-Antarctic Kerguelen Islands for the assessment of the vulnerability of native communities to climate change, alien insect invasions and plant viruses. *Biol Invasions* 13: 1195–1208.
- Le Corre, N., Gélinaud, G. & Brigand, L. 2009. Bird disturbance on conservation sites in Brittany (France): the stand point for geographers. *Journal of Coast Conservation* 13: 109-118.
- Letcher, R.J., Bustnes, J.O., Dietz, R., Jenssen, B.M., Jorgensen, E.H., Sonne, C., Verreault, J., Vijayan, M.M. & Gabrielsen, G.W. 2010. Exposure and effects assessment of persistent organohalogen contaminants in arctic wildlife and fish. *Science of the Total Environment* 408, 2995-3043.
- Levin, S.A. & Lubchenco, J. 2008. Resilience, Robustness, and Marine Ecosystem-based Management. *BioScience* 58(1):27-32. doi: <http://dx.doi.org/10.1641/B580107>
- Lindenmayer, D.B. & Likens, G.E. 2009. Adaptive monitoring: a new paradigm for long-term research and monitoring. *Trends in Ecology and Evolution* 24: 482-486.
- Loeng, H., Ottersen, G., Svenning, M.-A. & Stien, A. 2010. Effekter på økosystemer og biologisk mangfold. Klimaendringer i norsk Arktis. NorACIA delutredning 3. Norsk Polarinstitutt rapportserie, nr. 133.
- Maclean, I. M. D. & Wilson, R. J. 2011. Recent ecological responses to climate change support predictions of high extinction risk. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 108: 12337-12342.
- McLaughlin, P. & Dietz, T. 2007. Structure, agency and environment: Toward an integrated perspective on vulnerability. *Global Environmental Change* 39: 99-111.
- McNeely, J.A. (ed.) 1995. Expanding partnerships in conservation. (IUCN – International Union for Conservation of Nature and Natural Resources). Washington DC: Island Press.
- MEA. 2005. Ecosystems and human well-being: current state and trends. Edited by Hassan, R., Scholes, R. & Neville A. The millennium ecosystem assessment series, vol 1. Island Press.
- Miller, F., Osbahr, H., Boyd, E., Thomalla, F., Bharwani, S., Ziervogel, G., Walker, B., Birkmann, J., Van der Leeuw, S., Rockström, J., Hinkel, J., Downing, T., Folke, C. & Nelson, D. 2010. Resilience and vulnerability: complementary or conflicting concepts? *Ecology and Society* 15(3): 11. URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol15/iss3/art11/>
- Moe, K.A., Anker-Nilssen, T., Bakken, V., Brude, O.W., Fossum, P., Lorentsen, S.H. & Skeie, G.M. 1999. Spesielt Miljøfølsomme Områder (SMO) og petroleumsvirksomhet. Implementering av kriterier for identifikasjon av SMO i norske farvann med fokus på akutt oljeforurensning. Alpha Miljørådgivning rapport nr 1007-1. 51s. + Web-atlas på CD ROM
- Müller, E., Cooper, E. J. & Alsos, I. G. 2011. Germinability of arctic plants is relatively high in perceived optimal conditions but low in the field. *Biology* 89: 337-348.
- Nordstad, T., Moe, B., Bustnes, J.O., Bech, C., Chastel, O., Goutte, S., Sagerup, K., Trouvé, C., Herzke, D. & Gabrielsen, G.W. 2012. Relationships between POPs and baseline corticosterone levels in black-legged kittiwakes (*Rissa tridactyla*) across their breeding cycle. *Environmental Pollution* 164: 219-226.
- Overrein, Ø., Vongraven, D. & Njåstad, B. 2011. Faunaregistreringer og sårbarhetsvurderinger i Nordaust-Svalbard og Sørøst-Svalbard naturreservater. Rapport. Norsk polarinstitutt.
- Overrein, Ø. 2002. Virkninger av motorferdsel på dyreliv og vegetasjon. Rapportserie 119. Tromsø, Norsk Polarinstitutt. 28 s.
- Palkovacs, E. P., Kinnison, M. T., Correa, C., Dalton, C. M. & Hendry, A. P. 2012. Fates beyond traits: ecological consequences of human-induced trait change. *Evolutionary Applications*, 5, 183-191.
- Pelling, M. 2003. The Vulnerability of Cities: Natural Disasters and Social Resilience. Earthscan, 219 s.
- Rigét, F., Bignert, A., Braune, B., Stow, J., & Wilson, S. 2010. Temporal trends of legacy POPs in Arctic biota, an update. *Science of the Total Environment* 208, 2874-2884.

- Riget, F., Braune, B., Bignert, A., Wilson, S., Aars, J., Born, E., Dam, M., Dietz, R., Evans, M., Evans, T., Gamberg, M., Gantner, N., Green, N., Gunnlaugsdóttir, H., Kannan, K., Letcher, R., Muir, D., Roach, P., Sonne, C., Stern, G. & Wiig, O. 2011. Temporal trends of Hg in Arctic biota, an update. *Science of the Total Environment* 409, 3520-3526.
- Routh, J., Hugelius, G., Kuhry, P., et al. 2014. Multi-proxy study of soil organic matter dynamics in permafrost peat deposits reveal vulnerability to climate change in the European Russian Arctic. *Chemical geology* 368: 104-117.
- Ruiz, G.M. & Hewitt, C.L. 2009. Latitudinal patterns of biological invasions in marine ecosystems: a polar perspective. In: I. Krupnik, M.A. Lang & S.E. Miller (eds.). *Smithsonian at the Poles: Contributions to International Polar Year Science*, pp 347-358. Smithsonian Institution Scholarly Press, Washington, DC.
- Sandvik, H., Sæther, B.-E., Holmern, T., Tufto, J., Engen, S. & Roy H. E. 2013. Generic ecological impact assessments of alien species in Norway: a semi-quantitative set of criteria. *Biodiversity and Conservation*, 22: 37-62.
- Schröter, D., Polsky, C. & Patt, A. G. 2005. Assessing vulnerabilities to the effects of global change: An eight step approach. *Mitigation and Adaptation Strategies for the Global Change* 10: 573-596.
- SFT. 2004. Beredskap mot akutt forurensing. Modell for prioritering av miljøressurser ved akutte oljeutslipp langs kysten. Statens forurensingstilsyn, (SFT) rapport 1765-2000. ISBN 82-7655-403-2
- Shaw, J.D., Spear, D., Greve, M. & Chown, S.L. 2010. Taxonomic homogenization and differentiation across Southern Ocean Islands differ among insects and vascular plants. *J. Biogeogr.* 37:217-228
- Smit, B. & Wandel, J. 2006. Adaptation, adaptive capacity and vulnerability. *Global Environmental Change* 16: 282-292
- Speed, J. D. M., Cooper, E. J. Jonsdottir, I. S., van der Wal, R. & Woodin, S. J. 2010. Plant community properties predict vegetation resilience to herbivore disturbance in the Arctic. *Journal of Ecology* 98:1002-1013.
- Stachowicz, J.J., Terwin, J.R., Whitlatch, R.B. & Osmond, R.W. 2002. Linking Climate Change and Biological Invasions: Ocean Warming Facilitates Non-indigenous Species Invasions. – *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA*.
- Stankey, G. H., Cole, D. N., Lucas, R. C., & 1985. The limits of acceptable change (LAC) system for wilderness planning. General Technical Report INT-176, Intermountain Forest and Range Experiment Station, USDA Forest Service, 37 s.
- Stern M.J. 2008. The power of trust: toward a theory of local opposition to neighboring protected areas. *Society and Natural Resources* 21, 859-875.
- Stien, A., Bårdsen, B. J., Veiberg, V. Andersen, R., Loe L. E. & Pedersen, Å. Ø. 2012a. Jakt på svalbardrein -kunnskapsstatus og evaluering av aktuelle forvaltningsmodeller. Sluttrapport til Svalbards Miljøvernfond.
- Stien, A., Ims, R. A., Albon, S. D., Fuglei, E., Irvine, R. J., Ropstad, E. Halvorsen, O., Langvatn, R., Loe, L. E., Veiberg, V. & Yoccoz, N. G. 2012b. Congruent responses to weather variability in high arctic herbivores. *Biology Letters*, 8, 1002-1005.
- Strand, O., Flemsæter, F., Gundersen, V. & Rønningen, K. 2013. Horisont Snøhetta. – NINA Temahefte 51: 99 s.
- Sutherland, W. J., Pullin, A. S., Dolman, P. M. & Knight, T. M. 2004. The need for evidence-based conservation. - *Trends in Ecology and Evolution* 19 (6).
- Sutherst, R. W., Maywald, G. F. & Bourne, A. S. 2007. Including species interactions in risk assessments for global change. *Global Change Biology* 13: 1843-1859.
- Swain, D. P., Sinclair A. F. & Hanson, J. M. 2007. Evolutionary response to size-selective mortality in an exploited fish population. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 274: 1015-1022.
- Sysselmannen på Svalbard. 2006. Turisme og friluftsliv på Svalbard. Utvikling, politiske føringer, rammebetingelser, utfordringer og strategier. Sysselmannens rapportserie Nr. 1/2006.
- Taylor, B. W., Flecker, A. S. & Hall, R. O. Jr. 2006. Loss of a harvested fish species disrupts carbon flow in a diverse tropical river. *Science*, 313, 833-836.

- Tartu, S., Goutte, A., Angelier, F., Moe, B., Clement-chastel, C., Bech, C., Gabrielsen, G.W., Bustnes, J.O., & Chastel, O. 2013. To breed or not to breed: endocrine response to mercury contamination by an arctic seabird. *Biology Letters* 9 20130317; doi:10.1098/rsbl.2013.0317
- Thomassen, J., Moe, K.A., Brude, O.W., Chivilev, S.M., Gavrilov, M., Khlebovich, V., Pogrebov, V., Semanov, G. & Zubarev, S. 1999. A guide to EIA Implementation in INSROP Phase 2. - INSROP Working Paper no. 142: 1-91.
- Vilà, M., Basnou, C., Pyšek, P., Josefsson, M., Genovesi, P., Gollasch, S., Nentwig, W., Olenin, S., Roques, A., Roy, D. and Hulme, P.E. 2010. How well do we understand the impacts of alien species on ecosystem services? A pan-European, cross-taxa assessment. *Frontiers in Ecology and the Environment* 8: 135–144. <http://dx.doi.org/10.1890/080083>
- Villagrán De León, J.C. 2006. Vulnerability. A Conceptual and Methodological Review. Studies of the university: Research, Counsel, Education – Publication Series of United Nations University, Institute for Environment and Human Security. 68 s.
- Vistad, O.I., Eide, N.E., Hagen, D., Erikstad, L. & Landa, A. 2008. Miljøeffekter av ferdsel og turisme i Arktis. En litteratur- og forstudie med vekt på Svalbard. NINA Rapport 316: 124 s. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Lillehammer/Trondheim.
- Vistnes, I. & Nellemann, C. 2000. Når mennesker forstyrrer dyr. En systematisering av forstyrrelseffekter. Reindriftsnytt.
- Vistnes, I. & Nellemann, C. 2008. The matter of spatial and temporal scales: a review of reindeer and caribou response to human activity. *Polar Biology*, 31(4): 399-407.
- Vistad, O.I. 2013. Brettsegling, kiting og surfing på Lista. Særpreg og utfordringer. – NINA Rapport 998. 44 s.
- Vongraven, D. (red.). 2014. Kunnskapsgrunnlag for de store nasjonalparkene og fuglereservatene på Vest-Spitsbergen. Norsk Polarinstitutt kortrapport nr. 28-2014, 234 s.
- Walther, G. R. 2010. Community and ecosystem responses to recent climate change. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* 365: 2019-2024.
- Ware, C., Bergstrom, D.M., Müller, E. & Alsos, I.G. 2012. Humans introduce viable seeds to the Arctic on footwear. *Biol. Invasions* (2012) 14:567–577. DOI 10.1007/s10530-011-0098-4.
- Williams, S.E., Shoo, L.P., Isaac, J.L., Hoffmann, A.A. & Langham, G. 2008. Towards an integrated framework for assessing the vulnerability of species to climate change. *PLoS Biol* 6(12): e325. doi:10.1371/journal.pbio.0060325.
- Wilshusen, P.R., Brechin, S.R., Fortwangler, C.L. & West, P.C. 2002. Reinventing a Square Wheel: Critique of a Resurgent «Protection Paradigm» in International Biodiversity Conservation. *Society and Natural Resources* 15: 17-40.
- Zachrisson, A. 2009. Commons Protected for or from the People: Co-management in the Swedish Mountain Region? PhD dissertation. Statsvetenskapliga institutionens skriftserie 3. Umeå.



Norsk institutt for naturforskning (NINA) er et nasjonalt og internasjonalt kompetansesenter innen naturforskning. Vår kompetanse utøves gjennom forskning, utredningsarbeid, overvåking og konsekvensutredninger.

NINAs primære aktivitet er å drive anvendt forskning. Stikkord for forskningen er kvalitet og relevans, samarbeid med andre institusjoner, tverrfaglighet og økosystemtilnærming. Offentlig forvaltning, næringsliv og industri samt Norges forskningsråd og EU er blant NINAs oppdragsgivere og finansieringskilder.

Virksomheten er hovedsakelig rettet mot forskning på natur og samfunn, og NINA leverer et bredt spekter av tjenester gjennom forskningsprosjekter, miljøovervåking, utredninger og rådgiving.

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-2661-5

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Hogskoleringen 9, 7034 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00, Telefaks: 73 80 14 01

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>

Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger