

Sårbarhetsvurdering i verneområder

Utvikling av metodikk for å vurdere sårbarhet for vegetasjon og dyreliv knyttet til ferdsel i verneområder i fjellet

Nina E. Eide, Dagmar Hagen, Vegard Gundersen, Odd Inge Vistad, Kirstin Fangel, Lars Erikstad, Olav Strand og Stefan Blumentrath



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 verneområder

Utvikling av metodikk for å vurdere sårbarhet for vegetasjon og dyreliv knyttet til ferdsel i verneområder i fjellet

Nina E. Eide, Dagmar Hagen, Vegard Gundersen, Odd Inge Vistad,
Kirstin Fangel, Lars Erikstad, Olav Strand og Stefan Blumentrath

Eide, N.E., Hagen, D., Gundersen, V., Vistad, O.I., Fangel, K., Erikstad, L., Strand, O. & Blumentrath, S. 2015. Sårbarhetsvurdering i verneområder. Utvikling av metodikk for å vurdere sårbarhet for vegetasjon og dyreliv knyttet til ferdsel i verneområder i fjellet. – NINA Rapport 1191. 64 s. + vedlegg

Trondheim/Lillehammer/Oslo, november 2015

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-2819-0

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON

Nina E. Eide

KVALITETSSIKRET AV

Signe Nybø

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningssjef Inga E. Bruteig

OPPDRAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet

OPPDRAGSGIVERS REFERANSE

M-457|2015

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Therese Ruud, Øyvind Bonesrønning og Asgeir Meland

FORSIDEBILDE OG BILDER I RAPPORTEN

Dagmar Hagen og Vegard Gundersen, NINA

NØKKELOORD

verneområde, nasjonalparker, forvaltning,
sensitivitet, sårbarhet, risiko
påvirkning, ferdsel
vegetasjon, terreng, dyreliv

KEY WORDS

protected areas, national parks, management
sensitivity, vulnerability, risk assessment
influence, human pressure, hiking
vegetation, terrain, wildlife

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

Eide, N.E., Hagen, D., Gundersen, V., Vistad, O.I., Fangel, K., Erikstad, L., Strand, O. & Blumentrath, S. 2015. Sårbarhetsvurdering i verneområder. Utvikling av metodikk for å vurdere sårbarhet for vegetasjon og dyreliv knyttet til ferdsel i verneområder i fjellet. – NINA Rapport 1191. 64 s. + vedlegg.

Forvaltningen er i ferd med å utarbeide en overordnet merkestrategi for Norges nasjonalparker. På sikt skal det lages lokalt tilpassede besøksstrategier for alle parkene. Ferdsel er på den ene siden ønsket aktivitet (friluftsliv, høsting, næring ol.), men samtidig også en påvirkning som potensielt kan komme i konflikt med verneformålet, gjennom økt slitasje på vegetasjon og terreng eller forstyrrelse av dyrelivet. Utfordringen for de som forvalter verneområdene, er å balansere de ulike interessene. Et grep for å nå målet om kunnskapsbasert forvaltning av ferdsel i nasjonalparkerne er å utvikle metoder for å kartlegge de områdene som er mest følsomme for ferdsel, slik at de kan tas hensyn til tidlig i utviklingen av lokale besøksstrategier. Miljødirektoratet ønsker derfor å utvikle nye metoder for å gjøre sårbarhetsvurderinger av ferdselslokaliteter i nasjonalparkerne.

Denne rapporten beskriver det teoretiske grunnlaget til en systematisk metode for å vurdere vegetasjon/terreng og dyrelivets sårbarhet knyttet til ferdsel til fots eller på ski i verneområder i eller nært fjellet, og foreslår hvordan metoden kan implementeres i praksis. Det er tatt utgangspunkt i sårbarhetsmodellen som NINA og NIKU utviklet for ilandstigningslokaliteter for kystcruiseturisme på Svalbard. Sårbarhet er en funksjon av hvor sensitiv (følsom) en ressurs er for påvirkning og i hvor stor grad ressursen blir eksponert for påvirkning. Sårbarhetsvurdering for ferdsel forutsetter dermed kunnskap om både sensitiviteten til ressursene og kunnskap om selve ferdselen.

For vegetasjon/terreng bygger sårbarhetsvurderingen på registreringer av et antall definerte sensitive arealer. Sensitive arealer er beskrevet i tråd med begrepsapparatet i NiN 2.0. Sensitivitet hos vegetasjon er knyttet til slitestyrke/toleranse og evne til gjenoppretting (resiliens). Sensitiv vegetasjon har dårlig slitestyrke eller svak evne til gjenoppretting og ofte er det en kombinasjon av disse. For dyreliv vurderes sårbarhet både i forhold til sensitive arealer (funksjonsområder; yngleområder, trekkveier ol.) og om artene i seg selv er sensitive. Sensitivitet til arter (her pattedyr og fugler) er gradert ut fra sannsynligheten for redusert reproduksjon (inkludert overlevelse) knyttet til forstyrrelse og artens rødlistestatus (LC til CR). Sårbarhetsvurderingen for både vegetasjon og dyreliv innebærer å identifisere forekomst av de sensitive enhetene innenfor en geografisk avgrensa lokalitet. Sårbarhet til et område vurderes ut fra kombinasjonen av sensitive arealer og ferdselen i området. Sårbarhetsnivået beregnes ved å vekte hvor sentralt de sensitive enhetene er plassert i lokaliteten i forhold til dagens ferdsel og mulig fremtidig ferdsel, og hvor stor andel av lokaliteten de sensitive områdene dekker. For villrein inngår det i tillegg en vurdering ut i fra funksjonsområdenes faktiske arealbruk – dette for å vektlegge eventuelt opphør av bruk. For fugl og pattedyr beregnes sårbarhetsnivå ut fra et grovt bestandsanslag og forekomstens (hekke-/ynge-/beiteområdets) tilgjengelighet for alminnelig ferdsel. Fremgangsmåten som er beskrevet i rapporten gir grunnlag for å beregne sårbarhet for ferdselslokaliteten(e) separat for hvert fagtema (vegetasjon og dyreliv). Tallene innen hvert tema er relative, så lokaliteter med høyere skår er mer sårbare enn lokaliteter med lav skår. Vi har lagt opp til en kartleggingsmetode som kan gjennomføres av personer med generell økologisk kunnskap, uten spesialkompetanse på naturtyper eller enkeltarter.

Sårbarhetsmodellen for nasjonalparkerne i fjellet er foreløpig bare et teoretisk forslag. Erfaringene med sårbarhetsmodellen fra Svalbard tilsier at metoden bør testes ut grundig med praktiske feltregistreringer før den tas i bruk. Eventuelle beslutninger som tas på bakgrunn av metoden slik den nå foreligger, må derfor tas med det forbehold. Fastlands-Norge har en mer komplisert ferdsel (tilgjengelighet, bruksintensitet, årsvariasjon, brukerprofil m.m.) og dette er utfordrende både ved vurdering av sårbarhet og vurdering av avbøtende tiltak/virkemidler for å styre/endre ferdselen der det er ønskelig. Systematiske registreringer av sårbare arealer og arter, sammenholdt

med faktisk ferdsel, gir et solid grunnlag for å vurdere ulike lokaliteters relative sårbarhet i forhold til hverandre. Scoping-metodikken gir mulighet til å prioritere mellom ulike lokaliteter/ innfallspor-ter/ferdselsknutepunkter på et faglig grunnlag, slik at de mest sårbare områdene kan unngås eller hensyntas. Metoden kan i noen grad også identifisere nytten av avbøtende tiltak som kan redusere konflikter mellom ferdsel og sårbar natur. Utvikling av besøksstrategier krever at man lokalt er i stand til å identifisere hvor og hvordan ulike typer ferdsel/arealbruk lar seg kombinere med verneformålene og ivaretagelsen av biologisk mangfold.

Nina E. Eide (nina.eide@nina.no), Dagmar Hagen (dagmar.hagen@nina.no), Vegard Gunder-sen (vegard.gundersen@nina.no), Odd Inge Vistad (odd.inge.vistad@nina.no), Lars Erikstad (lars.erikstad@nina.no), Kirstin Fangel (kirstin.fangel@nina.no). Olav Strand (olav.strand@nina.no), Stefan Blumentrath (stefan.blumentrath@nina.no). NINA, postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim

Abstract

Eide, N.E., Hagen, D., Gundersen, V., Vistad, O.I., Fangel, K., Erikstad, L., Strand, O. & Blumentrath, S. 2015. Vulnerability assessment for protected areas. – The methodological framework for assessing the vulnerability of vegetation and wildlife to human activity in protected alpine areas in Norway. NINA Rapport 1191. 64 p + attachment.

The Norwegian Environmental Agency is currently developing a brand marking strategy for the Norwegian national parks. The development of locally adapted **visitor strategies** has just started. Human activity is a wanted activity (outdoor recreation, hunting and gathering, pastoralism and tourism industry), but could potentially have negative impact on e.g. wildlife and vegetation and come in conflict with the aim of protection. The challenge for local managing authorities is to balance the different interest and conflicts following by human activities. The challenge for local management authorities is to balance the different interest and conflicts following human activities. In order to obtain knowledge-based management of human activity in protected areas, the management authorities need methods to effectively map out the most sensitive areas. By this precautions and protection of the most vulnerable sites could be achieved, at early stages of developing visit strategies. As part of building up visit strategies, the Environmental Agency requested new methods to assess the vulnerability in relation to human outdoor activities in protected areas.

This report describes the theoretical framework of a systematic methodology assessing the vulnerability of vegetation/terrain and wildlife in relation to human outdoor activity on foot (including skies) in or close to alpine habitat. The report further describes how the suggested methods could be used and implemented in practice. This assessment tool is based on the vulnerability model developed for landings sites used by coast-cruise tourism at Svalbard, developed by NINA and NIKU. Natural resources (as vegetation/terrain and wildlife considered in this report) have varying degrees of ability to cope with human pressures. Vulnerability is a function of how sensitive the resource is and to what degree the resource is exposed to pressures. A good assessment model for vulnerability hence include knowledge both on resource sensitivity as well as knowledge on the characters of the human pressure (type of activity, and occurrence in space and time and intensity), in this case traditional outdoor activities.

The vulnerability assessment model described in this report, builds up on systematic registration of sensitive areas and species. Identified vegetation/terrain units has varying degree of ability to cope with changes; some are more resistant to change (resistance, tolerance, robustness), while others have a greater ability to adapt to change (resilience, adaptive capacity, plasticity). Sensitive vegetation/terrain types has typically low robustness and low resilience capacity, most often a combination of both traits. For vegetation sensitive areas is described in accordance with NiN 2.0. For wildlife, vulnerability is assessed by both sensitive functional habitats (e.g. breeding grounds, migration routes), and records of the sensitivity of the species themselves. The sensitivity of birds and larger mammals is in this report graded after the likelihood of reduced reproduction (including survival) given exposure to human activity and the species red list status (LC to CR). The vulnerability assessment for both vegetation and wildlife is based on identification and mapping of sensitive units with in visitor sited that is defined or predefined areas. The site specific vulnerability could be assessed when the sensitive units is weighted by site specific knowledge about how large part of the defined visitor site the unit covers and how the sensitive unit is places in relation to human outdoor activity (at the egde og in center). For the assessment building on functional habitats, habits for reindeer is also evaluated in relation to the functional status of the habitat (used, some use, not used any longer). Access to functional habitats, especially natural corridors is central for the long-term viability of the population. For the wildlife assessment based on species records/observation, the vulnerability is estimated based on a rough estimate on the population size, and to what degree the species in accessible to humans. Based on the framework described in the report, site specific assessments could be made for each topic (vegetation/terrain and wildlife). The calculated numbers with in each topic is relative; high scores indicates higher vulnerability than low scores. This applied and contextual method had to be

simplified to allow registration by personnel with broad ecological background and not specialist competence.

The vulnerability assessment model for protected areas in alpine habitat is for the present only a theoretical model, not tested with registrations in the field. Based on our experience developing the same kind of tool for visitor sites at Svalbard, the suggested methods need to be tested thoroughly, to adjust the choice of sensitive units and how we link the sensitive units to outdoor activities. Decisions based on this version of the model should hence be treated with precautions. Large scale area use and movement of wild reindeer is a new factor to incorporate in the model, and outdoor activities at mainland Norway is very different from Svalbard, and more complicated (accessibility, intensity of use, and variation within the year, as well as much higher diversity of users). This may be challenging in relation to how we assess vulnerability.

Systematic mapping of sensitive areas and species, relating to real estimates of human traffic in space and time, represent a solid background to estimate site-specific vulnerability. With this scoping approach, management authorities could set up priorities between the potential visitor sites in the protected areas (entrances, path nodes or trails) e.g. in relation to the need for active management or protection, to protect and avoid the most sensitive sites. The approach could to some degree also assist in identifying different actions or measures to reduce the conflict between outdoor activity and vulnerable nature. To develop local visitor strategies there is a need for local knowledge to identify where and how different activities can be combined with the protected values and conservation of biodiversity.

Nina E. Eide (nina.eide@nina.no), Dagmar Hagen (dagmar.hagen@nina.no), Vegard Gundersen (vegard.gundersen@nina.no), Odd Inge Vistad (odd.inge.vistad@nina.no), Lars Erikstad (lars.erikstad@nina.no), Kirstin Fangel (kirstin.fangel@nina.no), Olav Strand (olav.strand@nina.no), Stefan Blumentrath (stefan.blumentrath@nina.no).
NINA, P.O. Box 5685 Sluppen, NO-7485 Trondheim, Norway

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	5
Innhold	7
Forord	9
1 Innledning.....	10
1.1 Besøksforvaltning i norske nasjonalparker	10
1.2 Metodikk for kartlegging av sårbarhet for ferdsel (formål)	10
1.3 Ferdsel og forvaltning i et større perspektiv	11
1.4 Ferdsel og sårbarhet.....	12
2 Forutsetninger og metoder	16
2.1 Tematisk avgrensning til store verneområder i fjellet.....	16
2.2 Begrepsapparatet fra NiN-metodikken	16
2.2 Kunnskap om påvirkningen – ferdsel i verneområdet i tid og rom	19
2.3 To-trinns kartlegging av sensitivitet og sårbarhet i verneområdet	20
2.4 Forvaltningen kan styre påvirkningen og effektene av ferdsel.....	21
2.5 Den gode naturopplevelsen skal også tas vare på	25
3 Arealdekkende kartlegging i verneområdet	27
3.1 Ferdsel som påvirkning i verneområdet	27
3.1.1 Innhenting av eksisterende kunnskap om ferdsel	27
3.1.2 Innhenting av nye kunnskap om ferdsel	28
3.1.3 Ferdsel og forstyrrelse	29
3.2 Sensitive naturtyper og arter i verneområdet	31
3.2.1 Avledning fra arealdekkende kartgrunnlag	31
3.2.2 Kartlegging av naturtyper etter NiN-metodikken	33
3.2.3 Innhenting av data fra nasjonale databaser – vegetasjon og dyreliv	33
3.3 Integrert analyse av arealdekkende data – GIS-analyse	34
4 Kartlegging av sårbarhet i ferdselslokaliteter.....	36
4.1 Forarbeid før feltregistrering og valg av ferdselslokaliteter	36
4.2 Ferdsel som påvirkning ved ferdselslokaliteten	37
4.3 Sensitive arealer ved ferdselslokaliteter – vegetasjon og terreng	38
4.3.1 Sammenhengen mellom NiN og sensitive arealer for vegetasjon og terreng	38
4.3.2 Identifisering og registrering av sensitive arealer for vegetasjon i felt	42
4.3.3 Vekting ut fra areal og plassering	44
4.3.4 Praktisk registrering i felt	45
4.3.5 Beregning av sårbarhetsverdi for vegetasjon.....	46
4.3 Sensitive arealer ved ferdselslokaliteter – dyreliv	48
4.3.1 Registrering av funksjonsområder for dyreliv	48
4.3.2 Registrering av sensitive arter	52
4.3.3 Praktisk registrering i felt.....	56
4.3.4 Beregning av sårbarhet for pattedyr og fugl	57
5 Samlet sårbarhetsvurdering, grunnlag for prioritering.....	60
6 Erfaringer fra feltbefaring ved Straumbu (Vedlegg 1)	61
7 Referanser	62

8 Vedlegg.....	65
Vedlegg 1 Notat sårbarhetsvurdering ved Straumbu.....	65
1. Bakgrunn	65
2. Målet med feltbefaringa	65
3. Gjennomføring av feltbefaring og innhenting av eksisterende data på vegetasjon ..	66
4. Sammenstilling av eksisterende datagrunnlag for dyreliv	66
5. Sårbarhetsvurdering med kommentarer	67
6. Registrering og sårbarhetsvurdering av vegetasjon	69
7. Sårbarhetsvurdering for dyreliv	75
8. Oppsummering sårbarhetsvurdering - justering av metodikk	83
9. Oppsummering sårbarhetsvurdering og anbefalinger – «Innfallsport Straumbu»	84
10. Referanser	85
11 Appendix 1. Oversikt over artsobservasjoner, registrert i Artsobs.....	86
Vedlegg 2 Aktuelle funksjonsområder.....	87

Forord

Miljødirektoratet lyste vinteren 2014 ut prosjektet «Utvikling av veileder for sårbarhetsvurderinger i ferdselslokaliteter i verneområdene». NINA la inn tilbud på prosjektet, og ble foretrukket leverandør. Prosjektet ble ved kontraktinngåelse avgrenset til å utarbeide utkast til en metodikk for å vurdere sårbarhet knyttet til ferdsel i verneområder i fjellet.

Denne rapporten presenterer det teoretiske grunnlaget og forslag til en systematisk metode for å kartlegge vegetasjon og dyrelivs sårbarhet knyttet til ferdsel i verneområder i fjellet. Prosjektet inngår i Miljødirektoratets arbeid med å utvikle en merkevare- og besøksstrategi for norske nasjonalparker.

Arbeidet har tatt utgangspunkt i modellen som NINA og NIKU utviklet for sårbarhetsvurdering av ilandstigningslokaliteter for cruiseturisme på Svalbard, flere prosjekter med systematisk registrering av ferdsel, samt de mange merkeprosjektene på villrein som er gjennomført i flere villreinområder. NINA har underveis i prosjektet, på eget initiativ og med egen finansiering, utvidet prosjektet til også å omfatte det teoretiske grunnlaget for arealdekkende kartlegging av sårbarhet. Dette som ledd i å utvikle tilnærmingen rundt kartlegging av sårbarhet, som hittil har vært avgrenset til punktlokaliteter. En arealdekkende kartlegging av sårbarhet vil gi et bredere grunnlag for en adaptiv forvaltning av ferdsel i verneområdene.

Første versjon av rapporten ble overlevert Miljødirektoratet desember 2014. Sommeren 2015 gjorde vi et første forsøk på bruk av metoden ved Straumbu, en av innfallsportene til Rondane. Erfaringene fra denne øvelsen ble brukt til å justere metodikken noe. Metoden må betraktes som et teoretisk forslag inntil videre uttesting er gjennomført. Erfaring fra arbeidet med sårbarhetsmodellen for Svalbard tilsier at metoden bør testes ut grundig med praktiske feltregistreringer før den tas i bruk. Eventuelle beslutninger som tas på bakgrunn av metoden slik den nå foreligger, må derfor tas med det forbehold.

Trondheim, 30.11.2015
Nina E. Eide

1 Innledning

1.1 Besøksforvaltning i norske nasjonalparker

Våren 2014 startet Miljødirektoratets arbeid med å utvikle en merkevare- og besøksstrategi for norske nasjonalparker. I sin prosessbeskrivelse (januar 2014) legger Miljødirektoratet følgende forståelse av begrepene besøksforvaltning og besøksstrategi til grunn:

Besøksforvaltning:

Å legge til rette for og styre bruken i en nasjonalpark slik at opplevelsen for de besøkende og den lokale verdiskapingen blir størst mulig, forståelsen for vernet økes og verneverdiene ivaretas.

Besøksstrategi:

En besøksstrategi er en plan for hvordan nasjonalparkstyret vil gjennomføre besøksforvaltning for parken. Besøksstrategien skal vise hvilke tiltak (informasjon, fysisk tilrettelegging, sonering, oppsyn etc.) som er nødvendige for å balansere verneverdier, besøkende og lokal verdiskaping i et verneområde, slik at en oppnår størst mulig nytte for alle tre interesser.

Prinsipp for en besøksstrategi:

Dersom det er motstridende målsettinger mellom ivaretagelse av verneverdiene, tilrettelegging for de besøkende og lokal verdiskaping, så skal ivaretagelse av verneverdiene tillegges størst vekt.

«Merkevaren Norges nasjonalparker» ble lansert våren 2015 (www.miljodirektoratet.no) og høsten 2015 utarbeidet Miljødirektoratet en veileder for besøksforvaltning (Miljødirektoratet 2015), som blant annet bygger på en tidlig utgave av denne rapporten.

Som det framkommer fra Miljødirektoratets prosessbeskrivelse skal ivaretagelse av verneverdiene tillegges størst vekt dersom det er motstridende målsettinger mellom verneverdiene, tilrettelegging for besøkende og lokal verdiskaping. Hver nasjonalpark skal etter hvert lage sine egne, lokalt tilpassa besøksstrategier, som skal basere seg på kunnskap om bruk, lokalt initiativ rundt utvikling av bruken/reiselivet, samt lokal kunnskap om naturen og naturens sårbarhet. Det kan være like aktuelt å utvikle besøksstrategier for andre verneformer, som naturreservater og landskapsvernområder. Et av målene med besøksforvaltning er at forvaltningen skal bli tydeligere på hvor man ønsker besøkende. En skal også bli flinkere til å håndtere og imøtekomme turisttrafikken gjennom bruk av ulike virkemidler og aktive tiltak. Målet er at det legges til rette for utvikling og større eksponering for ferdsel i områder som tåler mye besøk, mens sårbare områder skjermes. Det betinger at en har god oversikt over naturmangfoldet og verdiene i nasjonalparken, men det igjen betinger at en har god kunnskap om hva som er attraktivt i de ulike nasjonalparkene, hvilke kategorier turister som bør «lokkes» til ulike typer nasjonalparker (ferdighetskrav, grad av tilrettelegging, avstander, servicenivå m.m.) og hvordan gjestene kan «hjelpes» til gode opplevelser. Enhver nasjonalpark bør få den gjesten «som parken fortjener», og enhver nasjonalparkgjest bør bli «lokket» til den typen nasjonalpark «som gjesten fortjener» og forventer.

1.2 Metodikk for kartlegging av sårbarhet for ferdsel (formål)

Formålet med dette prosjektet har vært å utvikle en metode for å vurdere sårbarhet for vegetasjon og dyreliv, som kan benyttes til å gjøre avveininger mellom ferdsel og verneverdier i verneområder, slik at forvaltningsinstansen kan utvikle en besøksstrategi som tar hensyn til naturverdiene på en god måte.

I denne rapporten har vi tatt utgangspunkt i modellen for sårbarhetsvurdering for ilandstignings-lokaliteter for kystcruisetraffikk, som er utviklet over flere år for Svalbard (Hagen m.fl. 2012, Hagen m.fl. 2014a). Prosjektene knyttet til systematisk registrering av ferdsel i en rekke norske verneområder, og de mange GPS-merkeprosjektene på villrein har vært sentrale bakgrunnsdokumenter for arbeidet med å tilpasse modellen til verneområder på fastlandet (se **Faktaboks 1**, som oppsummerer noe av forskningsgruppas faglige bakgrunn, alle publikasjoner er gitt under forskningsprosjekter på www.villrein.no eller publikasjoner på www.nina.no).

Systematiske registreringer av sårbare arealer og arter i relasjon til faktisk ferdsel, gir et solid grunnlag for å vurdere ulike lokaliteters relative sårbarhet i forhold til hverandre, som bl.a. var hovedformålet med sårbarhetsmodellen på Svalbard. Denne scoping-metodikken, gir nettopp mulighet til å prioritere mellom ulike ilandstigningslokaliteter (eller innfallsporter) basert på et faglig grunnlag, slik at de mest sårbare områdene kan unngås eller hensyntas. Metoden kan i noen grad også identifisere behovet for avbøtende tiltak som kan redusere konflikter mellom ferdsel og sårbar natur.

Vi presenterer her den teoretisk oppbygningen av vårt forslag til metodikk. Rapporten beskriver konkret hvilken kunnskap og hva slags data som kreves for å vurdere sårbarhet hos vegetasjon og dyreliv i forhold til menneskelig ferdsel til fots. Vi har en systematisk tilnærming til valg av sensitive arter og arealer (funksjonsområder og naturtyper). Vi bygger på tidligere arbeider med å kartfeste sårbare områder på fastlandet (bl.a. DN Håndbok nr. 11 og 13). Metodikken er i stor grad bygget opp i tråd med naturklassifikasjonssystemet «Naturtyper i Norge» (NiN 2.0; Halvorsen m.fl. 2015). Sensitivitet knyttes i noen grad også til sesongvariasjon. Rapporten beskriver avslutningsvis prosessen fra registrering i felt til utregning av sårbarhet.

Første versjon av rapporten ble overlevert Miljødirektoratet desember 2014. Sommeren 2015 gjorde vi en første utprøving av metoden ved Straumbu, en av innfallsportene til Rondane (se **Vedlegg 1**). I denne casen ble det for vegetasjon gjennomført registreringer i felt, mens det for dyreliv ble tatt utgangspunkt i eksisterende kunnskap. Det ble gjort vurderinger for tre avgrensende arealer ved Straumbu. Erfaringene fra denne øvelsen ble brukt til å justere første versjon av rapporten. Det er nyttig å lese notatet fra Straumbu (**Vedlegg 1**), da dette beskriver behov og utfordringer vi møtte underveis i arbeidet med metodikken.

Basert på erfaringene fra arbeidet med å utvikle sårbarhetsmodellen på Svalbard, så vil videre uttesting av metoden utløse mange endringer før metoden har satt seg. Eventuelle beslutninger som tas på bakgrunn av metoden slik den nå foreligger, må derfor tas med det forbehold.

1.3 Ferdsel og forvaltning i et større perspektiv

Det er definert fem hovedpåvirkningsfaktorer på naturmiljø og biologisk mangfold globalt; arealbruk og habitatødeleggelse, klimaendringer, forurensing, fremmede arter og overbeskatning (MEA 2005, CBD 2010). Ferdsel inngår i den første kategorien, arealbruk og habitatødeleggelse, som er den faktoren som i dag har mest direkte påvirkning på biologisk mangfold og forringelse av naturmiljø (se Naturindeksrapporten, Framstad 2015). Ferdsel er en kompleks påvirkningsfaktor ved at den omfatter også ønsket menneskelig aktivitet som friluftsliv og høsting, transport og næring (Hagen m.fl. 2014b). Både helt generelt, men også spesielt i forvaltning av verneområder, er utfordringen da å skille «ferdsel fra ferdsel» ved å identifisere f.eks. hvilken, hvor, når, hvordan ulike typer ferdsel og arealbruk kan la seg kombinere med ambisiøse verneformål.

God forvaltning er basert på evnen til å hente inn og ta inn ny kunnskap i forvaltningsarbeidet. Allen m.fl. (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 ustabil og at endring vil skje hele tiden. Poenget

med adaptiv forvaltning er at det skal være rom for å justere retningen på forvaltningen underveis, for å oppnå en målsetning. 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 (Hagen m.fl. 2014b).

Føre-var prinsippet slår fast at beslutninger skal bygge på den beste tilgjengelige kunnskapen, inkludert kunnskap om trusler fra menneskelig aktivitet, og tradisjonskunnskap (IUCN 2005). Forvaltninga vil alltid ha behov for ny kunnskap, siden nye spørsmål og situasjoner dukker opp og derfor vil forvaltning også alltid måtte basere seg på et samspill mellom føre-var avgjørelser og kunnskapsbaserte avgjørelser. Konflikter kan lett oppstå når visse brukerinteresser føler at føre-var prinsippet har blitt brukt istedenfor å bygge avgjørelser på eksisterende eller ny innhentet kunnskap, særlig når økonomiske interesser står på spill (Cooney 2004, Scott 2008).

Arbeidet med sårbarhetsmodell for ilandstigningslokaliteter på Svalbard viste at systematiske og etterprøvbare analyser av sårbarhet kan fungere som et viktig verktøy for forvaltningen av natur og kulturminner samtidig som områdene fortsatt sees på som er en ressurs for turisme og friluftsliv (Hagen m.fl. 2012 og 2014a). Sårbarhetsanalyser kan fungere som et avgjørende element for å sikre en bærekraftig utvikling også i verneområder på fastlandet. Metodikken kan hjelpe forvaltninga med å innhente ny og relevant kunnskap om faktiske og sannsynlige sammenhenger mellom atferd og miljøeffekt. Dette kan igjen gi grunnlag for bedre vedtak og mulighet for å gjennomføre målretta forvaltningstiltak på en måte som gir legitimitet hos de ulike aktørene og brukergruppene.

Lokal kunnskap om forekomst av sensitive arealer, forekomst av arter i tid og rom, og fordelingen av bruk og andre påvirkningsfaktorer, er selve grunnlaget for å utøve en adaptiv og fleksibel forvaltning. Systematisk kartlegging og sammenstilling av sårbarhet slik vi foreslår i denne rapporten, gjør forvaltningen i stand til å se både behovet for tiltak og vurdere alternative tiltak, slik at hensyn til verdifull og sensitiv natur kan hensyntas.

1.4 Ferdsel og sårbarhet

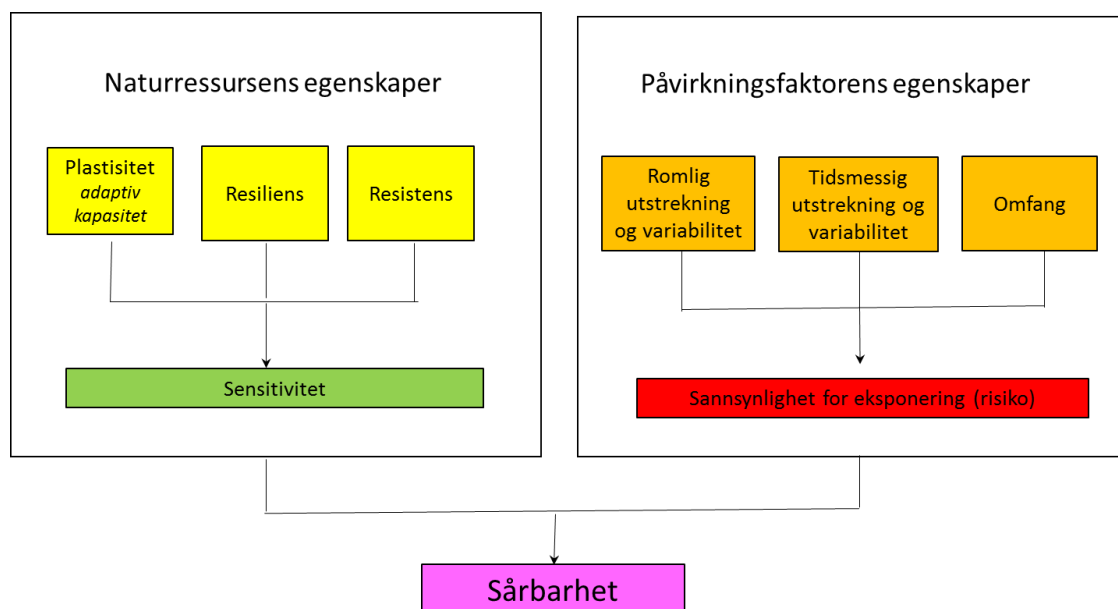
Naturen i seg selv, isolert fra ytre påvirkning, kan ikke betraktes som sårbar. Det er imidlertid egenskaper ved naturen (*sensitivitet*), som sammen med en ytre påvirkning utløser sårbarhet (jf. **Figur 1**). Påvirkning i dette prosjektet avgrenses til ferdsel til fots sommer og vinter. Men selve tilnærmingen kan trolig være relevant for andre former for ferdsel.

For å vite hva sårbarhet egentlig handler om, er det helt nødvendig å ha en entydig forståelse av begrepet og de faktorer som virker inn. Begrepet *sårbarhet* er komplisert fordi det har mange nært beslektede begrep og gjerne forstås og brukes forskjellig i ulike fagmiljøer. Hagen m.fl. (2014b) gjorde på oppdrag fra Norsk Polarinstitut en gjennomgang og rydding i bruken av begrepet.

Sensitiviteten til en ressurs er knyttet til evnen til å motstå eller tilpasse seg påvirkning. De faglige termene som beskriver dette er; adaptiv kapasitet/plastisitet (tilpasningsevne), resiliens (robusthet, dvs. evnen til å reparere/ gjenopprette seg selv etter en påvirkning) og resistens (toleranse, dvs. hvor mye påvirkning tåles før vesentlige endringer oppstår). Sensitivitet kan knyttes til mer eller mindre definerte egenskaper i naturen, dels i form av arealegenskaper og dels i forhold til arter og ulike landskapsøkologiske interaksjoner og prosesser.

Sannsynligheten for at ressursen skal bli **eksponert for påvirkningen** (ferdselen) er koblet til påvirkningens styrke/omfang og variasjon i tid og rom. Sannsynlighet for eksponering er i noen grad i slekt med begrepet risiko; risiko for påvirkning. Risiko tar i noen sammenhenger også tar opp i seg konsekvens av påvirkningen (se f. eks. DNV 2007), i slekt med sårbarhet. I rapporten bruker vi begrepet sårbarhet og ikke begrepet risiko.

Sårbarhet kan beskrives som «sannsynlighet for endring» eller «sannsynlighet for at en effekt oppstår, dvs. om en ressurs påvirkes eller ødelegges». Ressursen i denne sammenhengen kan være en art, artsgruppe, naturtype eller et lokalsamfunn. Sårbarhet vil dermed være det som beskriver hvor utsatt en ressurs er for bestemte påvirkningsfaktorer, som ferdsel. Sårbarhet er en funksjon av hvor sensitiv (følsom) ressursen er for påvirkning og i hvor stor grad ressursen blir eksponert for påvirkning. Sårbarhetsvurdering for ferdsel forutsetter dermed kunnskap om både sensitiviteten til ressursene der folk ferdes og kunnskap om selve ferdselen.



Figur 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 omfang, forekomst 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. Etter Hagen m.fl. 2014b.



Slitasje langs en sti opp ei kneik med snøleievegetasjon. Her er vegetasjonen mer sensitiv pga. artssammensetning og eksposisjon (se sammen med neste bilde). Foto: Dagmar Hagen, NINA.



Samme stien gjennom tråkksterk grasvegetasjon, som til tross for samme mengde tråkk (samme påvirkning) har mye mindre preg av ferdsel. Foto: Dagmar Hagen, NINA.

Faktaboks 1. Forskningsgruppas faglige bakgrunn og relevante rapporter for dette arbeidet.

«Miljøeffekter av ferdsel, modell for sårbarhetsvurdering, Svalbard» (2008-2011)

- Hagen, D., Eide, N.E., Fangel, K., Flyen, A.C. & Vistad, O.I. 2012. Sårbarhetsvurdering og bruk av lokaliteter på Svalbard. Sluttrapport fra forskningsprosjektet "Miljøeffekter av ferdsel". - NINA Rapport 785. 110 s + vedlegg.
- Hagen, D., Vistad, O.I., Eide, N.E., Flyen, A.-C., Fangel, K., 2012. Managing visitor sites in Svalbard: from a precautionary approach towards knowledge based management. Polar Research 2012, 31.
- Hagen, D., Fangel, K., Flyen, A.C., Eide, N.E. & Vistad, O.I. 2013. Sårbarhetsvurdering av ilandstigningslokaliteter på Svalbard. Klassifisering av sårbarhet - vegetasjon, dyreliv og kulturminner. NINA Faktaark 1. 2013.
- Hagen m.fl. 2014. Håndbok i sårbarhetsvurdering av ilandstigningslokaliteter på Svalbard, NINA Temahefte 56. 63s.

«Miljøeffekter av turisme og ferdsel i Arktis»

- 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.

Sårbarhetsanalyse i polare strø

- 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.

Landskapstypekartlegging som verktøy for overvåking av arealbruksendring i verneområder

- Erikstad, L., Blumentrath, S., Bakkestuen, V. & Halvorsen, R. 2013. Landskapstypekartlegging som verktøy til overvåking av arealbruksendringer. NINA rapport 1006. 41 s.

«Verdi- og sårbarhetsvurdering i Børgefjell Nasjonalpark»

- Evju, M., Hagen, D., Blumentrath, S. & Eide, N. E. 2010. Verdi- og sårbarhetsvurdering i Børgefjell nasjonalpark – med spesiell fokus på utvalgte lokaliteter og utfordringer knyttet til ferdsel. NINA Rapport 543. 111 s.

«Villrein, ferdsel og inngrep i Dovrefjell-regionen» (2008 – 2012)

- Strand, O., Flemsæter, F., Gundersen, V. & K. Rønningen. 2013. Horisont Snøhetta. – NINA Temahefte 51. 99 s.
- Gundersen, V., Nerhoel, I., Strand, O. & M. Panzacchi. 2013. Ferdsel i Snøhettaområdet – Sluttrapport. – NINA Rapport 932. 70 s.

Etablering og utprøving av bevaringsmål for verneområder (2009-2010)

- Eide, N.E., Evju, M. Hagen, D., Blumentrath, S. Wold, L.C., Fangel, K. & Gundersen, V. 2011. Pilotprosjekt bevaringsmål i store verneområder – Utvikling av metoder for å overvåke bevaringsmål i store verneområder – tema fjell og landskap. - NINA Rapport 652. 147 s.

Se også www.villrein.no og www.nina.no for aktuelle rapporter og publikasjoner.

2 Forutsetninger og metoder

2.1 Tematisk avgrensning til store verneområder i fjellet

Sårbarhetsvurdering for store verneområder er i utgangspunktet et svært omfattende tema og i samråd med oppdragsgiver ble vi enige om noen avgrensninger og presiseringer, for å kunne ha tilstrekkelig fokus på utvalgte tema og området innenfor prosjektets økonomiske rammer. Helt konkret betyr det at tilpasning av sårbarhetsmodellen nå i denne runden er begrenset til å omfatte verneområder i eller nær fjellet. Det finnes verneområder over hele landet og tilsammen dekker disse et stort spekter av norsk natur. En stor del av nasjonalparkene ligger i fjellet. Her er det også stor økning i ferdselen og ønske om utvidet bruk til turisme og lokal næringsutvikling. Mye av det grunnlaget vi har brukt for arbeidet vårt har vært utviklet i fjellområder og Arktis. Tilpasning mellom Svalbard og norske fjell er dermed logisk og faglig overkommelig.

Dette innebærer at vi i denne omgangen ikke utarbeider metodikk for verneområder i strandsonen. Rapporten inkluderer ikke naturtyper og arter i fjæresone/marine arter, marint og edelløvskog. Den metodiske tilnærminga er før øvrig konseptuelt uavhengig av hvilke naturtyper som finnes og den kan tilpasses ytterligere til også å omfatte lavlandet når den er utprøvd i fjellet. Vi forholder oss ikke til verneforskriftene i verneområdene i denne sammenheng, men har en generell tilnærming som gjelder uavhengig av konkrete verneformål.

2.2 Begrepsapparatet fra NiN-metodikken

Oppdraget presiserer at vi skal ta i bruk begrepsapparatet fra Natur i Norge (NiN) for å beskrive sensitive enheter. Vi har brukt dette som utgangspunkt, men også vært klar over begrensningene. Tilpasning av sårbarhetsvurderinger til NiN har to nivåer: a) Overordnet, arealdekkende kartlegging, og b) Identifisering av sensitive arealer ved feltkartlegging av definerte ferdselslokaliteter/innfallspunkter.

Den store fordelene med å bruke NiN for registrering av sårbarhet er at det systematiserer data fra ulike naturmiljø. NiN vil bli den nasjonale standarden for beskrivelse, kartlegging og overvåking av naturarealer framover. Det er derfor en styrke at sårbarhetsvurderingene kan ha koblinger mot eksisterende og framtidige datasett som vil benytte systemet. Samtidig er det viktig å være klar over at behovet som oppstår ved sårbarhetsvurderinger er basert på kunnskap om mange spesialiserte egenskaper i naturen. Dette er egenskaper som dels fanges opp av typeinndelingen i NiN (hovedtyper/ grunntyper på natursystemnivå), men som like ofte er knyttet til NiNs beskrivelsessystem, spesielt en rekke lokale komplekse miljøvariable (LKM) som kan gå på tvers av typesystemet. I tillegg kan andre deler av NiNs typesystem være relevante når mer overordnede forhold skal beskrives (Halvorsen m.fl. 2015). Disse systemene er ikke ferdigutviklet i NiN 2.0 og for alle disse brukes NiN 1.0, inntil NiN 2.0 er ferdig.

NiN er knyttet opp mot arealegenskaper. Typesystemet er koblet til ulikhet i artssammensetning i de ulike typene. Egenskaper som ikke er knyttet direkte til slike arealegenskaper, for eksempel noen egenskaper for dyreliv og ferdsel, kan ikke uten videre beskrives ved bruk av NiN. Dette gir noen begrensninger som vi har måttet ta hensyn til, men dette er også forhold som kanskje kan forventes forbedret på sikt ettersom bruken av NiN blir mer utviklet og kunnskap om kobling mellom arter og arealer utvikles (se også boksen Art-habitat-prosjektet s. 49).

Naturtyper i Norge (NiN) er en naturtypeinndeling som beskriver alle naturtyper, fra overordnet landskapsnivå og ned til det minste lille livsmiljø. Det er Artsdatabanken som har ansvaret for å utvikle systemet, som bygger på grundig gjennomgang av eksisterende kunnskapen om variasjonen i havet, i ferskvann og på land. Naturtypebasen inneholder en oversikt over systemet (<http://www.naturtyper.artsdatabanken.no/>). Det er gjennomført heldekkende arealkartlegging etter NiN-systemet i noen norske verneområder. Kartleggingen er gjort på typenivå, av og til ved bruk av mosaikkfigurer og mest sannsynlig må dette suppleres med relevante LKM for å kunne gjøre sårbarhetsvurderinger, slik det beskrives i denne rapporten.

NiN består av ulike nivåer, der viktigste hovednivå er natursystemnivået og deretter landskapsnivået. Nivåene er delt i hovedtyper og grunntyper etter et etterprøvbart og grundig beskrevet system som delvis er relevant for vurdering av sårbarhet (**Tabell 1**). For en del naturtyper er også naturtypenivået naturkompleks (landskapsdel i NiN 1.0) relevant for sårbarhetsvurderinger. Dette gjelder særlig myr (våtmarksmassiv) samt innsjøer og elveløp. I vår sammenheng er det imidlertid vel så viktige å ta i bruk beskrivelsessystemet i NiN. Dette gir mulighet til å beskrive variasjonen innenfor grunntypene som ikke kommer fram i typesystemet. Denne variasjonen beskrives form av miljøfaktorer og langs økologiske gradienter.

Hverken hovedtyper eller grunntyper er laget for å beskrive sårbarhet, men for å beskrive naturtyper. Noen av de økologiske gradientene har en direkte kobling til sårbarhet, f.eks. fuktighet og kornstørrelse på jord og sedimenter som begge hver for seg eller samlet har stor betydning for hvor slitasjesvakt et område er (se eksempler i **kap. 4.3**). Som en relevant parallell kan vi si at hovedtyper og grunntyper alene heller ikke er tilstrekkelig for å beskrive rødlista naturtyper, men at de sammen med beskrivelsessystemet definerer og beskriver de rødlistede naturtypene på det detaljnivået som er nødvendig (Lindgaard & Henriksen (red.) 2011). Måten NiN-systemet er bygd opp på, gjør at man kan identifisere sårbare typer, eller rødlista typer, ved å bruke typeinndelingen i kombinasjon med beskrivelsessystemet. For eksempel er «Kystgranskog» en rødlista naturtype (EN) som hører til i hovedtype fastmarkskogsmark i NiN. Men «Kystgranskog» er ikke avgrenset til konkrete grunntyper, derimot omfatter den de delene av hovedtypen som er knyttet til høy luftfuktighet (gradient UE Uttørkingseksponering), artsdominans av gran samt den regionale miljøvariablene oseanisk klima.

Tilsvarende for å fange opp sensitivitet innen NiN-systemet må både grunntypene og de lokale miljøvariablene (LKM) tas i bruk. I de tilfeller der sensitivitet følger bestemte grunntyper kan man identifisere disse og enhetene kan kartfestes gjennom naturtypekartlegging på grunntypenivå. Dette vil f.eks. gjelde flere av grunntypene innen hovedtypegruppe «Våtmarkssystem» (se mer om identifisering av sensitive arealer i **kap. 4.2**). Sensitiv vegetasjon (eller hele landskapsdeler, f.eks. myrmasiv) kan også kartlegges på overordnet nivå som landskapsdel eller naturkompleks. For de fleste terrestriske hovedtypene vil imidlertid det normale være at sensitiviteten må knyttes til LKM-er og ikke til enkelte grunntyper. Dersom sensitivitet bare skal kobles til grunntypenivå, vil det føre til en betydelig over-registrering av sårbare arealer.

Sårbarheten kan analyseres på en effektiv måte ved bruk av NiN dersom egenskaper knyttet til naturkomplekser, natursystem, hovedtyper og grunntyper kobles sammen med beskrivelsessystemet i NiN og dersom de egenskapene og LKM-ene som benyttes er direkte koblet til sensitiviteten. Ved å aggregere informasjonen på et overordnet nivå med bruk av NiN landskapstyper (Erikstad m.fl. 2013) blir dette et bidrag på større skala til å gjøre forvaltningsprioriteringer samt overordnet analyse av sannsynlighet for slitasjeskader. Dette kombinerte analyseverktøyet kan gi grunnlag for å utvikle en analysemetodikk med forvaltningsrelevans, på tilsvarende måte som er brukt for å beskrive rødlista naturtyper.



Mange av hovedtypene i «Våtmarkssystem» er generelt sensitive for tråkk, men kan ha god evne til gjenvekst dersom påvirkningen opphører og området er flatt så man unngår erosjon.

Foto: Dagmar Hagen, NINA.



Ingen av de 14 grunntypene innenfor hovedtype «Skogsmark» er generelt sårbare, men alle er sårbare langs deler av miljøgradientene. Bildet viser Bærlingskog (T4 – C5) som ikke er spesielt sensitiv generelt sett, men er sensitiv når den ligger i bratt terreng og har mye fint substrat. Da blir området svært erosjonsutsatt og dersom det oppstår en slitasje vil tilstanden raskt forverres og evnen til gjenvekst er svært dårlig selv om påvirkningen opphører. Foto: Dagmar Hagen, NINA.

Tabell 1. Oversikt over antall hovedtyper og grunntyper i NiN 2.0 i hver hovedtypegruppe

Hovedtypegruppe	Hovedtyper	Grunntype	Kommentar
Saltvannsbunnsystemer	15	196	Ikke del av oppdraget
Ferskvannsbunnsystemer	8	47	
Fastmarkssystemer	45	347	
Våtmarkssystemer	13	86	
Marine vannmasser	4	18	Ikke del av oppdraget
Limniske vannmasser	5	37	Ikke del av oppdraget
Snø- og issystemer	2	2	

2.2 Kunnskap om påvirkningen – ferdsel i verneområdet i tid og rom

I store verneområder er det ofte vanskelig å ha en god oversikt over den romlige bruken av arealet. Automatiske tellere og eventuelt sekundære data (bombillett, overnattingsstatistikk m.m.) gir kunnskap om volumendring av ferdselsintensitet ved innfallsporter eller langs stier i området. Den romlige fordelingen kan være knyttet sammen med den tidsmessige: ofte kan det være slik at ulike områder benyttes til ulike tider avhengig av for eksempel sesong og/eller aktivitetsutøvelse. Å ha kunnskap om hvilke områder som brukes (og hvordan), er nødvendig i forhold til å kunne unngå uønsket slitasje og forstyrrelse. Romlig fordeling kan fremskaffes enten ved at de besøkende nedtegner ruten de har gått eller planlegger å gå, eller ved utdeling av GPS-loggere til de besøkende ved innfallsporten. Kartleggingen av den romlige fordelingen gir også innspill i forhold til om de besøkende ferdes langs stier eller ute i terrenget. Ferdsel langs sti/vei kan i større grad styres gjennom kanalisering enn ferdsel i terrenget. God kunnskap om arealbruk og brukerne gir generelt sett bedre mulighet for å iverksette effektive tiltak i de områdene der behovet for tiltak er størst.

Å ha kunnskap om hvordan ferdselen fordeler seg gjennom året i tid og rom er nødvendig i flere sammenhenger, også poengtert i kap 1.4. (**Figur 1**). Hvorvidt sesongvariasjoner og/eller sykliske svingninger i biologiske parametere (eksempelvis vandringer, kalvingstid, yngling/hekking m.m.) sammenfaller med ferdsel/ bruk vil være avgjørende for om ferdselen blir oppfattet som en forstyrrelse eller ikke. Stort ferdselstrykk behøver ikke nødvendigvis utgjøre en forstyrrelse dersom den foregår til tider av året da dyrearter eller vegetasjon er lite utsatt for stress/slitasje eller ikke befinner seg i området. Vi er derfor bedt av oppdragsgiver å ha fokus på sesong, slik at sårbarhet vinterstid (vårvinter) kan skilles fra sårbarhet i barmarkssesongen. Påvirkningen blir på den måten ikke en konstant størrelse. Dersom ferdselen har klart definerte intensitetstopper kan dette ha betydning for om en skal iverksette tilretteleggingstiltak og eventuelt hvilke tiltak dette skal være. Den tidsmessige fordelingen av de besøkende kan også ha betydning for etterspørsel etter tjenester og aktivitetstilbud.

Vi skal forholde oss til tre sesonger: Vår/yngling, sommer/barmark og vintersesong. Også mulig/sannsynlig ferdsel vil/kan variere med de samme årstider.

Vi foreslår at sesongene inndeles på følgende måte:

- 1) Vår/forsommer (yngletid); mars, april, mai, juni
- 2) Barmark; juli, august, september, oktober
- 3) Vinter; november, desember, januar, februar

Kort beskrivelse av bakgrunnen for inndelingen vi foreslår:

Vår/forsommer omfatter perioden fra mars til og med juni. I denne perioden vil de fleste dyrearter reprodusere (etablering av territorier og parring). Enkelte rovfuglarter er veldig følsomme for forstyrrelse i etableringsfasen før eggene legges, og vi er usikre på om 1. mars vil være tidlig nok til også å fange opp denne perioden i alle landsdeler. Av månedene med snø i fjellet er mars-

mai den perioden som brukes mest til vinterturer på ski. Avhengig av snøforhold vil ofte disse månedene også brukes mest til alle de andre aktiviteter i fjellet vinterstid, så som snøskutertransport, kiting og hundekjøring. **Barmarkssesongen** er satt til juli-oktober. Dette er en periode der dyrelivet generelt vil være mindre følsomme for forstyrrelse. Snøen har smeltet og ferdsele i fjellet er på det høyeste. I denne perioden skjer også det meste av jakt. **Vintersesongen** definert som perioden fra oktober til og med februar vil mange steder være relativt lite brukt til friluftsliv, og vegetasjonen vil være dekket av is/snø. Med andre ord er dette en periode der vegetasjonen og det meste av dyrelivet er relativt robust for ferdsel og forstyrrelse. Unntak kan være enkelte rovfuglarter og villrein.

For å kompensere for eventuell sårbarhet for forstyrrelse hos enkelte rovfugler, vil det være mulig å lage en ekstra «sesong» for disse hvis det er nødvendig, som brukes for dokumenterte hekkeplasser med buffersone rundt. Dette vil i praksis bety at en deler opp vår/forsommer sesongen ytterligere. Vårt forslag til inndeling av året må forstås som et utgangspunkt. Det kan være aktuelt å tenke sesong på en annen måte i enkelte verneområder, som gjør at det må gjøres lokale tilpasninger.

2.3 To-trinns kartlegging av sensitivitet og sårbarhet i verneområdet

Vi har i rapporten lagt opp til en to-trinns kartlegging av sensitive områder og sårbarhet i verneområdene. Oppdraget var i utgangspunktet å utvikle en veileder for å kartlegge sårbarhet knyttet til ferdselslokaliteter/innfallsporter eller knutepunkter for ferdsel (jf. metodikken for Svalbard). Basert på våre erfaringer foreslo vi for oppdragsgiver å også inkludere en arealdekkende kartlegging av sensitive elementer (**kap. 3**) i tillegg til metoden metodikk for feltregistrering av sårbarhet i fokusområder/ferdselslokaliteter (**kap. 4**).

Kartlegging på arealdekkende nivå vil ofte være nyttig og kan fungere som en «scoping» for mulig konfliktpunkter/områder, og slik avdekke behov for tilleggsregistreringer (kartlegging i felt). Kartlegging i avgrensa lokaliteter er i større grad knyttet til operasjonell forvaltning på kort sikt, der tiltak eventuelt settes i verk for å nå mål man har definert for et område. Kartlegging innenfor avgrensa lokaliteter forutsetter ikke at det er gjennomført arealdekkende kartlegging, men kvaliteten og effektiviteten på kartleggingen vil forbedres dersom eksisterende kunnskap er sammenstilt på forhånd. Sensitivitetskartlegging på i hele verneområdet, styrker imidlertid grunnlaget for en adaptiv forvaltning av verneområdet. Dersom man f. eks. må legge om stinettverket knyttet til konflikter mellom ferdsel og forekomst av sensitive områder, så er arealdekkende kunnskap om sensitive områder nødvendig for å unngå å flytte aktivitet fra et sårbart område til det som kan vise seg å være enda mer sårbart. Med arealdekkende kunnskap i bunn kan man vurdere alternativ plassering av f.eks. innfallsporter og tilhørende infrastruktur.

Bruk av arealdekkende data har nylig vært behandlet og diskutert i NINA-rapport 1006 (Erikstad m.fl. 2013). Arealdekkende data er data fra kart eller databaser som dekker et helt undersøkelsesområde, for eksempel landsdekkende oversikter over veier og vann, forekomst av skog eller andre kartdata. Arealdekkende data kan ofte være grove i oppløsning, men har sin styrke nettopp ved at de er arealdekkende. Et godt eksempel er landsdekkende høydedatabaser. Den eneste landsdekkende høydedatabasen over hele Norge er interpolert fra koter (høydekurver) med vertikal avstand på 20 meter. Selv om data med en slik grov oppløsning ikke gir grunnlag for detaljerte vurderinger av små terrengforskjeller, gir arealdekkingen mulighet for grovere terrengeanalyser med nasjonal dekning. Spesialinnsamlede data som ikke er arealdekkende har ofte høy kvalitet, for eksempel 10 m høydedatabase for de delene av Norge som er dekket av økonomiske kart (FKB), AR5 arealdekkende kart fra Norsk institutt for skog og landskap eller ulike vegetasjonskart i detaljerte målestokker (se f.eks. Eide m.fl. 2011). De spesialinnsamlede dataene har den styrken at de er direkte relevante for det eller de formålene de skal belyse, men de er normalt bare tilgjengelige for begrensede områder, og det er derfor vanskelig å bruke slike data for regionale analyser. I tillegg finnes det arealdekkende data som er avhengig av manuell tolkning eller automatisert klassifikasjon. Flyfoto og satellittdata er eksempel på slike data der

manuell og ofte arbeidsintensiv tolkning kan gi relevant tilleggsinformasjon for større eller mindre områder (Erikstad m.fl. 2009). I vegetasjonskartlegging har det gjerne vært brukt pikselbasert klassifikasjon basert på et trenings- (felt-) datasett samlet inn i områder der naturvariasjonen er godt kjent. Det har vist seg svært vanskelig å oppnå en treffsikkerhet som er større enn 80 %, selv med relativt omfattende feltkontroller og det er enda vanskeligere dersom man skal dekke store områder. Dette fordi de regionale forskjeller kompliserer tolkningen av data (Erikstad m.fl. 2009). Med de nye europeiske miljøsatellittene som nå tas i bruk (sentinel), vil bruk av delvis prosesserte og gratis satellittdata trolig kunne benyttes i større omfang. Egnetheten til satellittbildene bør undersøkes når systemet er oppe og går.

De to nivåene av sensitivitetsanalyser er knyttet til hver av disse typene data, men det er viktig å understreke at disse to typene / strategiene for informasjonsinnhenting ikke utelukker hverandre. De kan som nevnt fungere komplementært og gi grunnlag for en mer helhetlig forvaltningsstrategi:

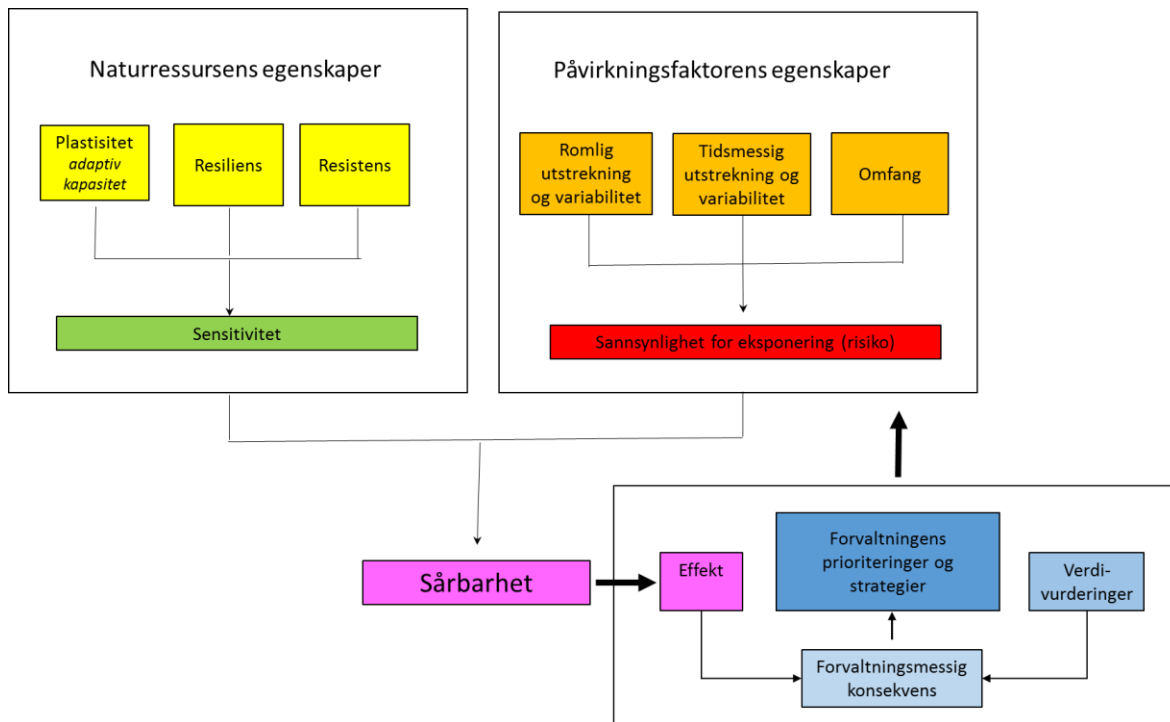
- **Landsdekkende analyser** av naturegenskaper som er relevante for sårbarhetsanalyser, eventuelt aggregert i allerede kartlagte landskapstype-polygoner fungerer som regional oversikt og gir grunnlag for å utvikle mer detaljerte strategier for informasjonsinnhenting og forvaltning.
- **Arealdekkende detaljkartlegging for hele verneområdet**, basert på innhenting av eksisterende kunnskap og databaseinformasjon inkludert eventuelt eksisterende NiN-kartlegging (naturesystemnivå). Ny NiN-kartlegging, feltdata og tolking av flyfoto og satellittdata er viktige elementer. Slike data må skaffes for hvert enkelt verneområde. De kan ikke inngå i nasjonale analyser før tilsvarende kartlegging er gjort over hele landet.
- **Kartlegging i ferdselslokaliteter** er kartlegging i mindre områder som må avgrenses av forvaltningsmyndigheten, og som forvaltningen ønsker å undersøke på grunn av mistanke om mulig konflikt mellom bevaringsmål for verneområdet og dagens bruk av området. Ferdselslokaliteter kan også pekes ut i forbindelse med tiltak som planlegges gjennomført, der en vil se på effekter av tiltak i området eller i nabo-områder (se **kap. 4**).

2.4 Forvaltningen kan styre påvirkningen og effektene av ferdsel

Forvaltningen kan gjennom aktive virkemidler bidra til å styre bruken og ferdselen av besøkende til verneområdene, og slik reduserer konfliktene (påvirkningen) i sensitiv natur. Se **Figur 1B** som er en utvidelse av konseptfiguren i kap. 1.4, hvor det framkommer hvordan balansen mellom forvaltningens prioriteringer og strategier kan påvirke sannsynligheten for eksponering gjennom å regulere omfang (styrke) av ferdsel i tid og rom.

Figur 1B er grundig diskutert i Hagen m.fl. (2014). For forståelsen i denne sammenheng så har vi tatt et uttrekk av teksten, som utdyper begrepene **effekt og verdivurdering** i forhold til begrepet sårbarhet: Viktige ressurser kan være lite sensitive og påvirkning utløser da lav sårbarhet, som dermed ikke gir alvorlig eller omfattende **effekt**, mens andre ressurser kan være svært sensitive overfor den gitte påvirkningen, som dermed gir stor effekt. Kunnskapen om effekten av en bestemt type bruk eller påvirkning er en viktig del av beslutningsgrunnlag når forvaltningen skal konkludere rundt den **forvaltningsmessige konsekvensen** av påvirkningen. Spørsmålet om hva som er akseptabelt skadeomfang (estetisk, biologisk) må vurderes i forhold til restriksjonsnivå og forvaltningsregime (se Vistad m.fl. 2008). Hva som er akseptabelt varierer. 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, som fanges opp av sårbarhetsbegrepet, derfor skiller vi sårbarhet fra effekt. Det dreier seg for eksempel om å balansere vern og muligheten for opplevelse. 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. **Verdivurderinger** i denne sammenheng, er vurderinger som kommer i tillegg til de kriteriesatte verdivurderingene (som f. eks. rødlistene, som i denne rapporten inngår i selve sårbarhetsmodellen). Dette fordi verdisetningens natur har og må ha elementer av subjektivitet knyttet til seg.



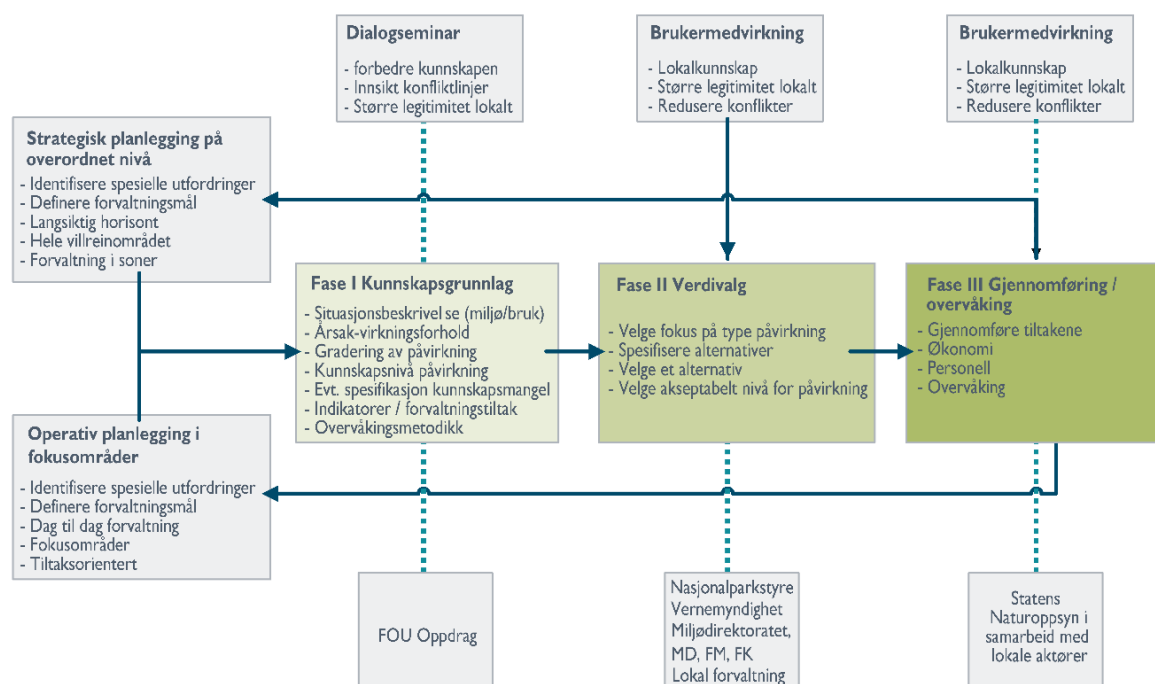
Figur 1B. Sammenhenger mellom sårbarhet, verdivurderinger og forvaltningsmessige konsekvenser og prioriteringer. Forvaltningen forholder seg til sårbarhet langs flere akser, både mot påvirkningsfaktorene og mot de sensitive naturressursene. Forvaltning innebærer å vurdere den tilgjengelige kunnskapen om effekter opp mot verdivurderinger, som videre utløser eventuell prioritering av tiltak. Tiltak vil i de fleste sammenhenger rette seg mot å begrense påvirkningen. Figuren er modifisert fra Hagen m.fl. 2014b.

Gundersen og Strand (2014) beskriver og diskuterer *prosessen adaptiv forvaltning* grundig, med villrein som utgangspunkt, og har satt opp tre sentrale faser i en slik prosess (se **Figur 2**). Denne beskrivelsen er relevant for liknende type beslutningsprosesser som involverer mange parter. Vi gjengir derfor figuren og en kort beskrivelse av de ulike fasene i denne rapporten fordi man bør igjennom den samme prosessen uansett hvilken art eller naturtype det skal gjøres aktive tiltak i forhold til:

Fase I er den objektive og beskrivende delen av prosessen, der eksisterende kunnskap systematiseres i en situasjonsbeskrivelse med prioritering av problemstillinger, synliggjøring av årsak-virkningsforhold og definisjon av indikatorer med tilhørende forslag til forvaltningstiltak. Både empirisk vitenskapelige data og en systematisering av erfaringsbasert kunnskap inngår i kunnskapsgrunnlaget. Involvering av brukere og interessenter kan være nødvendig for å få en felles forståelse av problemstilling og enighet om hvilke data analysen skal baseres på. **Fase II** handler om de verdivalgene man gjør for å definere akseptable nivåer eller intervaller for akseptabel påvirkning. Denne fasen gjennomføres i en aktiv samhandling og medvirkning med det som defineres som brukere og sentrale aktører i området. **Fase III** handler om implementering av forvaltningstiltakene og registrering av videre utvikling av tilstanden i forhold til de målene som er satt. Den siste fasen må også ha rom for korreksjon av tiltakene.

Strategisk planlegging handler om de valgene man tar for hele verneområdet på lang sikt, altså hvilke områder som skal skjermes mot tilrettelegging/utvikling, og hvilke områder som kan åpnes for ulike grader av eksponering.

I områder der forvaltningen ønsker å eksponere for mer bruk eller ønsker å se nærmere på konsekvensene av dagens bruk er man inne i det vi definerer som operasjonell forvaltning. Operasjonell forvaltningen er adaptiv i den forstand at man kan gå tilbake og justere på alle trinn i prosessen når ny kunnskap eller overvåkingsresultater foreligger (**Figur 2**). I dette ligger det implisitt at tiltakene som utprøves i en adaptiv prosess må kunne være reversible hvis det viser seg at tiltaket ikke virker som forutsatt.



Figur 2. Skisse over den adaptive prosessen i tre faser (se teksten for forklaring) og på to planleggingsnivåer, utviklet for beslutningsprosesser rundt villrein (Gundersen og Strand 2014). Brukermedvirkning er viktig i alle fasene (Gundersen m.fl. 2011), men har ulik form. Operasjonell planlegging vil her innebære en dag til dag-forvaltning som søker å finne gode løsninger under raskt skiftende forhold, f. eks. sårbare lokaliteter for villreintrekk og der ferdselen endrer seg raskt over tid. Strategisk planlegging er knyttet til langsiktige verne- og besøksmål for området, for eksempel et mål om å bevare villmarkspreg i soner eller konnektiviteten mellom fjellfragmenter som er viktig f. eks. for villrein. Figuren er hentet fra Gundersen og Strand (2014).

Det er to opplagte operasjonelle nivåer man kan forvalte etter med hensyn til å håndtere de besøkende: Forvaltningen kan være proaktiv der man tiltrekker/drar til seg (pull factors) de besøkende gjennom etablering/utvikling av klare attraksjoner/innfallsporter i områder som tåler større grad av eksponering. Forvaltningen kan jobbe operativt forebyggende i utvalgte ferdsels-lokaliteter gjennom tiltak og virkemidler som endrer allerede etablert besøksmønster gjennom endring av infrastruktur, eller etablering av tilbud (push factors) som passer bedre for de besøkende sine ønsker og behov.

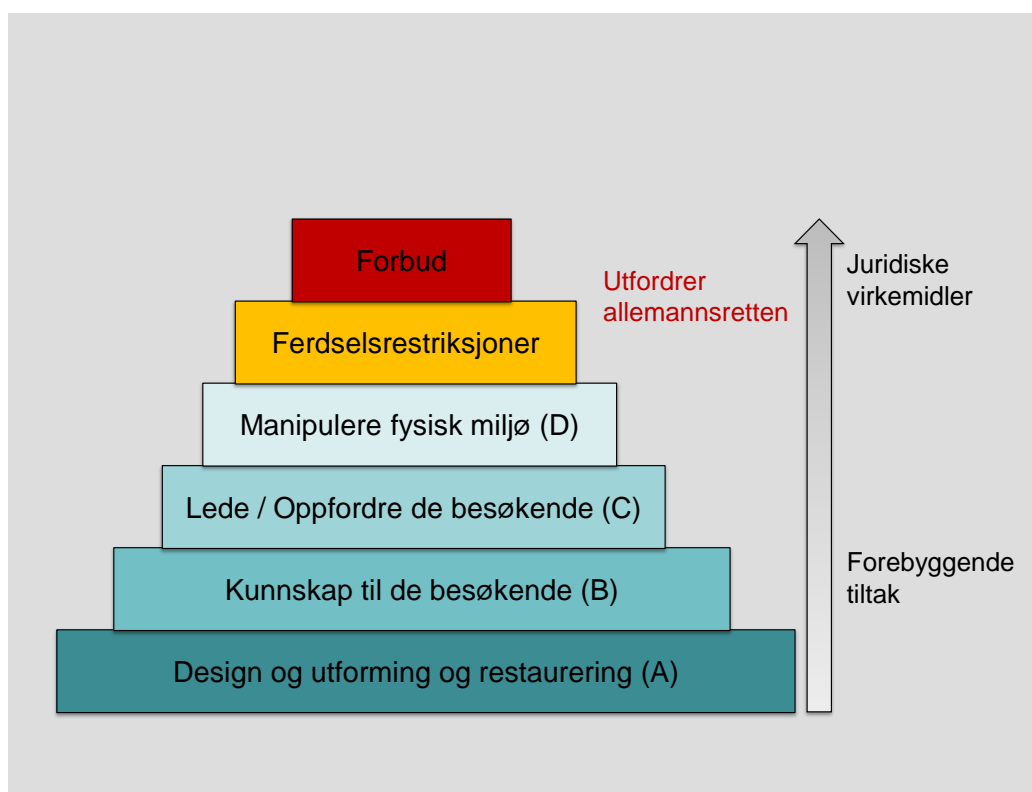
Det finnes en rekke virkemidler for å styre turiststrømmen. Bruk av lovverket for å begrense ferdsel er et viktig virkemiddel internasjonalt, men er kontroversielt i Norge i forhold til allemannsretten. I stedet må forvaltningen «jobbe» med landskapet for å tiltrekke seg (pull factors) turister eller «dytte» de (push factors), i ønsket retning ved i første rekke å innføre infrastruktur som

turistene etterspør i mindre sårbare områder. Det vil kunne være en rekke tiltak som er tilpasset landskapet på stedet og de lokale attraksjonene, f. eks. servicesenter, overnatting, matservering, p-plasser, attraksjoner, rundturer, utsiktspunkt. Forvaltningen må samtidig med en økt eksponering i områder som tåler dette, tenke på hvordan man kan skjerme de sensitive områdene. I disse områdene handler det om å tone ned infrastrukturen, f. eks. legge om, nedbygge eller fjerne infrastruktur. De ulike verneområdene har svært forskjellige bruk, og vil respondere forskjellig på virkemidlene. På steder med stor turisttrafikk har forvaltning i prinsippet stort handlingsrom for å endre ferdselsmønsteret (f.eks. Rondane, Jotunheimen nasjonalpark), fordi de aller fleste besøkende følger eksisterende infrastruktur. I andre områder er ferdselen mer lokal og spredt. Der har forvaltningsmyndigheten mindre handlingsrom for å endre ferdselen i verneområdet (f.eks. Forollhogna, Varangerhalvøya). Type besøkende til nasjonalparker i Norden har endret seg over tid (Wall-Reinius & Back 2011, Vorkinn 2011, Vistad & Vorkinn 2012, Gundersen m.fl. 2013, Gundersen m.fl. 2015). Lett adgang til nasjonalparken (parkeringsplass, informasjon, kart), tilgang til merkede stier (skilting), og enkel tilrettelegging (bruer, klopper) og overnattingshytter har med årene blitt mer viktig. Det er også slik at gjennomsnittlig alder på de besøkende øker i mange områder, mens lengden på både dagsturen og flerdagersturen har avtatt (Gundersen m.fl. 2013). I det store og hele akseptere og bruker majoriteten av de besøkende infrastruktur som er etablert for friluftslivet, og de fleste av de besøkende har sterke preferanser for enkel tilrettelegging i fjellet (Haukland m.fl. 2010, 2013). Dette er trender vi kan dra nytte av i forvaltningen, som gir den økt mulighet til å styre folk til områder som tåler økt eksponering.

Allemannsretten setter en viktig ramme for bruken av utmark i Norge, og sentrale myndigheter har gjennom en rekke dokumentert sterkt signalisert at det ikke er ønskelig å innskrenke allemannsretten ved direkte ferdselsreguleringer og forbud. Forbud mot ferdsel er sjelden benyttet i verneområder i Norge (med unntak finnes), og er i tråd med allemannsrettens tradisjon for fri ferdsel i utmark i Norge.

Det finnes mange kategorier av tilrettelegging for å styre ferdselen (**Figur 3**), der tiltakene nedst i figuren har størst aksept i den brede befolkningen (Gundersen m.fl. 2011). Å utvikle tiltalende innfallsporter og god informasjon til de besøkende om turtilbud er et meget viktig prinsipp i besøksstrategiene for verneområdene (portal verneområde) (A) samt ha fokus på hvordan vise hensyn i forhold til sensitive naturtyper og arter. (B). Derneft vil det å endre infrastrukturen i området kunne endre ferdselsmønsteret stort, enten ved å tiltrekke seg de besøkende til nye anlegg og attraksjoner (C) eller å flytte eller fjerne problematisk infrastruktur (D) i områder der det er konflikter med sensitiv natur. Det å endre infrastruktur har stor effekt på ferdselsmønsteret til de turistene som besøker området, men lokalbefolkningen som er lokalkjent i mindre grad blir påvirket. Store endringer av infrastruktur i ett område kan gjøre sitt til at turistene velger andre nærliggende eller verneområder som gir et tilsvarende tilbud (Gundersen m.fl. 2015). Ferdselsrestriksjon på areal er mer akseptert av turistene (fordi de kan flytte til et annet område) enn blant lokalbefolkningen. Lovpålagte forbud eller påbud er lite aktuelt i Norge, og vil kun være hensiktsmessig i konsentrerte områder med spesielt sårbart plante- og dyreliv.

Det er siden 1970-tallet utviklet en rekke metoder eller modeller for håndtering av ferdsel i sårbare naturlandskap, og det finnes flere litteraturoversikter som presenterer og diskuterer teori og praksis, både i Norden (f. eks. Emmelin 1997, Haukland & Lindberg 2001, Vorkinn & Lindberg 2004, Gundersen m.fl. 2011), og internasjonalt (Graefe m.fl. 1990, Payne & Graham 1993, Graham & Lawrence 1990, Schneider m.fl. 1993). Noen modeller er mer brukt enn andre og av de modellene det finnes flest erfaringer med kan nevnes: Recreation Opportunity Spectrum (ROS), Limits of Acceptable change (LAC), Process of for Visitor Impact Management (VIM), Visitor Experience and Resource Protection (VERP), Management Process for Visitor Activities (VAMP) og Tourism optimisation management model (TOMM). Se Gundersen m.fl. (2011) for en gjennomgang av de ulike tilnærmingene.



Figur 3. Viser oversikt over kategorier av virkemidler for å endre ferdselsmønstre i sensitive områder. Forbud og ferdselsrestriksjoner forandrer folks atferd direkte, mens kategori A, B, C og D forandrer atferden indirekte gjennom tiltak (Gundersen m.fl. 2011).

2.5 Den gode naturopplevelsen skal også tas vare på

Innenfor begrepet naturressurser i **Figur 1** kan også «den gode naturopplevelsen» plasseres, som kan være sårbar i møte med moderne tilrettelegginga (les påvirkningen). At det skal være rom for god opplevelse, bruk og læring er sentralt i besøksstrategi-tankegangen. Men hva som er den gode opplevelsen varierer imidlertid med den som opplever. Karakterer ved den som ferdes setter også premisser for om det er mulig å påvirke ferdselen.

Grovt kan vi skille mellom to hovedformer for ferdsel (Gundersen m.fl. 2015); den som gjerne går utenom tilrettelegging og den som oppsøker tilrettelegging. Veidemannskulturen er fortsatt sterkt representert i Norge. Spesielt lokalbefolkning ivaretar tradisjoner og henter en rekke ulike ressurser i naturen. De er ofte lokalkjente og vet hvor de skal, følger historiske ferdselsårer og går ofte utenfor T-merkede stier og veger. Også en del nye brukere som søker opplevelser knyttet til mestring og spenning, eller villmarksopplevelse, søker seg vekk fra den merkede stien. Turisten er den som oftest oppsøker tilrettelegging og er den dominerende brukeren av de fleste verneområdene når det gjelder antall. Fotturisten kommer ofte langveis fra, følger i all hovedsak merkede stier og benytter seg av de muligheter området byr på av tilrettelegging, overnatting, og attraksjoner. Det er et generelt trekk at de besøkende gradvis har blitt mer tilretteleggingsvennlige (særlig blant de norske brukerne) og gruppen av folk som benytter seg av tilretteleggingen øker stadig. I nasjonalparker i Sør-Norge utgjør den systematiske ferdselen minst 80% av totalt antall besøkende (ofte langt mer enn dette). Derfor er det størst fokus på den «systematiske» forstyrrelsen i bruk av infrastruktur og tilrettelegging, og det er også denne ferdselen som er enklest å måle og håndtere i en forvaltningssituasjon.

En grunnleggende forståelse av de besøkendes bruk og opplevelser er nødvendig for å finne «smarte» løsninger på problematisk bruk. Den menneskelige bruken av områdene definert gjennom aktiviteter, motivasjon, hensikter, måloppnåelse, holdninger osv. har vært gjenstand for

forskning i mange tiår. Brukerne av et område kan være svært forskjellige til tross for at de har det til felles at de oppholder seg i samme verneområde. Det er mange gradienter som kan beskrive det brukerne gjør, forventer, mener eller den effekten bruken har på individ og samfunn. I dette ligger det også en forståelse av at bruken, ofte knyttet til naturopplevelse eller en aktivitet, også kan være sårbar.

Brukerne etterspør forskjellige rammer for sitt besøk, og denne rammen beskrives ofte med tre hovedfaktorer: 1) det fysiske miljø inkludert de fysiske endringene menneskene har tilført landskapet, 2) de sosiale aspektene knyttet til for eksempel antall brukere og annen type bruk, 3) de forvaltningsmessige reguleringene som finnes i området som brukerne må forholde seg til. Disse faktorene definerer ulike opplevelsesmiljøer, som spenner fra områder som innehar stor grad av urørthet og villmark, til områder som er sterkt påvirket av menneske gjennom bruk, tilrettelegging og service. Litteraturen beskriver ofte at de som bruker områder preget av villmark er en spesialisert gruppe, mens de som bruker de sterkt tilrettelagte områdene er mindre spesialisert. Hele poenget med denne enkle beskrivelsen, er å påpeke at brukerne (som utøver påvirkning av verneområdene) er svært forskjellige og at de også har forventninger til opplevelsesmiljøet som er truet i forhold til bruk og menneskelige inngrep. Her er det vesentlig å ha kjennskap til hvem som er brukeren/brukerne, og hva de søker. Det er også dokumentasjon på at det mange utlendinger søker i Norge og Skandinavia er 'Naturen' og gjerne det de kaller 'Urørt natur' og helst sammen med 'fred og ro' (dvs. lite folk). Det finnes likevel dokumentasjon på at den enkle merke stien ikke ødelegger det «urørte», men gir mulighet for trygg opplevelse av det «urørte» (se f.eks. Vistad m.fl. 2014). Dette er også en «sårbar» opplevelseskvalitet som er særlig relevant under paraplyen Nasjonalparker som merkevare for reiselivet.

Disse to hovedformene for ferdsel gir vidt forskjellig bruk av fjellet, og de utgjør også særdeles forskjellige forstyrrelsesregimer. Veidemannskulturen som har en uforutsigbar ferdsel i terrenget, vil i all hovedsak forårsake en mer «tilfeldig» forstyrrelse. Konflikter kan oppstå når veldig mange går «tilfeldig» i terrenget, og i sum utgjør da en stor forstyrrelse på vegetasjon eller dyreliv, eller når tilfeldig ferdsel rammer et svært sensitivt sted til feil tid (hekking, kalving e.l.). Fot- og skiturer utgjør det største volumet av besøkende i verneområder. De har en atferd som følger merkede ferdselsårer eller bruker sterkt tilrettelagte områder. Dette medfører en «systematisk» forstyrrelse som kan utgjør større problemer enn den «tilfeldige», men det er helt avhengig av hvor denne systematiske forstyrrelsen skjer. Og lokaliseringen av stien lar seg ofte styre eller endre.

I forvaltning av ferdsel ligger det implisitt en forutsetning om at det er mulig å påvirke folks opplevelser og atferd i verneområder. Det viktige spørsmålet i denne sammenheng er: Hvordan påvirke brukerne slik at bruken deres blir mer skånsom for miljøet? Dette er på mange måter en beskrivelse av «verktøykasse» som forvaltningen har til å endre bruken i positiv retning i forhold til verneverdier og brukerens opplevelser. I noen tilfeller vil det være vinn-vinn situasjoner, der tiltaket både reduserer påvirkning på verneverdier og gir bedre opplevelse/brukertilfredshet. I prinsippet kan forvaltningen påvirke de besøkende med «push-pull» strategier for fysiske tiltak, enten ved at de styrer ferdselen ved å begrense mulighetene (push) eller ved å etablere nye muligheter på steder som er godt egnet for det (pull). Andre strategier er knyttet til det å gi de besøkende informasjon om situasjonen i lokalitet/verneområder de skal besøke, eller på et overordnet plan oppfordre til «skånsom» ferdsel for eksempel som en del av den individuelle plikten ved å benytte seg av «allemannsretten».

3 Arealdekkende kartlegging i verneområdet

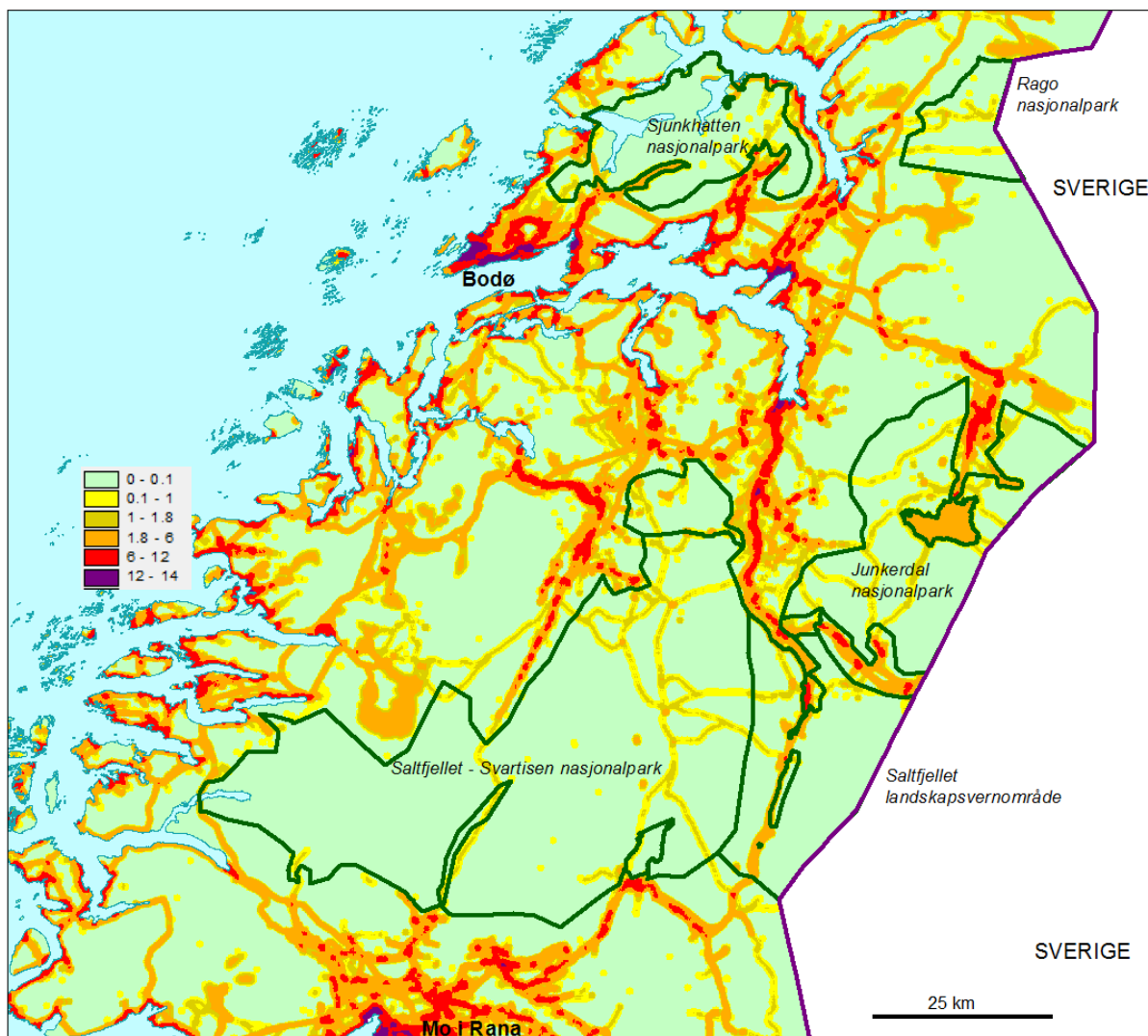
Innhenting av kunnskap på arealdekkende nivå kan dekke flere formål i forhold til forvaltning av verneområdene. I sammenheng med sårbarhetsvurderingen kan sammenstilling av arealdekkende kunnskap fungere som en første kartlegging for å avdekke mulige konfliktpunkter/områder i verneområdet, og slik avdekke behov for tilleggsregistreringer. Tilleggsregistreringer er nødvendig for å vurdere lokaliteters sårbarhet, se kapittel 4. Den eksisterende kunnskap er imidlertid også sentralt når selve sårbarheten skal vurderes/beregnes for enkelt lokaliteter (se kap. 4). Arealdekkende kunnskap vil også være nyttig når man skal prioritere hvilke enkeltlokaliteter sårbarhetsanalysen skal gjennomføres for. Arealdekkende data styrker i tillegg forvaltningens grunnlaget for en adaptiv forvaltning av verneområdet, gjennom å ha oversikt over fordeling av ferdsele og forekomsten av sensitive områder og arter i verneområdet.

3.1 Ferdsel som påvirkning i verneområdet

3.1.1 Innhenting av eksisterende kunnskap om ferdsel

Det er gjennomført og publisert «lokale» brukerregistreringer og brukerundersøkelser i en rekke nasjonalparker, bl.a. Hallingskarvet, Jotunheimen, Reinheimen, Rondane, Dovrefjell-Sunndalsfjella, Forollhogna, Langsua, Femundsmarka, Varangerhalvøya, Stabbursdalen (se bl.a. www.nina.no). Det finnes atskillig med kunnskap om trender og tidsbruk innen friluftsliv generelt (f. eks. Odden 2008) og det finnes en del eksempelstudier i forbindelse med spesielle utredninger, konsekvensutredninger og lokale FoU prosjekter som til sammen kan gi et brukbart bilde på bruken av enkelte områder. Sekundære data fra kilder som bomavgift, overnattingsstatistikk fra turisthyttene og antall solgte jakt- og fiskekort, har gitt viktige bidrag til å beskrive bruken i enkelte områder. I tillegg finnes det også eksempler på at den lokale erfaringsbaserte kunnskapen har blitt systematisert, for eksempel i forhold til kartlegging av kulturminner, landbruk og annen ressursbruk i fjellet. Mer systematisk og langsiktig datainnsamling fra bruken av områdene er i gang i enkelte verneområder i regi av SNO, fjellstyrer og andre sentrale aktører i fjellet (DNT m.m.). Likevel, og på tross av de ovenfor nevnte kunnskapskildene, må vi konkludere med at kunnskap om både volum og bruksmønstre i verneområdene, inkl. nasjonalparkene, er mangelfull, i alle fall om den skal brukes i sammenheng med utforming av mål.

INON (inngrepsfrie områder i Norge; www.miljødirektoratet.no) er den mest kjente nasjonale overvåkingen av endring i arealegenskaper på landskapsnivå. På grunnlag av en liste med definerte inngrepstyper beregnes avstanden hva hvert punkt på landoverflata til nærmeste inngrep, og arealene deles inn i klassene Inngrepsnært, 1–3 km fra inngrep, 3–5 km fra inngrep og mer enn 5 km fra inngrep (ofte kalt villmarkspregede områder). INON vil normalt være lav i Nasjonalparker unntatt i grenseområdene. Erikstad m.fl. (2013) har utviklet en mer direkte indeks med klassifikasjon av inngrepsmengden innen et nabolag i form av en sirkel med 1 km diameter. Denne indeksen er utvidet til også fange opp stier, regulerte vann samt fysiske kartlagte rein-driftsanlegg og er dermed også relevant for nasjonalparker (**Figur 4**). Supplert med lokale kartlegginger for den enkelte nasjonalpark kan denne indeksen være et bindeledd mellom arealdekkende og mer spesifisert kartlegging av ferdselslokaliteter. Indeksen lar seg lett aggregere i landskapstypeområder slik som vist i **Figur 5**.



Figur 4. Inngrepsindeks beregnet for områder i form av en sirkel med 1km diameter over sentrale deler av Nordland.

3.1.2 Innhenting av nye kunnskap om ferdsel

De største utfordringene med å måle ferdsel i verneområder, er at områdene er store, de har ofte en lav bruksfrekvens og en god del av ferdselen forgår utenfor merkede stier og veger. Det er enklest å måle ferdsel som er knyttet til godt synlig infrastruktur, og erfaring fra en rekke verneområder viser at volum besøkende knyttet til infrastruktur utgjør mer enn 80 % av det totale antall brukere. I tillegg er det viktig å være klar over at det er store variasjoner gjennom året, i både type bruk og intensitet. Det er fire hovedparametere for måling av ferdsel (se også **figur 1**):

1. Volum, omfang – hvor mange som bruker området
2. Fordeling i tid – når på døgnet og i hvilke deler av sesongen brukes områdene?
3. Fordeling i rom – hvilke deler av et større område brukes?
4. Brukerkarakteristika – hvem bruker områdene? Herunder kan en også tilføye brukernes ønsker, behov og erfaring med tilrettelegging, forvaltning og aktivitetsutøvelse osv.

I prinsippet kan man spørre, intervju, telle, spore eller observere folk som ferdes i naturen. I tillegg kan brukernes erfaringer, kunnskap og meninger inngå i ulike metoder for dialog, planlegging og forvaltning. For detaljert gjennomgang av ulike metoder så viser vi foreløpig til Eide m.fl. (2011), se også Miljødirektoratets rapport for planlegging og gjennomføring av brukerundersøkelser (Miljødirektoratet 2015b).

Hovedmetoder for måling av ferdsel er:

- Automatiske tellere (volum/tid)
- GPS-sporing (romlig og tidsmessig fordeling)
- Observasjonsstudier (romlig og tidsmessig fordeling, karaktertrekk)
- Sekundærdata (DNT-hyttedata, SSBs overnattingsstatistikk, toppturbøker, bomavgift, trafikkregistreringer osv.)
- Data fra spørreundersøkelser (romlig og tidsmessig fordeling)
- Intervjuundersøkelser (enkelpersoner, fokusgrupper osv.)

3.1.3 Ferdsel og forstyrrelse

Erfaringene fra volummålinger av ferdsel i nasjonalparker viser likevel at de fleste går inn fra et fåtall innfallsporter, samtidig som det er et stort antall innfallsporter med relativt få besøkende. Som denne rapporten viser er det ikke nødvendigvis sammenheng mellom antall besøkende og effekter av forstyrrelse. Få personer som går gjennom et sensitivt funksjonsområde kan ha langt større effekter enn hundrevis som går langs en sti i et område med lav samlet sensitivitet.

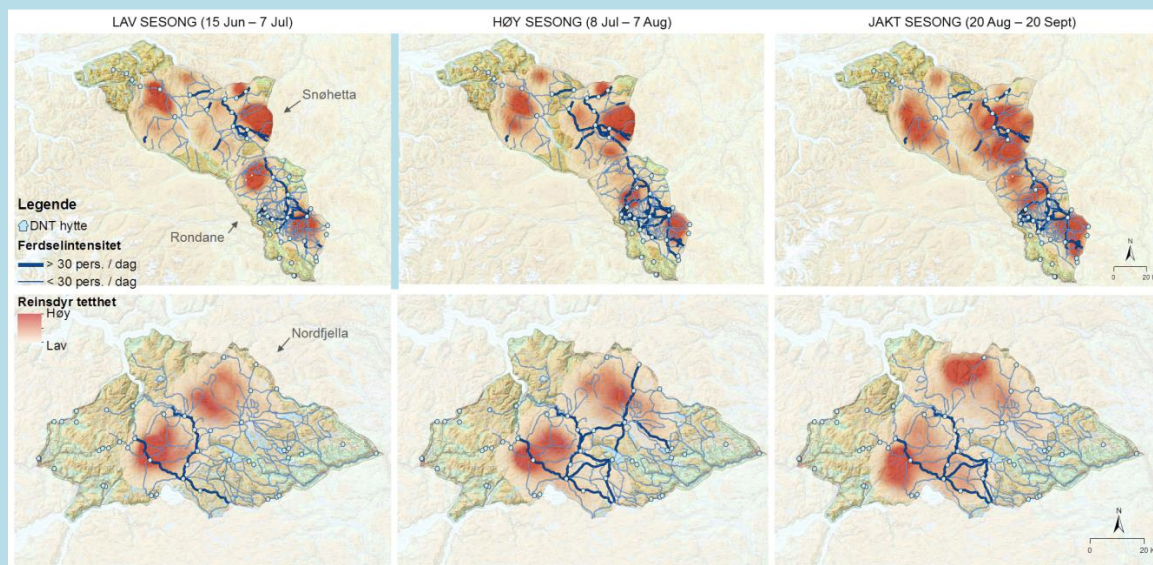
NINA og SNO har samarbeidet om å samle inn data på flere enn 200 stier i fjell-Norge, og erfaringene fra disse tellingene viser noen interessante trekk av relevans for forstyrrelse (se Wold m.fl. 2014). Årshjulet for antall folk som bruker fjellet følger et generelt mønster, der høysesongen for bruk er de tre sommermånedene juli, august og september. Deretter avtar trafikken stort i oktober og holder seg lav til vinterferien i slutten av februar. I perioden etterpå er det noe helgeutfart og påsken kan slå ut med meget stor trafikk ved gode vær- og føreforhold. Etter påsken synker trafikken til et minimum, og i mai-juni er det få som bruker fjellet. Selv om det er få brukere på ettervinteren/våren kan det stedvis være en stor andel som går utenfor oppkjørte løyper (toppturer, kiting, hundekjørere osv.). Utover i juni tar trafikken seg opp igjen, først i lavereliggende lokaliteter med tidlig avsmelting. Volum-messig er det sommeren som har desidert størst potensial for forstyrrelse, men det er spesielt ettervinteren-våren med kalving og hekking at dyrelivet er mest sensitivt.

Et godt planlagt oppsett av metoder og lokal tilpassing for å måle ferdsel og påvirkning fra ferdsel vil kunne gi nødvendig kunnskap om dose-respons sammenhenger; det være seg slitasje på vegetasjon eller sensitive arters unnvikelse av arealer. Men 'dose' dreier seg altså ikke bare om mengden ferdsel, det er langt mer komplisert. Og arbeid med forstyrrelseslitteratur gjennom flere år viser at det fortsatt er begrenset kunnskap om slike sammenhenger, med unntak for noen arter, som f. eks. villrein (se **Faktaboks 2**). Dose-responsmålinger bør designes i samarbeid med erfarne forskningsmiljøer, for å sikre en design som retter seg mot noe testbart, og slik at en vet hva en egentlig får svar på.

Hvis man i tillegg ønsker å ta forvaltningsgrep for å redusere uønsket påvirkning, må man ha kunnskap om hvem de besøkende er og deres bruk (type aktivitet, turlengde, faktisk oppførsel, gruppestørrelse osv.). Det meste av dette kan kartlegges ved kvantitative spørreundersøkelser, og helst supplert med observasjon. Men det kan også være ønskelig eller behov for å skaffe kunnskap om de besøkendes kunnskap og meninger om området og den forvaltningen området har (tilfredshet, motivasjon, oppfatninger, holdninger, preferanser), og da er det i første rekke snakk om kvalitative intervjuundersøkelser. I forhold til å vurdere påvirkning og belastning i sårbare lokaliteter er det besøksvolum-målinger og adferds studier som er mest relevant.

Faktaboks 2. Et eksempel på dose-respons-effekter av villrein-ferdsel-problematikk

Figuren viser tettheten av infrastruktur, overlagt med tettheten av villrein i høysesongen (juli, august, september) i Snøhetta, Rondane og Nordfjella villreinområder (Strand m.fl. 2014). Infrastruktur som i dette tilfellet er tydelige og merka stier (og noen veger), brukes av de besøkende med ulik intensitet i tid og rom. Vi ser at Rondane har tett nettverk av mye brukte stier, og at villreinen har lite av det vi kan kalle «refugieområder». For Snøhettaområdet viser ferdselsteller at noen sentrale stier har stor ferdsel, mens det er store «refugieområder» med lavt nivå av ferdsel. Med data fra stiene fra dag til dag fra automatiske tellere og data på villreinens bevegelser fra GPS-merking, viser analyser hvordan villreinen tilpasser seg ulike situasjoner.



Figur A. Tetthet av villrein i sammenheng med stibruksintensitet i studieområdene Snøhetta, Rondane Nord og Nordfjella. Data fra Snøhetta og Rondane Nord i perioden 2009 til 2012, Nordfjella 2010.

Både tetthet av løypenettet, avstanden til løypenettet og ferdselsintensiteten har en negativ effekt på villreinens arealbruk og trekk. I områder med lavest løypetetthet er effekten relativt konstant opp til en ferdselsintensitet som tilsvarer ca. 30 passeringer / dag, ved større ferdselsintensitet øker denne effekten og vi har ingen registreringer av reinsdyr som krysser løypesegmenter hvor den daglige ferdselsintensiteten var større enn 220 passeringer/dag. Økning i krysningsfrekvens opp til ca. 30 passeringer er en kortvarig og direkte respons på forstyrrelsene og at dette er en atferdsmessig reaksjon på at forstyrrelshyppigheten øker. Responsene på løypenettet og ferdselsintensiteten avhenger som sagt også av avstanden fra løypenettet (i dette tilfellet avstanden fra den enkelte GPS-posisjonen til nærmeste løype) og er målbar innenfor en gjennomsnittsavstand på 5 km. Panzacchi m.fl. (upublisert) undersøkte også mulighetene for at reinsdyra kompenserer for den økte ferdselsintensiteten med å krysse løyper om natta, men fant ikke støtte for denne hypotesen i materialet.

Hvordan villreinen responderer på infrastruktur og ferdsel på denne i landskapet varierer med forekomst av «refugieområder», intensitet i bruk av stien og om det er jakt eller ikke. Refugieområder kan med bakgrunn i analysene defineres som områder med lav tetthet av veger og stier, enten ved at det er mer enn 5 km fra nærmeste sti eller at det på stien er mindre 0-3 passeringer per dag på stien den enkelte dag eller som gjennomsnitt for hele sesongen.

* Hvis forstyrrelsen på stier øker fra 3 til 30 passeringer / dag vil reinsdyra bevege seg videre vekk fra stien. I områder med lav tetthet av stier vil reinsdyra redusere bevegelseshastighet, men sannsynligheten for å krysse stier endres ikke, fordi tettheten av stier er lav. I områder med høy tetthet av infrastruktur vil de øke bevegelseshastigheten, og som konsekvens vil de ha en signifikant økning av stikryssinger.

* Hvis forstyrrelsen fra stier øker til over 30 passeringer per dag vil reinen holde seg vekk fra stiene og krysse sjeldnere. Krysningsfrekvensen avtar med økende stiintensitet, og med mer enn 220 passeringer per dag er det ikke registrert kryssing av villrein.

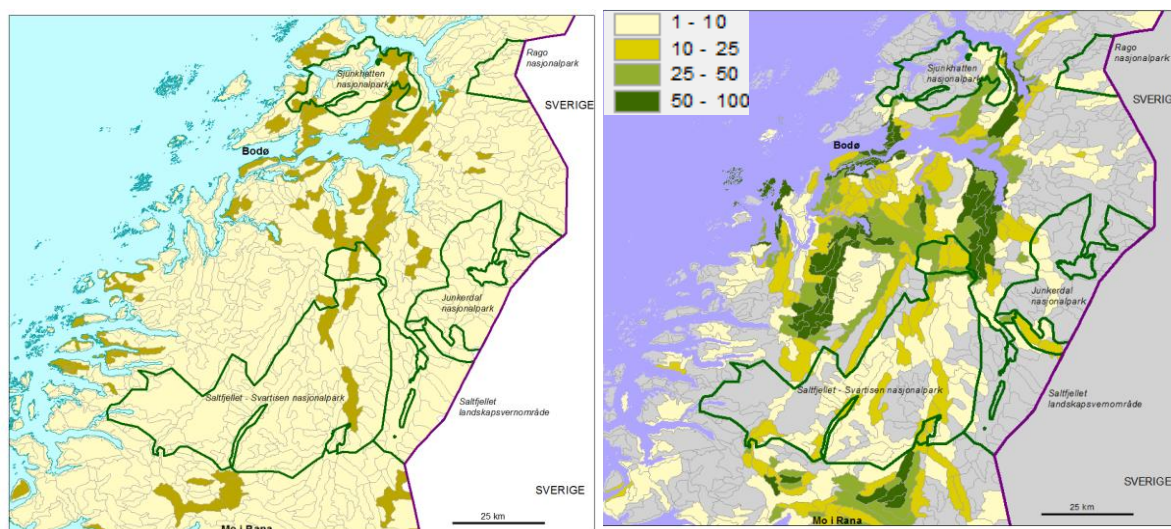
* Under villreinjakt reagerer villreinen med panikk, reinsdyra er spredt over store områder, og har enda større tilbøyelighet til å krysse over stier med opptil 30 passeringer per dag og krysser oftere om natten og tidlig morgen.

Det er viktig å være klar over at det kan være store forskjeller i brukerprofiler mellom de ulike innfallsportene / ferdselslokalitetene som det skal vurderes sårbarhet for. Se for eksempel analyse utført for i alt 12 innfallsporter i Rondane nasjonalpark (Gundersen m.fl. 2014). Vi kan benevne dette med «handlingsrommet» som beskriver i hvilken grad forvaltningen kan påvirke de besøkende med «push-pull» strategier, enten ved at de styrer ferdselen ved å begrense mulighetene (push) eller ved å etablere nye ferdselsmuligheter på steder som er godt egnet for det (pull) ved hjelp av fysisk tilrettelegging, informasjon og service. På denne måten kan forvaltningen kombinere bedre tilrettelegging for de besøkende med å øke og bedre tilbudet (større brukertilfredshet), samtidig som de kanalisere bruken bort fra problematiske områder.

3.2 Sensitive naturtyper og arter i verneområdet

3.2.1 Avledning fra arealdekkende kartgrunnlag

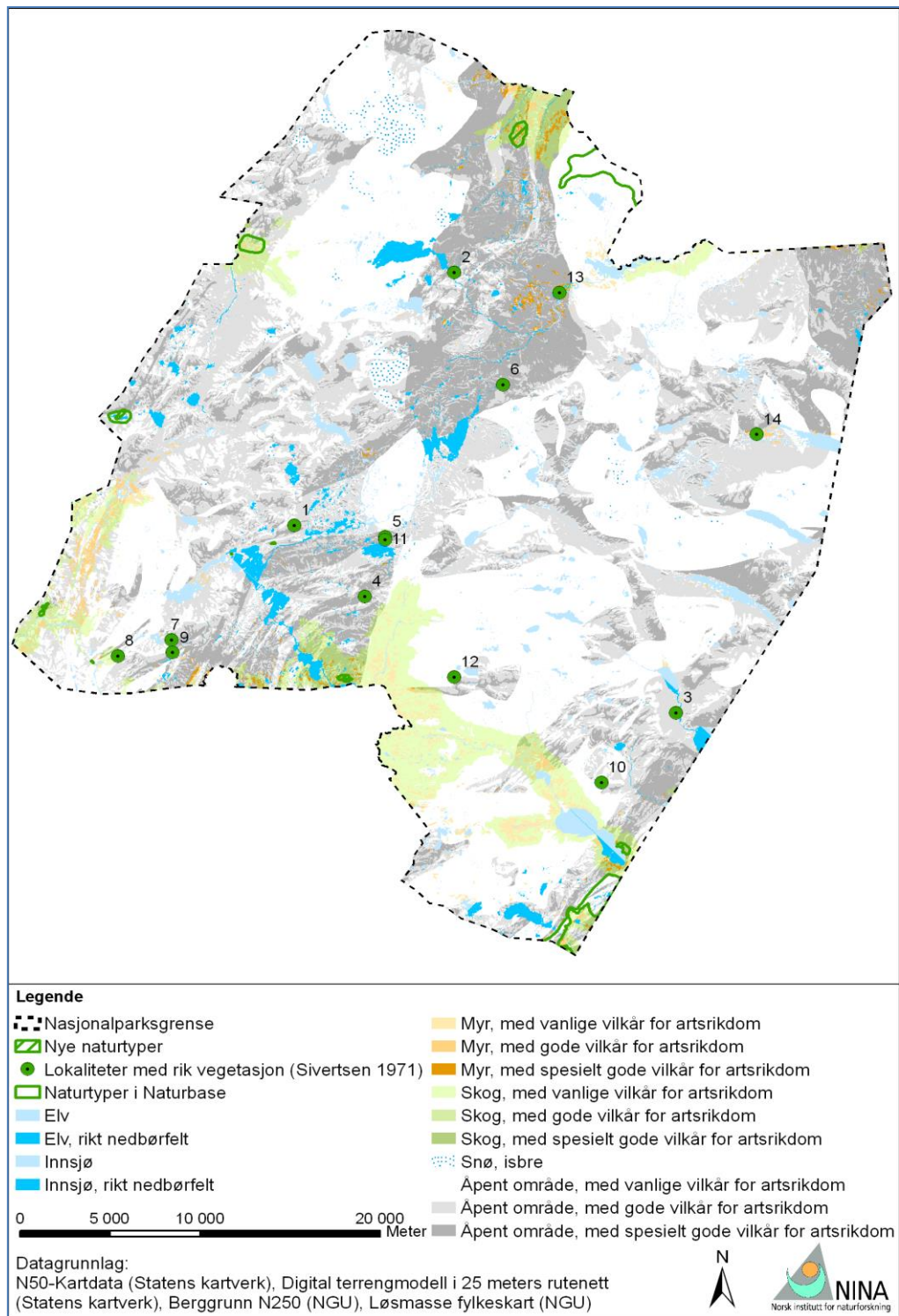
Det er gjort flere øvelser for å forsøke å få overblikk over sensitive områder innenfor verneområder tidligere (se f. eks. Erikstad m.fl. 2013 og Evju m.fl. 2010). Arealdekkende kartleggingsmateriale kan brukes til nasjonal sammenligning og rapportering, lokal prioritering av forvaltningsstrategier samt som et grunnlag for planlegging av behovet for videre kartlegging, f. eks. knyttet til sårbarhet. Arealdekkende kartlegging baserer seg på til enhver tid eksisterende kart- og databasedata. Utgangspunktet er eksisterende terrenginformasjon (høydemodell med avledninger og arealinformasjon fra eksisterende kartverk). Slik informasjon er grov, men det er allikevel mulig å knytte den til egenskaper som er relevante i en sårbarhetsanalyse. Som eksempel er generelt skogdekke og forekomst av myr elementer som inngår i den generelle topografiske kartbasen i Norge (se **Figur 5**).



Figur 5. Frekvens av myr per definert landskapstypeområde (til venstre) for en sentral del av Nordland. Vernesystemet er markert med grønn strek. Myrpreget er delt i to klasser der klasse 1 (gul farge) angir at det ikke er myrpreg og klasse to (gulgrønt) at det er myrpreg innenfor landskapsområdet. Til høyre prosent andel av marmor i de samme områdene basert på NGUs berggrunnsgeologiske kart i målestokk 1:250 000 (Erikstad m.fl. 2013).

Slik informasjon kan presenteres isolert, for et verneområde, men de kan også aggregeres innenfor større områder, f.eks. i NiN landskapstypeområder (se **Figur 5**). Mer detaljert heldekkende kartlegging basert på terrengindekser (f.eks. skråning) og naturegenskaper som myr og kalkrike bergarter, slik som presentert i Evju m.fl. (2010) er prinsipielt samme metode men i en mer detaljert skala og mer direkte tilpasset et spesielt behov (**Figur 6**). Ved bruk av databasein-

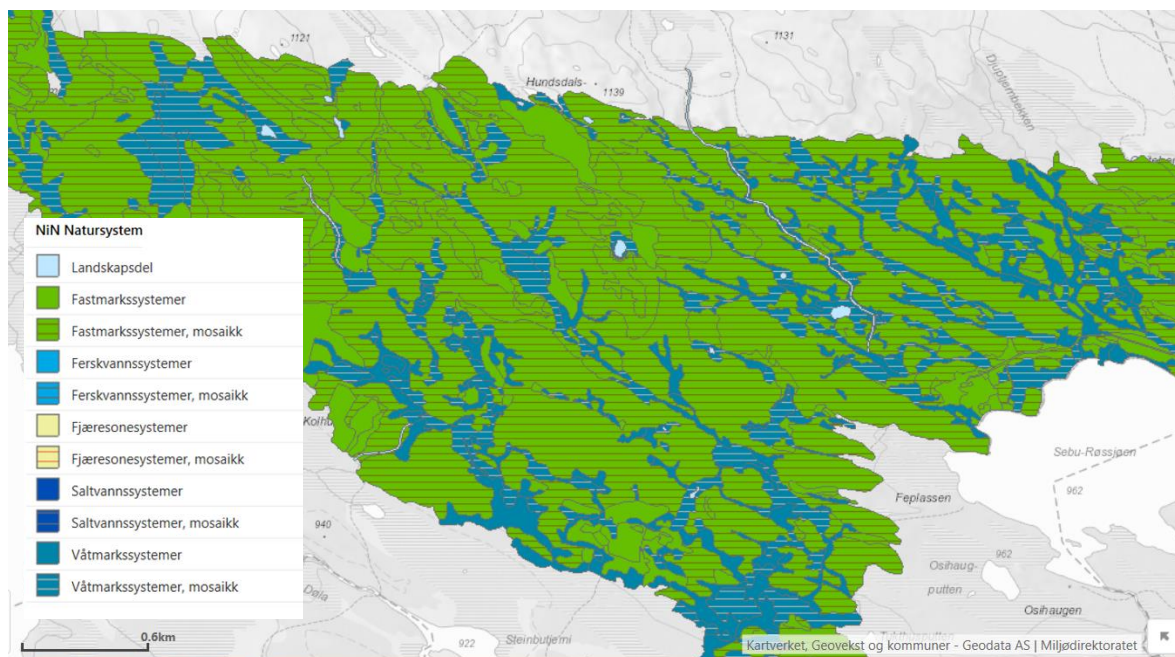
formasjon som berggrunn og jordartsforhold (f.eks. dominans av finkornede sorterte sedimenter), er det viktig å være oppmerksom på at tilgjengelig informasjon ofte er grov og at det finnes kvalitetsforskjeller mellom ulike områder innen eksisterende databaser.



Figur 6. Oversiktskart som viser områder med gode og spesielt gode vilkår for artsrikdom i naturtypene myr, skog og fjell innenfor Børgefjell nasjonalpark. Områdene er modellert ut ved hjelp av berggrunn, solinnstråling og markfuktighet. Tallene representerer kartlagte områder (Sivertsen 1971). Figuren er hentet fra Evju m.fl. (2010).

3.2.2 Kartlegging av naturtyper etter NiN-metodikken

Miljødirektoratet har så vidt begynt på arbeidet med å kartlegge natur etter NiN-metodikken. Fra sommeren 2015 er all kartlegging gjort etter NiN 2.0 og har primært foregått i ulike typer verneområder. Kartlegginga er arealdekkende ned til Grunntypenivå. I de områdene hvor det er gjennomført NiN-kartlegging er dette et viktig datasett for sårbarhetsvurdering. Kartleggingsdataene blir etter hvert tilgjengelige på <http://www.miljodirektoratet.no/nin/> som er Miljødirektoratets innsynsløsning for slike data (se **Figur 7**).



Figur 7. NiN-kartlegging av Storlægeret landskapsvernområde, grensende til Langsua nasjonalpark i Valdres, Oppland fylke.

3.2.3 Innhenting av data fra nasjonale databaser – vegetasjon og dyreliv

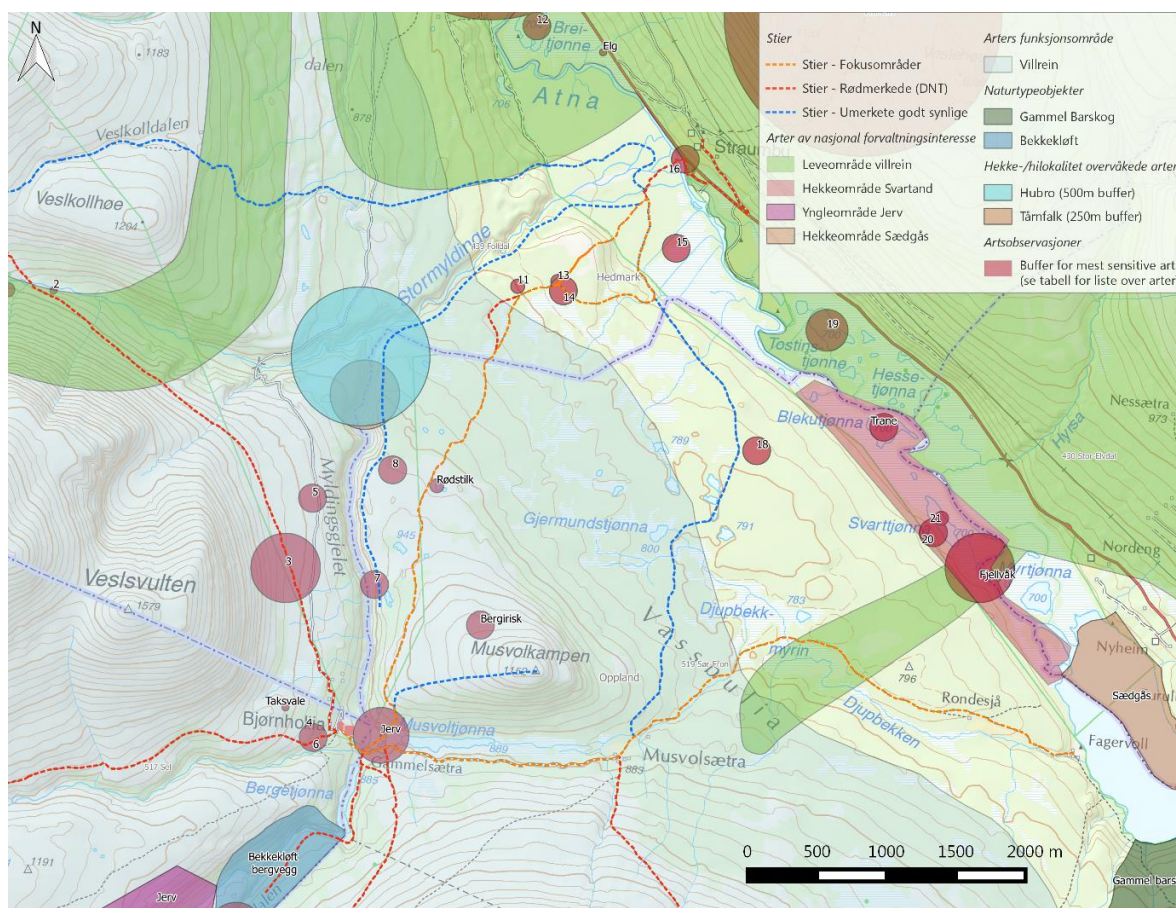
Det finnes flere kilder for å innhente relevant informasjon om vegetasjon og dyreliv i verneområdet. Det er i noen grad mulig å søke både på enkeltarter og avgrensa areal. Det er viktig å være klar over at ikke alt er registrert, mangelfull stedfesting eller ingen kartlegging kan gi svært feil inntrykk, da man blant annet aldri vil ha oversikt over hvor det er kartlagt men ikke funnet noe.

- Naturbase <http://www.miljodirektoratet.no/no/Tjenester-og-verktoy/Database/Naturbase/> en database som inneholder data fra flere ulike primærdatabaser; inneholder flere karttemaer som utvalgte naturtyper, arter av nasjonal forvaltningsinteresse, rødlistede arter, funksjonsområder for vilt, leveområde villrein, kulturminner, m.m.
- Rovbase <http://www.rovbase.no/> er en database om ynglelokaliteter for store rovdyr og fjellrev, samt hekke-lokaliteter for kongeørn (mye unntatt offentlighet).
- Artskart <http://artskart.artsdatabanken.no/> inneholder stedfestet informasjon om arter fra norske vitenskapelige samlinger og har gjennomgått en kvalitetssikring før de legges ut. Ikke alle eksisterende funn av artene er tilgjengelig i tjenesten ettersom mange artsfunn ennå ikke er digitalisert og mange primærdatabaser er ikke gjort tilgjengelige. Fravær av data i et område må derfor ikke tolkes som fravær av arten.
- Artsobservasjoner.no <http://www.artsobservasjoner.no/> inneholder flere databaser for observasjoner av artsgrupper, blant annet en database for fugleobservasjoner. Data i basen kvalitetssikres ikke av andre enn registrator selv. Mye av dataene er samlet inn

av hobby ornitologer. Det er en tilfeldig innsamling av observasjoner og fravær av data i et område må derfor ikke tolkes som fravær av arten.

- Det finnes enkelte steder også data fra den kommunale viltkartleggingen. Disse data ligger ikke i offentlige innsynsløsninger, blant annet pga. varierende dekning og kvalitet. Slike data har trolig liten dekning i verneområder, men kan hentes inn fra kommunene.
- Askeladden <https://askeladden.ra.no>: database om kulturminner som krever at en registrerer seg som bruker, inneholder blant annet informasjon om fangstanlegg og lokaliteter for villreinfangst.

Figur 8 viser kartutsnittet for Straumbu og innsamlingen av data fra disse nasjonale databasene.



Figur 8. Kartutsnittet viser forekomster av sensitive habitat (hentet fra Naturbase) og forekomster av ulike arter innenfor «Innfallsport Rondane – Straumbu». De røde sirklene representerer flere artsobservasjoner (hentet fra Artsobs og Rovbase). Merk at arter unntatt offentlighet er tatt ut av kartet, men inngår i sårbarhetsvurderingen. Størrelsen på bufferen er satt etter den mest sensitive arten. Hvilke arter framkommer i liste (**Appendix 1, Vedlegg 1**).

3.3 Integrert analyse av arealdekkende data – GIS-analyse

NiN landskapskart kan være et godt forvaltningsverktøy for å aggregere opp kunnskap både om slike egenskaper som utløser sensitivitet (se 3.2.1) og det som utløser sårbarhet (Erikstad m.fl. 2013), nemlig påvirkningen (her ferdsel). Landskapspolygonene er tilstrekkelig store til at dette fungerer med relativt grove data og tilstrekkelig små til at man får frem ulikheter på en forvaltningsrelevant skala. Menneskelig aktivitet kan aggregeres inn f. eks. gjennom en infrastrukturindeks. Slik informasjon er imidlertid avhengig av om man har indikatordata eller direkte målte data

som er arealdekkende. Det hjelper lite med få punkttellinger hvis formålet er å klassifisere ulike delområder ut fra denne egenskapen som man ikke vet fordelingen av.

Kilder til relevant informasjon er eksisterende databaser eventuelt koblet til spesielle registreringer i hvert enkelt verneområde. Eksisterende databaser kan inneholde informasjon om stier og hytter fra topografiske kartdatabaser. Særlig har stiinformasjonen vært utdatert i eksisterende kartdatabaser, men er under oppdatering. Det bør undersøkes om denne nå blir så pålitelig at den kan benyttes som en indikator i konkrete sårbarhetsanalyser.

En annen hittil lite utforsket metode til å analysere eller predikere den romlige fordelingen av ferdsel kan være å modellere den med hjelp av nettverksanalyse (Koppen m.fl. 2014¹) for hovedsakelig sti-bunnen friluftaktivitet eller en "Least-Cost-Path" tilnærming (brukt for eksempel i Krange m.fl. 2009) for typer av ferdsel i naturen som i mindre grad er bunnet til stier (for eksempel knyttet til fiskeaktiviteter). Disse metodene har hittil mest blitt brukt til å analysere tilgjengelighet av friluftsområder, men har klart potensial til å brukes omvendt. Her kan sted-spesifikke data (for eksempel hytte-bøker eller tellinger på parkeringsplassen) kombineres med både mer allmenn kunnskap om folks adferd (ift. gjennomsnittlige turlengder osv.) og romlige data (inkludert stinettverk, terreng og arealdekke osv.). Nettverksanalysen forutsetter imidlertid gode data på sti, innfallsporter og hytter eller andre turmål underveis. Det er viktig å påpeke at en slik tilnærming bare kan gi en forenklet representasjon av realiteten. Men den tilbyr en mulighet for å utnytte kunnskapen som ligger i innhentete og eksisterende data på en bedre måte og ville sannsynligvis kunne hjelpe til å identifisere eller rangere områder med konflikt-potensial.

¹ Verktøy for nettverks-analyse har blitt mye mer effektiv og tilgjengelig i de siste årene. Programvarepakkene igraph (<http://igraph.org/index.html>), pgRouting (<http://pgrouting.org/>) eller GRASS GIS (http://grasswiki.osgeo.org/wiki/Vector_network_analysis) tilbyr mange analysefunksjoner med høy ytelse.

4 Kartlegging av sårbarhet i ferdselslokaliteter

Dette kapitlet inneholder vårt forslag til metodikk for sårbarhetsvurdering ved ferdselslokaliteter i verneområder i fjellet. Kapitlet beskriver nødvendig forarbeid, avgrensningen av området for registrering, kartlegging av ferdsel og sensitive arealer (terreng, vegetasjon og dyreliv). Vektingen mellom ferdselen og de sensitive enhetene utløser sårbarhetsvurderingene. Dette kapitlet er bygget opp over samme lest som «Håndboka for sårbarhetsvurdering på ilandstigningslokaliteter på Svalbard» (Hagen m.fl. 2014), med en så praktisk tilnærming som mulig.

4.1 Forarbeid før feltregistrering og valg av ferdselslokaliteter

Ideelt sett er utgangspunktet for sårbarhetsregistreringen en sammenstilling av eksisterende kunnskap for området (se **kap. 3**). Tilgangen på kunnskap kan variere svært mye mellom ulike lokaliteter og også mellom fagtema. Den eller de som skal ut og gjøre registreringer i felt, har en liste over lokaliteter (heretter kalt ferdselslokaliteter) som skal kartlegges. I disse områdene skal det gjennomføres kartlegging av sensitive arealer (vegetasjon og funksjonsområder for dyreliv) og arter som definerer de sensitive og potensielt sårbare enhetene innenfor ferdselslokaliteten. Dette danner grunnlaget for en samlet sårbarhetsvurdering.

Valg og avgrensning av ferdselslokaliteten

Utvalg av hvilke lokaliteter som skal vurderes vil være basert på forvaltningens behov og lokale utfordringer. Forvaltningsmyndigheten vil i praksis være sentrale i den utvelgelsen av hvilke ferdselslokaliteter som skal kartlegges, ettersom det er de som kjenner bruken og forvaltningsutfordringene og er lokalkjente. Andre gode informanter i denne sammenheng kan være brukerne selv, turoperatører og lokalbefolkning.

Det er naturlig å ta utgangspunkt i innfallsportene, stiene, ferdselsknutepunktene og attraksjonen for turen (hytta, geologien, arten, fossen, utsikten o.l.), da det er arealomfanget av ferdsel, samt sannsynlig/forventet ferdsel ved ferdselslokaliteten som er selve utgangspunktet for å avgrense lokaliteten. Det vil av den grunn være stor variasjon i utformingen av en lokalitet; avhengig av om det er en definert innfallsport med et mål eller flere mål, om det er et stisegment eller om det er et stort eller lite ferdselsknutepunkt. Det er derfor også umulig å sette en helt standardisert avgrensning av lokalitetene, basert f. eks. på areal og avstander, da det er så mange lokale forhold som definerer utstrekningen av lokaliteten. Basert på erfaringene fra Svalbard, så trenges det noe trening for å gjøre en god avgrensning av lokaliteten. Det viktigste er å kutte ut arealer som ikke berøres av ferdsel fordi de i praksis ikke er tilgjengelige for alminnelig ferdsel (f. eks. våtmarksområder eller bratte fuglefjell), og ha fokus på de områder som potensielt kan bli berørt. Lokalitetene tegnes inn på kart og er utgangspunkt for registreringene.

Der det er ønske om å gjøre sammenlikninger i forhold utvikling over tid i forhold til f. eks. grad av påvirkning mht. forekomst av arter, bruk av villreintrekk o.l. så er det spesielt viktig at lokaliteten avgrenses tydelig slik at det er mulig å gjenta den eksakt samme kartleggingen. For sammenlikning mellom lokaliteter er det også viktig at avgrensningen gjøres slik at en gjør reelle sammenlikninger.

Helt praktiske forberedelser før feltregistreringene:

- Ta med kart eller flybilder over lokaliteten. Kartet bør dekke et litt større område, som kan gi forståelse av landskapet og omgivelsene. Gode flybilder finnes for mange områder.
- Selv om det teknisk sett er mulig å gjøre registreringene direkte inn i skjemaet på datamaskinen er det sannsynligvis i praksis mer aktuelt å registrere på papirutskrifter i felt og fylle inn elektronisk etterpå. Husk å ta med nok utskrifter av skjema!

- Det finnes papirtyper som tåler regn og det kan være en god investering og ha med noen slike for våte dager.
- Husk: blyant (tåler regn), skriveunderlag, GPS, fotoapparat, kikkert, håndbøker (flora, fugl og pattedyr)

4.2 Ferdsel som påvirkning ved ferdselslokaliteten

Som beskrevet i kapittel 2 og 3 så er det viktig å ha kunnskap om bruken av en lokalitet for å målrette eventuelle tiltak, og for å vurdere den aktuelle påvirkningsfaktoren (se **Figur 1**) som kan ha forårsaket en eventuell eksisterende påvirkning/forstyrrelse/slitasje. Kunnskap om bruk kan være alt fra helt generelle opplysninger om hovedaktiviteter og ned til detaljert kunnskap om antall besøkende, hvem brukerne er, hva de gjør, når og hvordan de ferdes (se **kap. 3**). Hvilke data som behøves for god forvaltning vil variere fra sted til sted og mellom ulike situasjoner. Det er f.eks. viktig å vurdere om faktisk/sannsynlig bruk skjer på en tid av året når plante- eller dyreliv er regna som sensitivt for påvirkning.

En måte å registrere bruk på ved lokaliteten er å registrere synlige spor etter ferdsel. Dette bør brukes som et tillegg til og ikke i stedet for direkte registrering av ferdsel. Generelt må en være forsiktig med å konkludere noe om besøksmengde basert på spor, siden det sjelden er en lineær sammenheng mellom ferdselsmengde og miljømessig effekt av ferdsel. Fordelen med å registrere spor av ferdsel er at det kan gjøres uavhengig av om det er besøkende til stede. Registrering av antall besøkende kan gjøres elektronisk (ren telling), men registrering av faktisk bruk/adferd kan også gjøres ved at registrator er til stede på lokaliteten og observerer over tid (f.eks. Vistad & Nerhoel 2012). Den siste metoden gir mer detaljert kunnskap om bruken, men er mer ressurskrevende.

Registrering av godt synlige spor av ferdsel

I registreringsskjema for Svalbard (Hagen m.fl. 2014a) gjorde vi systematiske registrering av synlige spor/tegn på lokalitetene (se **Tabell 3**). Vi har ikke lagt opp til denne type registrering for verneområdene, da mange andre metoder allerede er i bruk og noen steder har man allerede rimelig god kunnskap om faktisk bruk. Disse dataene går heller ikke inn i selve sårbarhetsvurderingen. Men denne type data kan være nyttig for andre formål, f. eks. i forhold til å dokumentere endring i slitasje og bruksmønster som følge av tiltak. Dersom man velger å gjøre denne typen registreringer må det gjøres systematisk. Vi skilte på punkt (slik som bål, do, søppel o.l.), areal (telt-/leirplass, utkikkspunkt, osv.) og linje (stidannelse). I feltmetodikken fra Svalbard ble spor nummerert M1, M2, M3 osv. og angitt på kart. Ved bruk av GPS med registrering av veipunkt eller sporlogg bruker en samme nummer.

Tabell 3. Registreringsskjema for spor av ferdsel i Svalbardmodellen. Vi har foreløpig ikke gjort tilpasning av denne rubrikken. Ikke brukt den under befaringen på Straumbu (Vedlegg 1).

Synlige spor av ferdsel/bruk/påvirkning, i form av påvirkning av et punkt/objekt P, langs linje L eller utover et areal A?
Kryss av for P, L eller A, gi nummer, skriv nr på kartskissa, beskriv det synlige sporet:

P	L	A	Nr	Hva slags spor/påvirkning?	Kommentarer:
			M1		
			M2		
			M3		
			M4		
			M1		
			M1		

Registrering av søppel er brukt som en indikator på mengde besøkende. Dette er likevel en krevende parameter som kan være påvirket av faktorer som er vanskelig å ha kontroll på. F.eks.

vet en at noen kaster søppel, mens andre tar det med seg hjem/til søppeldunk. Ulike brukergrupper kan slik sett ha ulik adferd. F.eks. var det sterke indikasjoner på at fiskere forsøpla mer enn turgåere i Femundsmarka (Vistad 1995).

4.3 Sensitive arealer ved ferdselslokaliteter – vegetasjon og terreng

Ulike vegetasjonstyper og terreng tåler ulik grad av påvirkning før det oppstår synlige spor eller slitasje. Dette innebærer at menneskelig ferdsel til fots (og forså vidt også andre typer menneskelig aktivitet) vil føre til ulike effekter avhengig av hvor og hvordan påvirkningen skjer (illustrert som *sensitivitet* og *sannsynlighet for eksponering* i **Figur 1**). Dette kapitlet vil i hovedsak dreie seg om å identifisere og beskrive hva som er sensitive terreng- og vegetasjonsenheter, der koblingen til etablerte begreper og NiN blir diskutert grundig. Vegetasjon og terreng er svært tett koblet og i NiN er dette tydelig. Fagtema vegetasjon inkluderer derfor også forhold knyttet til terreng og småskala landskap i lokalitetene. Mot slutten av kapitlet blir sensitivitet koblet til ferdselen (påvirkningen) i ferdselslokaliteten slik at det blir mulig å beregne sårbarhet for enkeltlokaliteter (jf. **Figur 1**).

Sårbarhetsvurdering knyttet til vegetasjon innebærer å identifisere forekomst av sensitive arealer innenfor en definert lokalitet. Deretter beregnes sårbarhetsnivå ut fra hvor de sensitive enhetene er plassert i forhold til ferdsel og hvor stor andel av lokaliteten de dekker.

De sensitive enhetene kan relateres til NiN-systemet (se under), men innebærer en mye enklere registrering i felt sammenliknet med en NiN-kartlegging (Bryn & Halvorsen *upublisert*). Registreringen av sensitive arealer kan gjennomføres uten at det er gjort NiN-kartlegging i området. Men i de tilfellene der NiN-kartlegging er gjennomført vil dette inngå som en viktig del av kunnskapsgrunnlaget for kartleggingen av sensitive arealer. Kartleggingen av sensitive vegetasjon/terreng arealer er ikke arealdekkende, men skal fange opp dekkende de delene av undersøkelsesområdet som er sensitive i forhold til ferdsel til fots.

Vegetasjonens sensitivitet er knyttet til to forhold; 1. Slitestyrke/toleranse (resistens): hvor mye påvirkning tåler vegetasjonsdekket før det oppstår effekter eller slitasje. 2. Evne til gjenoppretting (resiliens): i hvor stor grad er et område, eller en natur-/vegetasjonstype i stand til å gjenopprette funksjoner og utforming (inkludert vegetasjonsdekning og artssammensetning) etter at det har oppstått slitasje. Noen områder har dårlig slitestyrke og relativt god evne til gjenoppretting, mens andre har bedre slitestyrke og svært dårlig evne til gjenoppretting. Noen områder har en kombinasjon av både dårlig slitestyrke og svak evne til gjenoppretting, og her er sannsynligheten for negative effekter av ferdsel størst.

Noen naturtyper og arter står på Rødlista. Det betyr at de er sjeldne eller i sterk tilbakegang og dermed har en (mer eller mindre) stor sannsynlighet for å dø ut eller ødelegges. De er ikke nødvendigvis spesielt sensitive for tråkk. Forekomst av rødlista naturtyper eller arter har imidlertid betydning for prioritering av forvaltningsinnsats, og derfor er det likevel relevant å inkludere dette i sårbarhetsvurderingen. Sårbarhetsvurderingen for vegetasjon kan gjennomføres med eller uten systematisk registrering av rødlista arter, delvis begrunnet ut fra at slik registrering er ressurskrevende og med behov for spesialkompetanse.

4.3.1 Sammenhengen mellom NiN og sensitive arealer for vegetasjon og terreng

Sensitive arealer for vegetasjon og terreng er knyttet til noen økologiske egenskaper som innebærer liten slitestyrke, eller dårlig evne til gjenoppretting (se over). I NiN-systemet er dette egenskaper som i noen grad fanges opp i typesystemets hovedtyper og grunntyper, men i større grad gjennom beskrivelsessystemet. Beskrivelsessystemet i NiN er dels knyttet til *lokale komplekse miljøvariabler* (LKM-er, som også er sentrale i typesystemet til NiN), men også standardiserte

opplegg for å håndtere andre kilder til variasjon, slik som variasjon i artssammensetning, landform og terreng, tilstand m.m. En vurdering av sensitiv vegetasjon og terreng må forholde seg til både typesystemet og beskrivelsessystemet.

Som vist i kapittel 2.2 er det definert et svært stort antall grunntyper i NiN 2.0 (347 grunntyper bare i hovedtypegruppe Fastmarkssystemer; Halvorsen m.fl. 2015). Noen av disse grunntypene er direkte sensitive, andre er delvis sensitive (for eksempel under visse betingelser), mens andre er ikke sensitive. Det avgjørende for hvorvidt en grunntype er sensitiv eller ikke, henger sammen med om de er definert av økologiske egenskaper som medfører sensitivitet, som fuktighetsforhold, kornstruktur eller terrengform. Dette er egenskaper som beskrives i NiN som LKM-er og de er derfor det viktigste grunnlaget for koblingen mellom NiN og sensitivitet.

I alt er det definert 57 LKM-er i NiN 2.0 (s. 34 i Artikkel 3 NiN 2.0; Halvorsen m.fl. 2015). Noen av disse er relevante for sensitivitet, men de aller fleste er ikke det. I **Tabell 4** har vi gått gjennom alle LKM-ene og plukket ut de vi mener har direkte betydning for sensitivitet (dvs. slitestyrke og/eller gjenetablering). Hver LKM er beskrevet grundig på «NiN på nett» og inndelt i klasser der koblingen til sensitivitet blir mer konkret, som for eksempel Erosjonsutsatthet (ER) der klassene med erosjon (angitt som *klart erosjonspreget* og *preget av disruptiv erosjon*) har betydning både for slitestyrke og evne til gjenetablering (**Figur 9**, fra Halvorsen m.fl. 2015).

Tabell 4. Oversikt over lokale komplekse miljøvariable, LKM, som beskriver egenskaper av direkte betydning for sensitivitet for tråkk (basert på total oversikt over LKM-er i Halvorsen m.fl. 2015). Det kan være andre av de 57 LKM-ene som har noe betydning for sensitivitet, men vi mener oversikten i tabellen dekker de mest sentrale.

Kode	Navn	Kobling til sensitivitet (forenklet og generelt)
ER	Erosjonsutsatthet	Ustabilt substrat tåler mindre tråkk og har dårligere evne til gjenvekst
GS	Grottebetinget skjerming	Den sparsomme vegetasjonen innover grotta tåler lite tråkk. Dersom det oppstår skade på berget eller strukturen i selve grotta er dette uopprettelig, dvs. ingen evne til gjenetablering
HF	Helningsbetinget forstyrrelsesintensitet	Bratt terreng tåler mindre tråkk og vil også bli mer erosjonsutsatt ved slitasje
IO	Innhold av organisk materiale	Organisk jord kan ha dårligere slitestyrke enn mineraljord. Forekomst av organisk materiale vil bedre evnen til gjenvekst etter slitasje
LA	Langsom primær suksesjon	Sakte suksesjon betyr langsom gjenvekst dersom slitasje oppstår
SP	Slåttemarkspreg	Områder som er betinget av bruk og tråkk har arter som tåler mer tråkk
SS	Sandstabilisering	Ustabilt substrat kan ha dårlig evne til gjenvekst, men naturlig ustabilt substrat er robust i forhold til moderat forstyrrelse
SV	Snødekkebetinget vekstsesongreduksjon	Moderat snødekke beskytter mot ekstremt miljø på vinteren. Oppe på rabben er det tørt og dårlig gjenvekst. Nede i lesida er vegetasjonen mer robust. Fuktig vegetasjon nede i snøleiet kan ha dårlig slitestyrke.
S3	Sedimentsortering	Grove substrat tåler mer tråkk, mens finsubstrat er sårbart og med fare for erosjon. Gjenvekst er dårlig i grovt substrat, men bedre i fint substrat dersom massene er stabile. Godt sorterte sedimenter er mer sensitive for påvirkning enn ikke sorterte sedimenter.
UF	Uttørkingsfare	Tørre forhold er generelt mer robust for tråkk, men har dårligere evne til gjenvekst enn fuktige forhold.
VF	Vannpåvirkningsintensitet	Kraftig og rask endring i vannpåvirkning gir ustabile forhold.
VI	Vindutsatthet	Eksponerte og vindutsatte områder har svært dårlig evne til gjenvekst dersom en slitasje oppstår.
VM	Vannmetning	Sterk vannmetning gir stor sensitivitet, spesielt på grunn av svært dårlig slitestyrke

sedimentasjon.

I tidligere framlegg til NiN versjon 2 ble også erosjonsutsatthet (ER) benyttet til å karakterisere de spesielle flommarkene i dødslandskapet på Gardemo-sletta (Ullensaker, Akershus). Disse blir i NiN versjon 2 karakterisert ved hjelp av LKM flomregime (FR).

bT	Trinnbetegnelse	1	*	Beskrivelse
0	uten erosjonspreg	B1	1	tilsynelatende god massebalanse, dvs. balanse mellom tilførsel (sedimentasjon) og fjerning (erosjon) av materiale
a	litt erosjonspreget	B1	2	svakt negativ massebalanse, men med artssammensetning som bærer observerbart preg av erosjon
b	klart erosjonspreget	B2	3	klart negativ massebalanse; substratet tilføres klart mindre nytt materiale ved sedimentasjon enn mengden materiale som eroderes vekk; artssammensetningen består først og fremst av erosjonstolerante arter
□	preget av disruptiv erosjon	B2	3	erosjon med så høy intensitet (kombinasjon av sterk forstyrrelsesgrad og høy forstyrrelsesfrekvens) at etablering og opprettholdelse av permanente populasjoner av stedstilknyttede organismer forhindres

Kunnskapsbehov:
 – Kvantitativ kunnskap om gradientlengder langs ER; vegetasjonsøkologiske undersøkelser av flommarkskratt og krattskoger på Østlandet, dominert av vier (*Salix*)-arter, med sikte på å klarlegge sammenhenger mellom artssammensetning og viktige miljøvariabler, inkludert massebalansen.

Figur 9. Illustrasjon av hvordan klassene innen LKM-en Erosjonsutsatthet har en klar kobling til sensitivitet for vegetasjon og terreng (fra Halvorsen m.fl. 2015). Tilsvarende beskrivelsestabeller finnes for alle LKM-er i NiN.

Alle hoved- og grunntypene i NiN er grundig beskrevet og tilgjengelig gjennom Artsdatabankens nettverktøy «NiN på nett» (<http://www.artsdatabanken.no/NaturiNorge>). For hver hovedtype er det systematisk beskrevet hvilke hoved-miljøvariable som definerer videre inndeling i grunntyper og også om det er andre tilleggs-miljøvariable som har betydning for å forstå variasjonen innen hovedtypen. Dersom inndeling i grunntyper er basert på en av LKM-ene i **Tabell 4** er det bare å bruke klassene (jf. **Figur 9**) og deretter plukke ut hvilke av grunntypene som er mest sensitive innen hovedtypen. **Figur 10** illustrerer hvordan dette gjøres direkte for hver hoved- og grunntype i «NiN på nett».

Som vi har vist utgjør beskrivelsessystemet og typeinndelingen i NiN en helhet og begge er nødvendige for å karakterisere et område. Dette gir systemet muligheter til å kartlegge mer spesielle naturegenskaper – som for eksempel sensitivitet i forhold til ferdsel – og dette er viktig for den praktiske bruken av NiN. Et annet tilsvarende eksempel på slik anvendelse er Artsdatabankens utvikling av Norsk rødliste for naturtyper (Lindgaard & Henriksen 2011).

Kartlegging av sensitive arealer kan gjennomføres av personer med generell økologisk kunnskap og uten spesialkompetanse på naturtyper eller enkeltarter, mens NiN-kartlegging må gjennomføres av personer med spesialkompetanse og god kjennskap til systemet. Men i forbindelse med en NiN-kartlegging skal det trolig bare en svært begrenset supplering til under feltarbeidet for også å inkludere en sensitivitetskartlegging. Dersom sårbarhetsvurdering er viktig for forvaltningen kan kartlegging av sensitivitet innarbeides i kravspesifikasjonen ved NiN-kartlegging. For å konkretisere en slik kravspesifikasjon bør sårbarhetsmetoden testes ut i felt i et område som er kartlagt etter NiN-metodikk.

Hovedtypen T3 «Fjellhei, leside og tundra»

T3 Fjellhei, leside og tundra

Definisjon av typen

Definisjonsgrunnlag

Prosedurekategori 1 **Uten** variasjon i artssammensetning betinget av strukturerende artsgruppe NIN 2.0

Definisjonsgrunnlag for hovedtypen 0 normal hovedtype NIN 2.0

Hovedmiljøvariabel (hLKM)

Miljøvariabel KA: **Kalkinnhold** NIN 2.0

Miljøvariabel UF: **Uttøringsfare** NIN 2.0

Tilleggs-miljøvariabel (tLKM)

Miljøvariabel IG: **Kildevannspåvirkning** NIN 2.0

Andre variable

Underordnet miljøvariabel (uLKM)

Miljøvariabel BK: **Berggrunn med avvikende kjemisk sammensetning** NIN 2.0

Miljøvariabel HI: **Hevdintensitet** NIN 2.0

Miljøvariabel RIJ: **Rasutsatthet** NIN 2.0

Miljøvariabel VM: **Vannmetning** NIN 2.0

Hovedtypen «Fjellhei, leside og tundra» er delt i grunntyper basert på hovedmiljøvariablene (hLKM) **Kalkinnhold** og **Uttøringsfare**. Dette gir 12 **grunntyper**. Kalkinnhold ikke har betydning for sensitivitet. Uttøringsfare har betydning, der de tørreste grunntypene langs denne gradienten er mer sensitive enn andre (dårligere gjenvekst i Fjell-lavhei enn i Leside dersom en slitasje oppstår).

	Fjell-lavhei	Kalkfattig fjelllavhei	Intermediær fjell-lavhei	Nokså kalkrik fjell-lavhei	Sværtkalkrik fjell-lavhei
Uttøringsfare (h2 UF)	Fjell-lynghei	Kalkfattig fjell-lynghei	Intermediær fjell-lynghei	Nokså kalkrik fjell-lynghei	Sværtkalkrik fjell-lynghei
	Leside	Kalkfattig leside	Intermediær leside	Nokså kalkrik leside	Sværtkalkrik leside
		Kalkfattig	Intermediær	Nokså kalkrik	Svært kalkrik
		Kalkinnhold (h1 KA)			

I tillegg er det definert 2 **ekstra grunntyper** basert på tilleggs-miljøvariablen **Kildevannspåvirkning**:

- Intermediær fjell-lavhei med svak kildepåvirkning
- Kalkrik fjell-lavhei med svak kildepåvirkning

De to siste er generelt sett sensitive for tråkk på grunn av vanninnholdet i jorda.

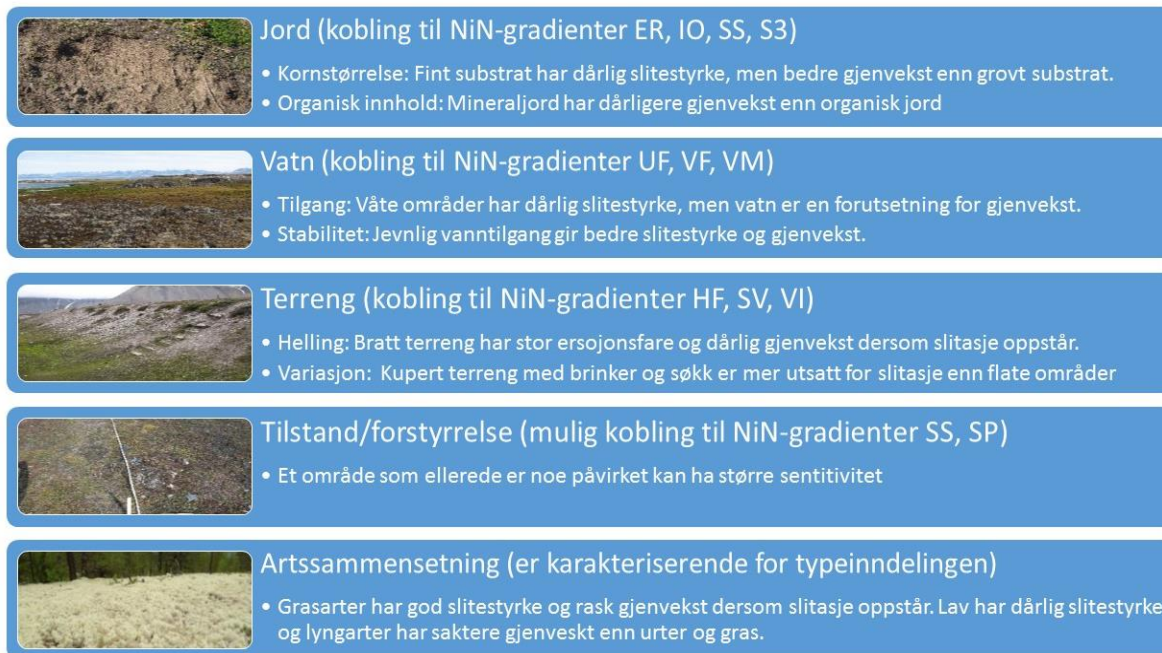
For de øvrige grunntypene må sensitiviteten analyseres ved hjelp av den underordnede miljøvariablen **Vannmetning** samt øvrige miljøvariable som ikke er brukt i beskrivelsen av grunntypene. Dette gjelder først og fremst **Sedimentsortering** og **Helningsbetinget forstyrrelsesintensitet**.

Stolpen til venstre og generell beskrivelse fra: <http://data.artsdatabanken.no/Pages/171922>, tabellen modifisert etter Halvorsen m.fl. 2015.

Figur 10. Basert på beskrivelsene av alle hoved- og grunntyper i «NiN på nett» er det mulig å lese hvilke miljøvariable som styrer inndelingen og dermed om og hvordan sensitiviteten varierer mellom grunntypene.

4.3.2 Identifisering og registrering av sensitive arealer for vegetasjon i felt

Basert på erfaringene fra Svalbard, økologisk kunnskap og erfaring fra fastlandsfjell er det klart at bare et fåtall økologiske egenskaper har direkte betydning for sensitivitet slik den kan observeres ute i naturen. I praksis kan dette uttrykkes som kombinasjoner av LKM-ene i NiN. Denne forenklingen utgjør hovedkonseptet for feltregistreringene knyttet til sensitive vegetasjon- og terrengheter. Som grunnlag for inndeling i kartleggbare sensitive enheter har vi gjort en brukertilpasset gruppering til et fåtall LKM-grupper og beskrevet hvordan disse kan forklare sensitivitet (**Figur 11**).



Figur 11. Det er et begrenset antall økologiske egenskaper som avgjør hvor sensitivt eller robust et lokalitet er. Noen kombinasjoner av egenskaper utløser spesielt høy sensitivitet, som «fint substrat + bratt terreng» eller «fuktig vegetasjon + hellende terreng». Det teoretiske grunnlaget for beskrivelse av disse egenskapene ligger i beskrivelsene av LKM-er i NiN (Halvorsen m.fl. 2015).

For å få til et system for kartlegging som forvaltningen og andre brukere kan ha praktisk nytte av må modellen definere enheter som 1. beskrives faglig riktig og fanger opp det som er vesentlig, og 2. er så enkle at det blir gjennomførbart i praktisk forvaltning. Ved å definere et begrenset antall lett identifiserbare sensitive enheter kan feltregistreringene gjøres av personer med generell naturfaglig grunnkunnskap, uten å være spesialister på arter eller vegetasjonstyper. En enkel metode gjør det også mulig å gjennomføre registrering på en lokalitet i løpet av noen få timer. Dersom det skal gjøres systematiske søk etter rødlistearter eller andre sjeldne arter må det settes av mer tid og hentes inn spesialkompetanse.

Det ble definert åtte sensitive enheter, da modellen først ble utviklet på Svalbard. Hver enhet ble definert ut fra kombinasjonen av LKM-gruppene i **Figur 11**, basert på uttesting i felt over flere sesonger og i mer enn 50 ferdselslokaliteter på Svalbard. Ettersom enhetene er såpass generelle og de økologiske gradientene for en stor del sammenfaller med relevante gradienter fra norske fjell er dette også et godt utgangspunkt for uttesting av modellen på fastlandet (**Tabell 5**). Det har vært et klart ønske fra nasjonalparkforvalterne i forsøksområdene at vi bør ha et lite antall enheter, dvs. at vi må ha relativt «grove», standardiserte enheter som er lett å identifisere i felt. Mest trolig vil de opprinnelige enhetene fra Svalbard dekke de fleste situasjoner, men det kan forventes at framtidig uttesting i felt vil avdekke behov for supplering eller justering av enheter. Spesielt kan det bli behov for å definere flere enheter ut fra spesiell artsdominans. Feltebefaringa til Straumbu sommeren 2015 var første etappe for feltuttesting på fastlandet (**Vedlegg 1**).

Her ble det behov for å definere enheten «Hei med totaldominans av lyse lavarter», som har svak toleranse for tråkk og i tillegg sakte gjenvekst dersom slitasje oppstår.

Tabell 5. Sensitive enheter definert for vegetasjon og terreng, med viktige LKM-er for hver enhet, samt relasjon til typesystemet i NiN.

Sensitiv enhet	Viktige LKM-er	NiN typesystem	Slitestyrke	Gjenvekst
Ekspontert rabb	SV (UF, VI)	Fastmarkstyper som kan forekomme innenfor hovedtypene T3, T14. Snøfattige rabber har tørr mineraljord (fin eller grov), er eksponert og med tynt vegetasjonsdekke, som gir svært dårlig grunnlag for gjenvekst dersom slitasje oppstår.	middels	svak
Bratt skråning med fint substrat	HF, S3, ER	Fastmarkstyper i bratt terreng og som i tillegg har fint substrat. Enheten er styrt av terreng og kan forekomme i en rekke hovedtyper, som T3, T9 og T31. Det fine substratet gir svak slitestyrke og erosjonsfare, og dårlig stabilitet er dårlig grunnlag for gjenvekst.	svak	svak
Brink/bratt skrent	HF, ER	Fastmarkstyper som ligger på eksponerte brinker i terrenget. Til forskjell fra enheten over er dette små arealer med kraftig gradient fra flatt til bratt. Enheten kan ha ulike typer jord og kornstørrelse.	svak	svak
Bratt skråning med vegetasjon	HF, IO (ER)	I hovedsak fastmarkssystem, men også våtmarkssystem. Omfatter de delene av hovedtypene som har sammenhengende vegetasjonsdekke og ligger i hellende terreng, som for eksempel innen T8, T13, T16. Typene kan ha variabel fuktighet, men har ofte organisk jord og svak toleranse for tråkk. Pga. helling vil det oppstå erosjonsfare dersom det blir slitasje og dette gir dårlig grunnlag for gjenvekst.	svak	svak
Myr eller annet fuktig område med vegetasjonsdekke	VM	Hovedgruppetype Våtmarkssystem. Generelt er alle hovedtypene av våtmark lite tolerante for tråkk. Typene kan ha variabel fuktighet, akkumulering av organisk materiale og helling. Dersom påvirkningen opphører når det har oppstått moderat slitasje vil gjenveksten være god i flatt terreng. De våteste delene av enhetene er mest sensitive for tråkk.	svak	god
Spredt vegetasjon på fint substrat	LA, UF, VI	Dette er de områdene som ligger så skrint til at det knapt nok finnes naturlig vegetasjon. Primært knyttet til høyereiggende områder i suksesjonsfase, eller svært eksponert, for eksempel innen hovedtyper T21, T26, T27, T28, T 29. Sensitiviteten for tråkk er knyttet til kornstørrelse, slik at områdene på grovt substrat generelt er mer robuste enn på fint substrat. Dersom slitasje oppstår er det ekstremt dårlig grunnlag for gjenvekst.	svak	svak
Hei med totaldominans av lyse lavarter	UF	Hovedgruppetype fastmarkssystem, gjerne flate heier i ganske tørre områder, for eksempel i hovedtype T3, men også T9, T 10, T14. Vegetasjonen har lite karplanter med rotsystem som kan binde og stabilisere vegetasjonsdekket. Lav har sakte gjenvekst dersom slitasje oppstår.	svak	svak
Grotte	GS	Hovedtype T5 i hovedgruppetype fastmarkssystem. Grotte er sensitiv for ferdsel særlig der det er finsediment og pga. spesielle forhold i grottemiljø (som speleotemer/dryppstein). Grotter er rødlistet naturtype. Dersom det oppstår skade på selve geologien i grotta er den ugjenopprettelige.	svak	ingen



Denne bildemontasjen illustrerer noen av de sensitive enhetene for vegetasjon/terreng (se tabell 5, over). Foto: Dagmar Hagen, NINA.

4.3.3 Vekting ut fra areal og plassering

For komme videre i sårbarhetsvurderingen må forekomsten av sensitive arealer kobles til sannsynlighet for eksponering for påvirkning (se **Figur 1**); enheten må vektes i forhold til hvor stor sannsynlighet det er for at den blir utsatt for ferdsel og tråkk. Helt konkret innebærer dette å vurdere hvor stor del av en lokalitet som er dekket av de sensitive vegetasjonsenheterne (**Tabell 6**) og hvor enhetene er plassert i forhold til normal eller forventet ferdsel i lokaliteten (**Tabell 7**). Dette forutsetter lokal kunnskap om bruksmønster og arealbruk, som i praksis bekreftes ved observasjoner under registreringa (synlige tråkk/bålplasser m.m.). Lokaliteten er mest utsatt for slitasje dersom den sensitive enheten dekker store areal eller ligger i tilknytning til de mest attraktive delene av lokaliteten. Tilsvarende er det minst sannsynlighet for at ferdselen fører til slitasje dersom de sensitive elementene dekker en liten andel av lokaliteten og ligger i utkanten av området (altså med avstand til arealene som normalt besøkes).

Systemet for vekting bygger også på den modellen som er utviklet for Svalbard, med noen viktige tilpasninger. Ferdselen i lokalitetene på Svalbard er knyttet til ilandstigningspunkter fra båt, som gir en svært begrenset og kontrollert arealbruk. I nasjonalparker på fastlandet er bruksmønsteret helt forskjellig. Mye av ferdselen går langs veldefinerte stier og over lange strekninger. Feltbefaringa ved Straumbu sommeren 2015 (**Vedlegg 1**) illustrerte disse forskjellene og spesielt at vektinga for lokalisering av bruken i nasjonalparkene må forholde seg til om det finnes en veldefinert sti. Videre uttesting av metoden i felt er nødvendig for å få til en god og riktig vekting som kan brukes generelt for nasjonalparker i fjellet. Etter Straumbu-befaringa ble følgende tilpasning gjort: Dersom ferdselen går langs en smal sti som er i fare for å bli utvidet ved økt bruk vil vektinga bli 3 (**Tabell 7**), men dersom det er en brei sti eller kjørespor der all ferdsel (og økt ferdsel) naturlig vil følge innenfor det allerede etablerte sporet blir vektinga 0,1.

Tabell 6. Vekting av arealomfang på sensitive enheter innen en lokalitet.

AREAL (hvor stor andel av lokaliteten dekker enheten)	Vekting
Et / noen få små områder	1
Mange små områder	2
Et stort område	3
Flere store områder	4
Enheten dekker det meste av lokaliteten	5

Tabell 7. Vekting av plassering på sensitive enheter, dvs. hvor de er plassert i forhold til forventet ferdsel.

PLASSERING (hvor er enheten plassert i forhold til dagens ferdsel)	Vekting
På en eller hver side av veldefinert sti	0,1
Utenfor /perifert i lokaliteten	1
Inntil/nær der dagens ferdsel foregår	3
På / i området der dagens ferdsel foregår	5

Vektingen vil være avhengig av størrelsen på den definerte ferdselslokaliteten. Er området stort er det større sannsynlighet for at sensitive arealer blir perifere. Dette er trolig mer utfordrende for registreringene i nasjonalparkene enn det var på Svalbard der vi forholdt oss til relativt avgrensa og små lokaliteter. Vektingen er avgjørende for utfallet i den samla sårbarhetsvurderinga. Det er spesielt i forhold til vekting og lokalitetsavgrensing at det er nødvendig med videre uttesting av metodikken i felt.

4.3.4 Praktisk registrering i felt

Areal og plassering: Forekomst av sensitive arealer registreres innenfor den klart avgrensa lokaliteten (**Tabell 8**). For hver enhet angis areal og plassering etter den vektinga som ble beskrevet over. Både plassering og andel må angis basert på et kartfestet og forhåndsavgrenset areal (= ferdselslokaliteten).

Tabell 8. Utkast til skjemarubrikk for registrering av sårbare vegetasjonsenheter.

Lokalitet				
Nr. på kart	Sensitiv enhet	Areal – andel av lokaliteten	Plassering ift. ferdsel	Sårbarhet= areal x plassering
	Ekspontert rabb			
	Bratt skråning med fint substrat			
	Brink/bratt skrent			
	Myr/fuktig område med vegetasjon			
	Spredt vegetasjon på fint substrat			
	Bratt skråning med frodig vegetasjon			
	Hei med totaldominans av lyse lavarter			
	Rødlista naturtype			
	SUM for sårbare arealer			
	<i>Nødstop</i> Δ			
	<i>Forekomst av rødlistearter</i>			

Nr. på kart: Enhetene bør kartfestet, helst direkte utfigurert på kart ved bruk av GPS i felt, sekundært inntegnes på kart med tilhørende GPS-posisjon på papir. Det er lurt å bruke samme kode (nummer) både i skjemaet og på kartet. Dette er nødvendig for framtidig bruk av dataene og for å se sammenhengen med sårbarhet for andre fagtema, eventuelt ved endringer av bruken over tid.

Kommentarer: Det kan være nyttig å legge inn ekstra opplysninger om plassering og areal, om det er spesielle vanskeligheter, om det er uklar avgrensning og annet. Dette er utfyllende opplysninger som kan være nyttig ved senere undersøkelser og iverksetting av tiltak.

Nødstop: På lokaliteter der det er grunn til å vise umiddelbart hensyn, kan en knytte en «varseltrekant» til lokaliteten/arealet, dvs. «der dagens ferdsel på lokaliteten åpenbart har negative effekter på en eller flere sårbare elementer som gjør at forvaltningstiltak er høyst påkrevd i nær fremtid».

Rødlista arter: Kartlegging av rødlistearter er avhengig av at det er med spesialister i felt og det må komme klart fram om registreringen omfatter kartlegging av rødlistearter eller ikke. Skriv i kommentarfeltet dersom spesialister har leitet, men det ikke er gjort funn. Det er helt vesentlig forskjell på om noen har leitet uten å finne i forhold til om det ikke er funn fordi ingen leitet. Funn av rødlistearter må dokumenteres med bilde og nøyaktig GPS-posisjon noteres for alle funn. Funn av rødlistearter inngår ikke i kalkulering av sårbarhet, men noteres som en tilleggsopplysning med direkte relevans for framtidig forvaltning og eventuelle tiltak. Dersom videre uttesting av modellen viser at forekomst av rødlistearter bør inn i kalkuleringen må dette vurderes.

Rødlista naturtyper: Forekomst av en rødlista naturtype registreres og kalkuleres tilsvarende som sårbare arealer. Funn av rødlista naturtyper registreres alltid, uavhengig av om de er sensitive. I forbindelse med uttesting av modellen i områder der det finnes rødlista naturtyper vil det vurderes om disse bør graderes i forhold til hvor sensitive de er for ferdsel, tilsvarende som er gjort for dyreartene (**Tabell 15**).

4.3.5 Beregning av sårbarhetsverdi for vegetasjon

Basert på disse registreringene kan vi nå regne ut sårbarhetsverdien for den undersøkte lokaliteten (**Tabell 9**). Noen ferdselslokaliteter har ingen forekomster av sensitive arealer og får dermed verdien 0. Alle forekomster av sensitive enheter utløser en vektning i forhold til areal og plassering som multipliseres med hverandre. Høg sum betyr høg sårbarhet, men nivået er relativt og uttrykker hvor sårbar vegetasjonen i en lokalitet er i forhold til alle lokaliteter registrert etter samme metode. Ferdselslokaliteter med høy score for sårbarhet bør prioriteres over lokaliteter med lav sårbarhet i framtidig forvaltning.

Tabell 9. Eksempel på beregning av sårbarhet for vegetasjon/terreng (se teksten for forklaring).

TEST Lokalitet				
Nr. på kart	Sensitiv enhet	Areal – andel av lokaliteten	Plassering ift ferdsel	Sårbarhet= areal x plassering
	Bratt skråning med fint substrat	3	1	3
	Myr/fuktig område med vegetasjon	2	5	10
	Bratt skråning med frodig vegetasjon	1	3	3
	Hei med totaldominans av lyse lavarter			
	SUM sårbarhet for vegetasjon			16
	<i>Nødstop</i> Δ			
	<i>Forekomst av rødlistearter</i>			<i>Ikke registrert</i>

Beregning av sårbarhet for vegetasjon for TEST Lokalitet:

Tre typer sårbare enheter er registrert innenfor lokaliteten

- Bratt skråning med fint substrat: Dekker et stort område (areal = 3) og ligger utenfor den delen av lokaliteten som er i bruk (plassering = 1)
- Myr eller annet fuktig område: Dekker mange små områder (areal = 2) og ligger midt i det området som blir brukt (plassering = 5)
- Bratt skråning med vegetasjon: Dekker et lite område (areal = 1) som ligger akkurat i utkanten av dagens bruk (plassering = 3)

Det er ikke gjort aktive søk etter rødlistearter

Sårbarhet for vegetasjon er summen av verdier for enhetene ($3+10+3=$) 16 og verdien angis som **16**

Det er foreløpig ikke mulig å sette sårbarhetssum = 16 for vegetasjon inn i en gradert skala som uttrykker relativ sårbarhet i forhold til andre lokaliteter. Dette blir først mulig når metoden er brukt på flere lokaliteter, slik at vi får erfaring med variasjonen i sårbarhet (se også **kap. 5**).

I en forvaltningssituasjon er det relevant å se hvordan aktive tiltak påvirker sårbarheten ved at konflikten mellom de sensitive enhetene og påvirkningen endres. I forbindelse med befaringen til Straumbu gjorde vi forsøk med å «tenke oss» hvordan et helt konkret tiltak kan endre vurderingen, her var eksemplet montering av boardwalk i skråninga oppover Brattbakken, slik at all ferdsel løftes opp fra bakken og kanaliseres (se **Tabell 10** og **Vedlegg 1**).

Tabell 10. Sårbarhetsvurdering for vegetasjon, lokalitet I, Straumbu, Rondane. Høyre del av tabellen (i rød skrift) viser hvordan et tenkt tiltak bidrar til å redusere sårbarheten ved lokaliteten.

Fra Straumbu til Brattbakken (inkludert sidestier)					Med tiltak (boardwalk / klopper)		
Nr på kart	Sensitiv enhet	Areal	Plassering ift ferdsel	Areal x plassering	Areal	Plassering ift ferdsel	Areal x plassering
I - 3	Ekspontert rabb	3	5	15	3	3	9
I - 2,3	Bratt skråning med fint substrat	4	5	20	4	0,1	0,4
I - 1	Myr/fuktig område med vegetasjon	2	5	10	2	5	10
I - 4	Bratt skråning med frodig vegetasjon	2	0,1	0,2	2	0,1	0,2
	Hei med totaldominans av lyse lavararter	3	0,1	0,3	3	0,1	0,3
	SUM for lokaliteten			45,5			19,9

4.3 Sensitive arealer ved ferdselslokaliteter – dyreliv

Ulike arter har ulik toleranse for forstyrrelse knyttet til ferdsel (jf. **Figur 1**). I dette kapitlet har vi kategorisert arter (fugl og større pattedyr) forekommende i fjellet og i fjellbjørkeskogen i forhold til sannsynligheten for negative effekter knyttet til ferdsel, som et uttrykk for artens sensitivitet. Sensitiviteten er videre vektet opp i forhold til artenes rødliste status, for å vektlegge områder med forekomst av slike arter.

En sårbarhetsvurdering for dyreliv gir noen utfordringer i det at dyr i mindre grad er knyttet til et bestemt areal, sammenliknet med vegetasjon og terrengformer. For et dyr har ulike arealer ulike funksjoner til ulike deler av året, også innenfor en sesong. Grunnlaget for sårbarhetsvurderingen på dyreliv er basert på innhenting av eksisterende kunnskap, i tillegg til kartlegging av utvalgte funksjonsområder og registrering av arter i felt. Se **kap. 3.2.3.** for aktuelle kilder til hvor det kan hentes inn informasjon om aktuelle funksjonsområder (naturbase, kommunale viltkart m.m.) og artsobservasjoner. Innhenting av eksisterende kunnskap i ferdselslokalitetene vil være en viktig indikasjon på hva en bør lete etter ved eventuell registrering i felt, og også en mulighet for å kvalitetssikre/oppdatere opplysningene som er funnet i ulike databaser/rapporter om hekkelokaliteter eller funksjonsområder. En annen viktig forskjell i forhold til registreringen på vegetasjon/terreng er at en enkelt feltkartlegging av dyrelivet på en ferdselslokalitet ikke vil kunne gi et godt bilde av artsinventaret og områdets sårbarhet. En systematisk kartlegging av særlig sårbare funksjonsområder kan veie opp for dette og gjøre sårbarhetsvurderingen mer robust i forhold til manglende artsregistreringer.

Som for vegetasjon framkommer sårbarheten for dyreliv ved at forekomst av funksjonsområder vektet i forhold til hvor enhetene er plassert i forhold til ferdsel og hvor stor andel av lokaliteten enheten dekker, mens forekomst av arter vektet for forekomst og tilgjengelighet for ferdsel. Funksjonsområdene for villrein vektet i tillegg opp i forhold til hvorvidt området fortsatt er i bruk.

Helt sist i dette kapitlet foreslår vi en standardisering av buffersoner som kan legges rundt kjente funksjonsområder basert på ulike arters sensitivitet.

4.3.1 Registrering av funksjonsområder for dyreliv

I Naturmangfoldloven defineres **økologisk funksjonsområde** som: «*et område – med avgrensning som kan endre seg over tid – som oppfyller en økologisk funksjon for en art, slik som gyteområde, oppvekstområde, larvedriftområde, vandrings- og trekkruiter, beiteområde, hiområde, myte- eller hårfellingsområde, overnattingsområde, spill- eller paringsområde, trekkvei, yngleområde, overvintringsområde og leveområde.*»

Dette er arealer som har en viktig funksjon for arter som er sårbare i tiden den bruker området, f. eks. villreins kalvingsområder eller myteområder for gjess, eller det er et areal som er forventet å bli brukt av en eller flere arter som hekke- eller yngleområde. Hovedhensikten med å registrere «viktige funksjonsområder» er at dette er en enklere måte å peke ut arealer som sannsynligvis er spesielt artsrike og /eller som sannsynligvis blir brukt av en eller flere arter i en periode hvor de er sårbare for ferdsel.

For å kunne registrere viktige funksjonsområder i felt uten at arten samtidig er registrert hekkende, må en helst vite:

- **Hvilke arter** er knyttet til de ulike landskapselementene/habitatene?
- **Hvilken funksjon** har landskapselementet for arten? Forstyrrelsen kan ha ulik effekt avhengig av hvilken funksjon arealet har; hekke- yngleområde, oppvekstområde, myteområde, trekkveg, beiteområde osv.
- Hvor knyttet er arten til et spesielt habitat/areal? En habitatspesialist vil i større grad kunne knyttes til habitat enn en habitatgeneralist.

- **Sannsynlighet for bruk av lokaliteten/habitatet:** Hvor sannsynlig er det at arten bruker akkurat dette habitatet (denne lokaliteten) hvert år? Sannsynlighet for habitatbruk, vil blant annet avhenge av artens tetthet, hvor vanlig eller sjelden habitatet/landskapselementet er innenfor et større område, affinitet (art-habitatrelasjonen) osv.

Denne kunnskapen er i liten grad kjent for de fleste arter, noe som gjør utvelgelse av generelle funksjonsområder knyttet til f. eks. naturtyper slik de er definert i NiN 2.0. vanskelig (men se **Tabell 11** hvor vi har sannsynliggjort tilknytning til NiN der det er mulig og boks som beskriver Art-Habitat prosjektet, under). Vi har derfor valgt å bygge på det som er gjort av tidligere viltkartlegging, og sannsynliggjort hvor de hører hjemme i NiN 2.0. I **vedlegg 2** har vi listet opp funksjonsområder, slik de er definert ut fra Håndbok i vegetasjonskartlegging (DN-Håndbok nr. 13, 2007), Håndbok i viltkartlegging (DN-Håndbok nr. 11, 2000) og i tillegg et par andre funksjonsområder. Beskrivelsen av arealer knyttet til ulike funksjoner for villrein er godt forankret i forvaltningen og allerede i stor grad kartfestet. Vi har derfor skilt ut de tradisjonelle funksjonsområdene for rein i en egen tabell (**Tabell 12**), og foreslått et ekstra funksjonsområde i tillegg.

Prosjektet Art-Habitat, ledet av Artsdatabanken.

Artsdatabanken har et utviklingsprosjekt kalt «art-habitat prosjekt» der målet er at alle arter skal kunne knyttes til enheter i det nasjonale kartleggingssystemet NiN 2.0. Per november 2015 er det ikke gjort vurderinger av arter innenfor gruppene fugl eller pattedyr som knytter habitat eller funksjonsområder til NiN.

Artsdatabanken jobber videre med Art-Habitat prosjektet. Arbeidet bygger på ekspertvurderinger. Kanskje kan de ulike artene på sikt knyttes direkte opp mot enhetene i NiN 2.0-systemet. Dersom denne kunnskapen kommer på plass, kan det bli mulig å lage en sårbarhetsmodell knyttet til funksjonsområder basert på identifisere funksjonsområdene ut ifra NiN-kartlagte områder.

For at det skal være meningsfylt å registrere viktige funksjonsområder uten at en har registrert hvilke arter som hekker på det samme arealet, må det være en relativt høy sannsynlighet for at arten faktisk bruker nettopp dette arealet til den tiltenkte funksjonen (hekking, myting e.l.). Vegetasjonsenheter vi har valgt fra DN-Håndbok nr. 13, er derfor relativt sjeldne enheter, mens funksjonsområdene vi har valgt fra DN-Håndbok nr. 11, er per definisjon funksjonsområder knyttet til enkeltarter. Vi foreslår i denne omgangen at kartleggingen knytter seg til enhetene i **tabell 11**, og at disse omtales som «Viktige funksjonsområder». Ved å velge vegetasjonsenheter/funksjonsområder med grønn farge i **vedlegg 2**, mener vi å redusere faren for å velge elementer som faktisk ikke har funksjon som hekkeområde. Artsregistreringene vil utfylle dette.

I sårbarhetsmodellen for Svalbard var vi i stand å gradere sårbarheten til funksjonsområdene basert på forventet artsinventar (se Hagen m.fl. 2012 og 2014a). Dette ser vi ikke mulighet til å gjøre med dagens kunnskap om forholdet mellom arter og habitat på fastlandet, men se vektingen på villrein. Det ligger trolig betydelig potensiale i art-habitat prosjektet til Artsdatabanken som vi vil følge nøye for å vurdere muligheten til å ta dette inn ved et seinere tidspunkt. Kartlegging av funksjonsområder slik det foreslås her, må altså sees på som et første utgangspunkt.

Sesong og sensitivitet for ferdsel

Vi har bygget inn **sesong**, nettopp gjennom valget av funksjonsområdene. For langt de fleste arter, betyr sårbarhetskartleggingen at vi har fokus på områder som er sentrale knytta til hekking og yngling i sommerhalvåret, da dette er tiden da de fleste er mest sensitive for ferdsel. Men noen arter er særlig sensitive også på vinteren; pga. f. eks. marginal tilgang til vinterbeite (villrein), tidlig etablering av revir og pardannelse (som en del av dagrovfuglene) eller også yngling på vårvinteren (som jerv og villrein). Hvilken sesong de ulike funksjonsområdene ansees å være sensitive mht. ferdsel er angitt i **tabell 11**.

Tabell 11. Sensitive arealer for dyreliv: viktige funksjonsområder for registrering i ferdselslokaliteter i felt. Hvilken sesong de ulike funksjonsområdene ansees å være sensitive er angitt; V (vinter/vårvinter) og S (sommer). Relasjonen til NiN er kommentert kort i forhold til mulighet i forhold til direkte kopling mot NiN.

Viktige funksjonsområder for dyreliv	Begrunnelse og kilde	V	S	Kommentar i forhold til plassering i NiN
Deltaområde	Rasteområde for trekkfugl/hekkende fugl ¹		x	Aktivt delta er landskapsdel i NiN 1.0, dette er det samme som naturkompleks i NiN.2.0 som ikke er utarbeidet enda
Innsjø med holme	Hekkeplass for storlom/smålom		x	Innsjø er landskapsdel i NiN 1.0, dette er det samme som naturkompleks i NiN.2.0 som ikke er utarbeidet enda. Holmer i innsjø kan telles opp, men det er ikke utarbeidet prosedyrer for dette.
Bekkekløft/større bergvegg med overheng	Hekkeplass for hubro og dagrovfugler ¹	x	x	Skogsbekkekløft er landskapsdel i NiN 1.0, dette er det samme som naturkompleks i NiN.2.0 som ikke er utarbeidet enda. Bergvegger og overheng er knyttet til natursystemet T1 (Nakent berg) og overheng beskrives ved hjelp av LKM GS (Grottebettinget skjerming)
Palsmyr	Hekkeplass for sotsnipe og lappspove, og kvartbekkasin (spes i Finnmark) ¹			Myr er landskapsdel i NiN 1.0, dette er det samme som naturkompleks i NiN.2.0 som ikke er utarbeidet enda. Palsmyr er en torvmarksform som er likestilt med landformvariasjon knyttet til forekomst av permafrost.
Rikmyr	Hekkeplass for brushane, dobbeltbekkasin, og svømmesnipe dersom åpent vann i nærheten ¹			Myr er landskapsdel i NiN 1.0, dette er det samme som naturkompleks i NiN.2.0 som ikke er utarbeidet enda. Rikmyr klassifiseres ut fra LKM KA (Kalkinnhold). På natursystemnivå defineres Natursystemet V1 (Åpen jordvannsmyr) og V2 (Myr- og sumpskogmark) begge med grunntyper knyttet til rikhet (KA)
Grotte	Overnattingsplass for flaggermus ¹			Natursystem i NiN 2.0 knyttet til LKM GS (Grottebettinget skjerming) og landform
Sensitive arealer for dyreliv.	Sensitivitet jf. tabell 17 og 18 i rapporten	V	S	Kommentar i forhold til plassering i NiN
Spill-/parringsområde for orrfugl/storfugl	4	x		Kan ikke knyttes til NiN
Spill-/parringsområde for brushøns	12	x		Kan ikke knyttes til NiN
Hiområde for jerv	16	x		Kan ikke knyttes til NiN
Hiområde for fjellrev	20	x	x	Kan ikke knyttes til NiN
Hiområde for ulv	20		x	Kan ikke knyttes til NiN

¹ Håndbok i vegetasjonskartlegging (DN Håndbok nr. 13, 2007)

Villrein og sensitivitet for ferdsel

Villrein er en art som ansees å være spesielt sensitiv for ferdsel gjennom store deler av året. For en grunnleggende gjennomgang av hva som gjør villreinen spesielt sårbar for menneskelig ferdsel, se Strand m.fl. (2010). Se også **Faktaboks 2** (s. 30), for en kort sammenstilling av forskning

på villrein og ferdsel, og dose-respons effekter. Villrein er i tillegg til å være en sensitiv, også en svært arealkrevende art, som bruker ulike arealer, med ulike funksjoner, ulike deler av året. Villreinområdene viser stor variasjon på viktigheten av trekk, fra å ha utpreget trekk mellom funksjonsområder (Hardangervidda, Setesdal- austhei, Dovrefjell-Sunndalsfjella) til at samme arealet brukes hele året (Knutshø, Rondane, Forollhogna). Denne variasjonen skyldes i stor grad fragmentering av landskapet med tekniske inngrep og den menneskelige bruken. **Tabell 12** angir ulike funksjonsområder for rein, knyttet til sesong. Metodikken antas å fungere både for villrein og tamrein.

Tabell 12. Viktige funksjonsområder for rein, som er i bruk ulike deler av året.

Funksjonsområde	Sesong	Kommentar
Kalvingsområde	Vårvinter/forsommer	Endrer seg over tid
Sommerbeite	Barmark – sommer	Potensielle områder/faktisk bruk
Randområde	Alle årstider	Ytterkanter av bestand
Vinterbeiteområde	Vinter, Vår/forsommer	Potensielle områder/faktisk bruk
Trekkveier	Hele året, men fortrinnsvis vår til kalvingsland/sommerbeite og høst til vinterbeite	
Uttekslingsområde	Hele året	Område for utveksling av individer fra ulike villreinstammer.

Trekkveiene er helt sentrale i forhold til å gi rein tilgang til å bruke tilgjengelige funksjonsområder; og muligheten til å utnytte hele fjellområdet. Opphør i bruk av trekkveier og brudd i trekkveier kan derfor ha store funksjonelle konsekvenser og langsiktige negative effekter for reinsdyrbestanden i et fjellområde. En uheldig plassert sti kan være kilde til gjentatt forstyrrelse over tid og det er disse forstyrrelsene som har størst konsekvens (Strand m.fl. 2014, se også **Faktaboks 2**). Forstyrrelsen kan ha flere karaktertrekk; den kan være tilfeldig eller systematisk, den kan være kanalisert eller sporadisk, den kan være temporær eller kontinuerlig osv. og det kan i tillegg være mange ulike type forstyrrelser som viker samtidig (motorisert, turfolk, støy strømmaster m.m.). I Strand m.fl. (2013) er kumulative effekter av forstyrrelse skalert etter den konsekvens det har for bestanden: tilfeldig forstyrrelse, systematisk forstyrrelse, redusert tidsbruk, arealunnvikelse, brudd i trekkveier osv.

Mange av trekkveiene og randområdene er allerede ute av bruk pga. tekniske inngrep og menneskelig forstyrrelse (Strand m.fl. 2010). Historiske data fra tidligere fangstanlegg og bogestøer dokumenterer tidligere trekkmonster, og sammenstilt med kunnskap om dagens bruk fra observasjoner eller GPS-metodikk, kan dette brukes inn i en vurdering av status. For å kunne vurdere behovet for tiltak knyttet til rein, foreslår vi å vekte funksjonsområdene for rein i forhold til reinens faktiske bruk av områdene (**Tabell 13**). Dette harmonerer med tredelingen av effekter av menneskets bruksintensitet, beskrevet i Strand m.fl. (2013). Vektingen følger litt av sammen tankegangen som bruk av «varseltrekant» som for Svalbardmodellen. Dette tydeliggjør hvor tiltak bør prioriteres for å opprettholde fjellområdet egnethet for rein. For villrein vil det være stor variasjon mellom de ulike villreinområdene på mange faktorer, og det er vanskelig å vurdere hvordan modellen vil slå ut i de enkelte områdene som skal vurderes for sårbarhet uten en større uttesting av metodikken.

Tabell 13. Vekting av status for funksjonsområdene for rein synliggjør behovet for tiltak for å sikre områdenes funksjonelle verdi.

Status funksjonsområde	Vekting	Kommentar
I bruk	1	Ikke behov for tiltak
Delvis i bruk	10	Mindre tiltak nødvendig
Ikke i bruk	50	Større tiltak påkrevet

Vekting ut i fra plassering og areal, samt status for villrein

Som for vegetasjon så starter registreringa av viktige funksjonsområder med å vurdere hvor stort areal funksjonsområdene dekker (**Tabell 14**) og hvor de er plassert (**Tabell 15**) i forhold til normalt bruksmønster (alminnelig ferdsel) innenfor området som er avgrensa for kartlegging. Dette forutsetter noe kunnskap om bruksmønster og arealbruk innen området. Der viktige funksjonsområder utgjør en stor andel av ferdselslokaliteten eller der disse ligger nært de mest attraktive og brukte delene av lokaliteten vil lokaliteten komme ut som mer sårbare enn om funksjonsområdene utgjør en liten andel av ferdselslokaliteten og/eller ligger i utkanten. Jo flere viktige funksjonsområder som registreres, jo høyere score får sårbarhet for dyreliv.

Tabell 14. Vekting av arealomfang for viktige funksjonsområder innen en ferdselslokalitet.

AREAL (hvor stor andel av lokaliteten dekker enheten)	Vekting
Et / noen få små områder	1
Mange små områder	2
Et stort område	3
Flere store områder	4
Enheten dekker det meste av lokaliteten	5

Tabell 15. Vekting av plassering av viktige funksjonsområder innen en ferdselslokalitet, dvs. hvor ligger sårbare arealer i forhold til forventet ferdsel i lokaliteten.

PLASSERING (hvor er enheten plassert i forhold til dagens ferdsel)	Vekting
Utenfor /perifert i lokaliteten	1
Inntil/nær der dagens ferdsel foregår	3
På / i området der dagens ferdsel foregår	5

4.3.2 Registrering av sensitive arter

Ulike arter responderer ulikt på forstyrrelse til ulike tider av året. Generelt er de fleste arter mest sensitive og sårbare for forstyrrelse i yngletiden. Basert på vår kunnskap om effektstudier knyttet til forstyrrelse av dyreliv generelt, samt diskusjon med kolleger (ekspertvurderinger), har vi plassert arter/artsgrupper (prioriterte arter) i tre kategorier som definerer sannsynligheten for negative effekter av ferdsel til alminnelig ferdsel til fots sommerstid; trolig ikke, mulig og meget sannsynlig (**Tabell 17** og **18**). Disse matrisene på artsnivå forholder seg altså til ferdsel i tilknytning til potensielle effekter av ferdsel i hekke/yngletiden, som for de fleste arter er avgrenset til sommeren. Sensitivitet på vinter/vårvinter er dekket opp gjennom registrering av funksjonsområder (se kap. 4.3.1 og tabell 11 og 12).

For mange arter finnes det ikke artsspesifikk kunnskap om sensitivitet, i slike tilfeller er arten plassert på grunnlag av studier gjort på andre arter innenfor samme artsgruppe og hekkebiologi (hekking på bakke, i knauser, i trær, i bergvegg, i hulrom, på hus). Vi har etter avtale avgrenset vår vurdering til arter som vanlig forekommer i fjell (arktisk-alpin jorddekt fastmark, her ligger også alle våtmarksfugler i fjell inne) og bjørkeskogsbeltet (fastmarksskog-bjørk). Tabellene er kvalitetssikret av Magne Huseby, HINT (fugl), Jan Ove Gjershaug, NINA (rovfugl) og Hans Chr. Pedersen, NINA (fugl og pattedyr). Ved å bruke en eksponentiell vekting i forhold til sannsynlighet for redusert reproduksjon gis artene relativt mye mer fokus med økende sensitivitet for forstyrrelse. Denne aksen kan knyttes til artens robusthet for forstyrrelse.

Sårbarhet for forstyrrelse og forvaltningsmessig prioritering henger ikke nødvendigvis sammen. Ulike arter har ulik forvaltningsmessig prioritet blant annet på grunnlag av bestandsstatus. Redusert reproduksjon på grunn av forstyrrelse vil ha en forvaltningsmessig større konsekvens (være mer negativt) dersom arten er fåtallig, sammenlignet med en svært tallrik art. Bestandsstørrelse gir i noen grad også uttrykk for artens evne til å komme seg etter forstyrrelse (resiliens). Jo flere individer, jo større er sannsynligheten for at arten har god resiliens. Predatorer som har naturlig lave bestandsnivå, kan derfor i utgangspunktet være spesielt utsatt for forstyrrelser. For å ta høyde for en allerede etablert prioritering, har vi som for Svalbardmodellen valgt å justere

arters sensitivitet opp på bakgrunn av deres rødlistestatus (Henriksen og Hilmo 2015). Slik vil lokaliteter med mange arter med høy rødlistestatus komme ut som mer sensitive enn områder med vanlige arter. Artens samlede sensitivitet framkommer som en multiplikasjon mellom de to vektingene. Funksjonsområdene for villrein multipliserer i tillegg opp med vekting status mht. bruk.

Tabell 16. Kategorier for vekting av sensitivitet hos arter i forhold til forekomst av arten i fokus i ferdselslokaliteten.

Forekomst av arten		
1	Observert, ikke hekking/ynghing	0,50
2	Observert, hekking/ynghing sannsynlig	0,75
3	Spredt forekomst, fåtallig (hekking/ynghing)	1,00
4	Spredt forekomst, vanlig (hekking/ynghing)	1,50
5	Forekommer i koloni (< 30 individ sett hekkende)	2,00
6	Forekommer i koloni (30-100 individ sett hekkende)	3,00
7	Forekommer i koloni (> 100 individ sett hekkende)	5,00
8	Forekommer i koloni (> 1000 individ sett hekkende)	10,00

Tabell 17. Sensitivitet for forstyrrelser hos fugler og større pattedyr vanlig forekommende i høyfjellet, over skoggrensa. Venstre kolonne angir sannsynlighet for redusert reproduksjon som følge av forstyrrelse med viktig, samt vekting i forhold til rødlistekategori (2015) i øvre rad. Tall i grønt angir sensitivitet for artene i boksen og skal brukes i sårbarhetsanalysen. Tamrein vil trolig vise mer moderate responser på ferdsel enn villrein, pga. domestisering. Uthevet artsnavn, betyr at arten står på lista over arter av nasjonal forvaltningsinteresse.

	LC Livskraftig		NT Nært Truet	VU Sårbar	EN Sterkt truet	CR Kritisk truet
	1		2	3	4	5
Trolig ikke 2	fossekall kråke løvsanger ringtrost	røyskatt snømus snøspurv steinskvett 2	sivspurv taksvale 4	6	8	10
Mulig 4	boltit brunnakke dvergsnipe enkeltbek- kasin fjellerke fjellvåk fjæreplytt gluttsnipe heilo heipiplerke	krikkand myrsnipe ravn rødrev rødstilk svømmesnipe strandsnipe tem- mincksnipe tårnfalk vandrefalk 4	bergirisk dobbeltbekk. fiskemåke fjellrype havelle svartand 8	bergand lappspurv sjøorre stjertand 12	brunbjørn brushane jerv 16	fjellrev 20
Meget sannsynlig 8	fjelljo jordugle kongeørn rødnebb- terne	sandlo trane rein (villrein) + storlom 8	jaktfalk 16	24	snøugle myrhauk vipe 32	dverggås 40

Tabell 18. Sensitivitet for fugler og større pattedyr vanlig forekommende i bjørkeskogsbeltet. Høyre kolonne sannsynlighet for redusert reproduksjon som følge av forstyrrelse med vektig, samt vektig i forhold til rødlistekategori (2015) i øvre rad. Tall i grønt angir sensitivitet for artene i boksen og skal brukes i sårbarhetsanalysen. Uthevet artsnavn, betyr at arten står på lista over arter av nasjonal forvaltningsinteresse.

	LC Livskraftig		NT Nært Truet	VU Sårbar	EN Sterkt truet	CR Kritisk truet
	1		2	3	4	5
Trolig ikke 2	ekorn elg fossekall granmeis hare haukugle hjort lappmeis lavskrike linerle løvsanger	låvesvale mår ringdue ringtrost rødstjert røyskatt rådyr snømus svarthvit f.s. tretåspett sidensvans 2	blåstrupe hare sivspurv taksvale 4	oter 6	gaupe 8	10
Mulig 4	bjørkefink brunnakke dvergalk enkeltbekka- sin fjellmyrløper fjellvåk gluttsnipe grønnstilk gråsisik gråtrost gulerle heilo heipiplerke konglebit krikkand kvartbekka- sin lappiplerke lappspove	orrugl polarsisik ravn rugde rødrev rødstilk rødstrupe rødvingetrost sotsnipe stokkand storfugl strandsnipe svømmesnipe trepiplerke tårnfalk vandrefalk varsler 4	dobbelt- bekka. fjellrype gjøk horndykker lirype 8	lapp- fiskand lappugle stjertand 12	brun- bjørn hubro jerv lapps- anger 16	ulv 20
Meget sannsyn- lig 8	kongeørn sangsvane småspove	Storlom Trane 8	 16	sædgås 24	myrhauk 32	40

Vekting i forhold til forekomst av en art

I Svalbardmodellen la vi på forespørsel fra forvaltningen opp til å gjøre et grovt anslag av forekomst pr art (**Tabell 16**). Sårbarheten til lokaliteten vektet på den måten opp i forhold til forekomsten av en art. Testing i felt vil avgjøre hvor relevant det er å ta inn denne vektingen også for nasjonalparkene. Det er ingenting i veien for å utelukke denne delen av vurderingen, det må bare oppgis tydelig når dette er tatt inn i beregningen, slik at dette tas hensyn til ved eventuell sammenlikning. De øvre kategoriene (6-8) vil trolig ikke være relevante for fjellet (da det er få kolonihekkende arter), men denne kategoriserien kan komme til bruk i seinere vurderinger, så vi har valgt å bruke sammen oppløsning (mer relevant i verneområder som dekker våtmark og kyst).

Vi har lagt opp til en metodikk der hele artsinventaret tas med i sårbarhetsvurderingen, slik vi gjorde det for Svalbard, det kan kanskje synes arbeidskrevende. I og med forvaltningen har laget en liste for «arter med nasjonal forvaltningsinteresse¹», så går det eventuelt an å begrense registreringsarbeidet noe ved bare å fokusere på disse artene. Disse artene framkommer i fet skrift i tabell 17 og 18. Det er da veldig viktig at det kommer fram at denne begrensningen er gjort, for eventuell sammenlikning med andre lokaliteter.

¹<http://www.miljodirektoratet.no/no/Tema/Arter-og-naturtyper/Arter-av-nasjonal-forvaltningsinteresse/Om-Arter-av-nasjonal-forvaltningsinteresse/>

Vekting i forhold til tilgjengelighet for ferdsel

Hvorvidt et område er tilgjengelig for ferdsel er helt avgjørende for hvorvidt menneskelig ferdsel gir forstyrrelseseffekter. For funksjonsområder tas dette hensyn til gjennom plasseringen av enheten i forhold til ferdselen. Vurderingen rundt arters **tilgjengelig** for ferdsel har det samme formålet, men det tas i tillegg hensyn til om hele eller deler av artsforekomsten blir berørt av ferdselen (**Tabell 19**). Noen arter hekker på fast fjell eller klippe, svært lite tilgjengelig for alminnelig ferdsel. Enkelte av vadefuglene er i noen grad også beskyttet av at de hekker i særdeles blaut myr. Ved ferdselslokaliteter der man kan komme i direkte berøring med prioriterte arter vil score høyere i samlet sårbarhet enn områder der arter er mindre tilgjengelig. For Svalbardmodellen fant vi ut at det var fornuftig å angi hvor tilgjengelig artsforekomsten var for ferdsel ut ifra om en hadde mulighet til å gå nærmere enn 30 meter fra individene av arten. Alt som var nærmere enn 30 meter blir ansett som tilgjengelig. Om denne inndelingen fungerer og er relevant for fastlandet må testes ut i felt. Dette fordrer at man har estimater på forekomsten av arten. Det hadde vi f. eks. ikke for vurderingene ved Straumbu (**Vedlegg 1**). Uten estimat på forekomst kan en vurdere å bruke plassering på lik linje som for funksjonsområder (**Tabell 15**).

Tabell 19. Kategorier for vekting av sensitivitet hos arter i forhold til artsforekomstens tilgjengelighet for ferdsel til fots.

Tilgjengelighet for ferdsel til fots		Vekting for beregning av sårbarhet
0	Ikke tilgjengelig	0,10
1	< 10 % av artsforekomsten er tilgjengelig	0,25
2	10-50 % av artsforekomsten er tilgjengelig	0,50
3	> 50 % av artsforekomsten er tilgjengelig	1,00

Bruk av bufferzoner

For å sikre at det tas tilstrekkelig hensyn til arter som ansees hensynskrevende, så har vi lagt opp til å legge bufferzoner rundt hekkelokaliteter og artsobservasjoner, i tråd med forvaltningspraksis for enkelte arter. Det betyr at en vurderer arealets berøring med ferdsel framfor selve punktobservasjonen, som i praksis betyr at flere arter tas med i beregningen av sårbarhet for arter ved ferdselslokaliteten.

Det finnes ikke dekkende kunnskap om hva som er optimale buffersoner på artsnivå, dette burde vært diskutert nærmere i et bredere fagmiljøet. For at dette ikke skal bli for mange ulike buffersoner å holde styr på, så valgte vi i **tabell 20** å angi bufferstørrelser konsekvent i forhold til sannsynlighet for negative effekter av ferdsel og rødliste status (disse harmonerer stort sett med de buffersoner som er angitt i andre sammenhenger, f. eks. for gjess og fjellrev). Buffersonene kan oppfattes som at sannsynligheten for negative effekter av ferdsel er høyere innenfor buffersonene enn utenfor. Avstanden øker da med rødlistekategori (dvs. at man er mest forsiktig for truede dyrearter). En kunne eventuelt tenke seg en mer artsspesifikk oppløsning, men kompleksiteten øker da raskt. En kunne også tenke seg en forenkling som ikke tar høyde for rødlistekategori, men bare sannsynlighet for negative effekter av ferdsel.

Tabell 20. Forslag til buffersoner rundt yngle-/hekkelokaliteter for arter i forhold til deres plassering i sensitivitetsmatrisene (tabell 17 og 18).

	LC Livskraftig 1	NT Nært Truet 2	VU Sårbar 3	EN Sterkt truet 4	CR Kritisk truet 5
Trolig ikke 10 m	10m	20m	30m	40m	50m
Mulig 50 m	50m	100m	150m	200m	250m
Meget sannsynlig 100 m	100m	200m	300m	400m	500m

Basert på erfaringene med utregningene for de to lokalitetene ved Straumbu, fant vi ut at vi måtte justere buffersonen for villrein og noen av rovfuglene. Vi økte buffersonen for villrein til 1000 meter og henholdsvis 500 og 250 meter for kongeørn/hubro og tårnfalk. Dette blir litt i tråd med bruk av «Nødstop» slik vi gjorde for Svalbard; at ekstra høy sårbarhetsscore utløses for spesielt hensynskrevende arter.

4.3.3 Praktisk registrering i felt

Som tidligere nevnt, så er det viktig å hente inn all eksisterende kunnskap om arter og funksjonsområder. Tidligere feltregistreringer basert på denne metodikken bør også være tilgjengelig for de som skal gjøre nye registreringer. Dyreliv må i større grad sees på som akkumulert kunnskap over tid, sammenlignet med registreringen på vegetasjon, særlig mht. den delen av beregningen som bygger på artsregistreringer. Dyreliv vil i større grad også være i kontinuerlig endring. På selve lokaliteten registreres både viktige funksjonsområder og arter.

Areal og plassering av funksjonsområder: Registrering av funksjonsområder (**Tabell 21**) for dyreliv er bygget over samme lest om for sårbare vegetasjonseenheter, med en vektning i forhold til areal og plassering. For hver enhet angis areal og plassering etter den vektinga som ble beskrevet over. Plassering og andel angis ut fra det forhåndsdefinerte området. For rein gjøres det i tillegg en vurdering av status i forhold til om funksjonsområdet brukes av rein. Registrering knyttet til villrein/tamrein vil nok i større grad enn for andre arter gjøre som skrivebordsarbeid, der en samler kunnskap om bruk av funksjonsområdene over tid.

Tegn inn på skisse: Det er lurt å tegne inn plasseringa av funksjonsområdene på kartskissa/flyfoto og gi den samme kode (nummer) både i skjemaet og på kartet. For dyreliv, F1, F2, F3 osv. Dette vil være relevant med tanke på seinere undersøkelser og for å se sammenhengen med sårbarhet for andre fagtema.

Tabell 21. Utkast til skjemarubrikk for registrering av viktige funksjonsområder.

Nr. fra kart	Funksjonsområde	Areal	Plassering ift. ferdsel	Status funksjon (villrein)	Kommentar

Kommentarer: Det er mulig å legge inn kommentarer for enhetene, slik som ekstra opplysninger om plassering og areal, om det er spesielle vanskeligheter, om det er uklar avgrensing, og annet. Dette er opplysninger som kan være nyttig ved senere undersøkelser (for å vurdere eventuell endring) og iverksetting av tiltak.

Nødstopper: På lokaliteter der det er grunn til å vise umiddelbart hensyn, kan en knytte en «varseltrekant» til lokaliteten/arealet, dvs. «der dagens ferdsel på lokaliteten åpenbart har negative effekter på en eller flere sårbare elementer som gjør at forvaltningstiltak er høyst påkrevd i nær fremtid».

Arter: registreres i forhold til om de er observert innenfor ferdselslokaliteten, med et enkelt anslag på antallet som forekommer på lokaliteten i henhold til angitte kategorier (**Tabell 22**). Gjør i tillegg en vurdering av tilgjengelighet pr. art i henhold til angitte kategorier på skjema. Vurder hvor tilgjengelig artsforekomsten er for ferdsel ut ifra om du har mulighet til å gå nærmere enn 30 meter fra individene av arten. Alt som er nærmere enn 30 meter blir ansett som tilgjengelig.

Tabell 22. Utkast til skjemarubrikk for registrering av forekomst og tilgjengelighet av arter.

Nr. fra kart	Sensitivitet til art	Forekomst av art	Tilgjengelighet ift. ferdsel	Kommentar

4.3.4 Beregning av sårbarhet for pattedyr og fugl

Registreringen av funksjonsområdene og artene er gjennom vektingen i forhold til areal, plassering og tilgjengelighet koblet til ferdsel (påvirkningsfaktoren) og dermed kan vi gjøre en sårbarhetsvurdering (jf. begrepene i **Figur 1**). Basert på disse registreringene kan vi regne ut den samlede sårbarheten for ferdselslokaliteten.

Noen lokaliteter har ingen forekomster av sensitive arealer eller arter og får dermed verdien 0. Alle forekomster av viktige funksjonsområder utløser en vekting for både areal og plassering som multipliseres med hverandre, for rein vektet det i tillegg opp for status mht. bruk av funksjonsområdet. Summene pr funksjonsområde adderes til en samlet sum basert på viktige funksjonsområder (se eksempel i **tabell 23**). Forekomster av arter utløser en viktig i forhold til forekomst og tilgjengelighet for ferdsel. Sårbarheten for arten regnes ut ved å multiplisere artens sensitivitet med forekomst, som videre multipliseres med tilgjengelighet. Ved å addere sårbarhetsverdien for alle artene, får man et uttrykk for ferdselslokalitetens sårbarhet basert på artsforekomst (se **tabell 24**). Til slutt summeres de beregnede verdiene for sårbarhet i lokaliteten for funksjonsområder og arter, i dette eksempelet summerer sårbarhetsverdien til 133,2. Denne summen uttrykker den samlede sårbarheten for dyrelivet ved ferdselslokaliteten. Det er foreløpig ikke mulig å sammenligne summene mellom ulike lokaliteter i ulike verneområder. Dette blir først mulig når metoden er brukt på flere lokaliteter, slik at vi får erfaring med variasjonen i sårbarhet (se også **kap. 5**).

Tabell 23. Eksempel på beregning av sårbarhet basert på registrering av funksjonsområder (se teksten for forklaring). Samlet sårbarhet framkommer sammen med summen for art.

TEST Lokalitet					
Nr. fra kart	Funksjonsområde	Areal	Plassering ift. ferdsel	Status funksjon (villrein)	Beregning av sårbarhet
	Trekkvei for rein (vår)	2	4	10	80
	Sommerbeiteområde	4	4	1	16
	Vinterbeiteområde	2	2	1	4
	Randområde	2	1	10	20
	Hekkelokalitet rovfugl	1	3		3
	Rikmyr	2	3		6
SUM					129

Tabell 24. Eksempel på beregning av sårbarhet basert på kartlegging av arter (se teksten for forklaring). Samlet sårbarhet framkommer sammen med summen for funksjonsområder.

TEST Lokalitet					
Nr. fra kart	Art	Sensitivitet til art	Forekomst av art	Tilgjengelighet ift. ferdsel	Beregning av sårbarhet
	Fjellrev	10	1	1	10
	Fjellrype	4	1,5	0,5	3
	Strandsnipe	8	1,5	0,1	1,2
SUM					14,2

Beregningen av sårbarhet kan forenkles ved å ikke inkludere alle steg av vekting, eller også velge å gjøre beregningen bare basert på funksjonsområder eller arter. Det må da framkomme tydelig hvilken vektig som er brukt og om arter er registrert eller ikke. Som det framkommer av innledningen til dette delkapitlet, har imidlertid både funksjonsområder og arter alene sine svakheter, noe vi har forsøkt å kompensere for ved å legge opp til en metode som benytter både funksjonsområder og arter.

For å beregne sårbarheten for ferdsel oppdelt på **sesong**, som vi har lagt opp til for den delen av sårbarhetsvurderinga som bygger på kartlegging av funksjonsområder, så kan en for sesong gjøre beregningen basert på funksjonsområder som er ansett som sensitive vinter og/eller sommer (jf. **tabell 11** og **12**). For eksemplet over, ville det bety at sårbarhet for ferdsel vinterstid (februar til mai) summerer til 107, (**Tabell 25**), mens sårbarhet for ferdsel i barmarksesongen summerer til 45 (**Tabell 26**),

Tabell 25. Eksempel på beregning av sårbarhet basert på registrering av funksjonsområder, tabell 23, avgrenset til vintersesong (februar til mai).

TEST Lokalitet					
Nr. fra kart	Funksjonsområde	Areal	Plassering ift ferdsel	Status funksjon (villrein)	Beregning av sårbarhet
	Trekkvei for rein (vår)	2	4	10	80
	Vinterbeiteområde	2	2	1	4
	Randområde	2	1	10	20
	Hekkelokalitet rovfugl	1	3		3
SUM					107

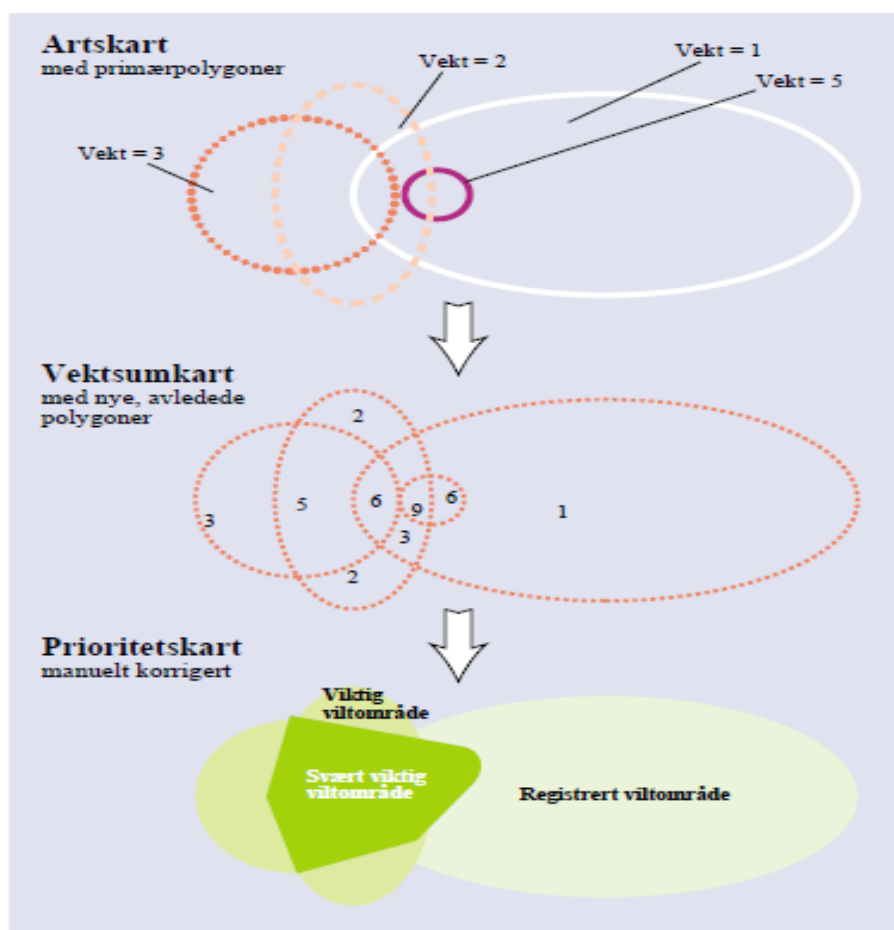
Tabell 26. Eksempel på beregning av sårbarhet basert på registrering av funksjonsområder, tabell 23, avgrenset til barmarksesong (juni-oktober).

TEST Lokalitet					
Nr. fra kart	Funksjonsområde	Areal	Plassering ift ferdsel	Status funksjon (villrein)	Beregning av sårbarhet
	Sommerbeiteområde	4	4	1	16
	Randområde	2	1	10	20
	Hekkelokalitet rovfugl	1	3		3
	Rikmyr	2	3		6
SUM					45

Som for vurderingen over, er det vanskelig for oss å vurdere hvordan denne tilnærmingen med oppdeling av sesong vil fungere i praksis enda. Uttesting vil gi grunnlag for å vurdere dette nærmere.

Beregning av sensitivitet for arealdekkende data

For å få en samlet sensitivitetsberegning for arealdekkende på dyreliv, kan en benytte samme framgangsmåte som beskrevet i Viltkartleggingshandboka (DN-handbok nr. 11, se figur under). Arealene innenfor buffersonene angis da med artens sensitivitetsscore. For overlappende buffersoner adderes sensitiviteten opp til å uttrykke den samlede sensitiviteten for dyreliv for det nye arealet. Jo flere overlappende buffersoner jo høyere score for sensitivitet. Her vektes ikke områdene for ferdselen, slik vi gjør i beregningene på enkelt lokaliteter.



Figur 5.2. Sammenveing av artenes funksjonsområder til vektsumkart og prioriterte områder.

5 Samlet sårbarhetsvurdering, grunnlag for prioritering

Framgangsmåten som er beskrevet i **kapittel 4** gir grunnlag for å tallfeste beregnet sårbarhet for ferdselslokaliteten/ene separat for hvert tema. For både vegetasjon og dyreliv er null laveste skår, mens maksimumsskåren varierer mellom temaene. Tallene som framkommer for hvert tema er relative, så lokaliteter med høyere skår er mer sårbare enn lokaliteter med lav skår.

Sårbarhetsverdien kan ikke direkte sammenliknes mellom tema. Men for å kunne se fagtemaene i sammenheng foreslår vi å gruppere sårbarhetsnivået i tre kategorier, slik vi gjorde det i Svalbardmodellen (Hagen m.fl. 2014a):

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.

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 eller systematisk brukerundersøkelse), sammen med kunnskap om dagens bruk vil gi forvaltningsmyndighetene et grunnlag for å vurdere behov for eventuelle tiltak.

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 vil være relevant kunnskap før forvaltningsmyndighetene tar beslutning om tiltak.

	Robust lokalitet	Middels sårbar lokalitet	Sårbar lokalitet
Vegetasjon			
Dyreliv			

Kategoriseringen gir grunnlag for å prioritere de områdene som har størst behov for forvaltnings-tiltak. Grensene mellom Robust, Middels sårbar og Sårbar lokalitet er ikke absolutte. Etter hvert som sårbarhetsmodellen for verneområdene blir prøvd ut, vil vi kjenne spennvidden innenfor de ulike temaene. Uansett, kategoriseringen med skilleverdier mellom de tre klassene må være fleksibelt og settes fra gang til gang, avhengig av forvaltningens mål og strategier i forvaltningen av verneområdet og hensikten med registreringen. Registreringen kan f.eks. poengtere aktuelle tiltak eller og være grunnlag for å lage retningslinjer for ferdsel (f. eks. områdespesifikke guide-lines på Svalbard).

Sårbarhetsmodellen for verneområdene i fjellet er foreløpig bare et teoretisk forslag. Erfaringene med sårbarhetsmodellen fra Svalbard tilsier at metoden bør testes ut grundig med praktiske feltregistreringer før den tas i bruk, se også **Vedlegg 1** som oppsummerer erfaringene fra befaringen på Straumbu, hvor vi prøvde ut metodikken på tre lokaliteter.

Nytt i forhold til Svalbardmodellen, er at vi i forbindelse med feltbefaringa på Straumbu har prøvd å demonstrere hvordan tiltak kan redusere sårbarheten ved lokaliteten. Gjennom tiltak går en direkte inn og modifiserer påvirkningen, se **Figur 1a, b**. Tiltak for å redusere påvirkningen får da direkte følger på effekten av ferdselen. Tiltak for å redusere sårbarhet kan ha mange fasetter fra å legge om en sti for å ta hensyn til en sensitiv rovfugl lokalitet til å steinsette en stil for å hindre erosjon og skade på terreng og vegetasjon.

6 Erfaringer fra feltbefaring ved Straumbu (Vedlegg 1)

Feltbefaringa på vegetasjon fra Straumbu var svært nyttig for arbeidet med tilpasning av sårbarhetsmodellen til fastlandet. Det konseptuelle med Svalbardmodellen fungerer godt, men feltbefaringa synliggjorde noen ekstra utfordringer spesielt med *lokalitetsavgrensning* og med vektingen av *plassering* av sensitive arealer. Det var også nødvendig å supplere med en ny sensitiv enhet både på vegetasjon (hei dominert av lyse lavmatter) og dyreliv (utvekslingsområde for villrein).

Beregningene på dyreliv ga noen viktige justeringer av metodikken. Eksisterende data gir ikke grunnlag for å bruke den fulle modellen, men så lenge vektingen gjøres konsistent innen arten og mellom lokaliteter, så gir beregningen med tallverdiene et konsistent sammenlikningsgrunnlag for ferdselslokaliteter innenfor samme nasjonalpark. Konseptet ser ut til å fungere godt også for dyreliv. Det er imidlertid umulig for oss å vurdere om det eksisterende kunnskapsgrunnlaget er dekkende for «Innfallsport Straumbu», slik sett så kan ikke sårbarhetsvurderingen ansees som endelig. Vurderingene for dyreliv vil i større grad enn for vegetasjon være basert på akkumulert kunnskap over tid.

7 Referanser

- 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.
- CBD (Secretariat of the Convention on Biological Diversity) 2010. *Global Biodiversity Outlook 3*. Montréal, 94 s.
- Cooney, R. 2004. The precautionary Principle in Biodiversity Conservation and Natural Resource Management: An issue-paper for policy makers, researchers and practitioners. IUCN.
- 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>
- Direktoratet for naturforvaltning 2007. Kartlegging av naturtyper - Verdisetting av biologisk mangfold. DN-håndbok 13, 2.utgave 2006 (oppdatert 2007). 340 s.
- Direktoratet for naturforvaltning, 2000. Viltkartlegging. - DN-håndbok 11. 110 s.
- Eide, N., Evju, M. Hagen, D., Blumentrath, S. Wold, L.C., Fangel, K. & Gundersen, V. 2011. Pilotprosjekt bevaringsmål i store verneområder. Utvikling av metoder for å overvåke kvalitetsmål i store verneområder – tema fjell og landskap. - NINA Rapport 652. 147s.
- Emmelin, L. 1997. Turism – Friluftsliv – Naturvård. Ett triangeldrama. rapport 1997:1, Mitthögskolan, Institutionen för Turismvetenskap, Karlstad.
- Evju, M., Hagen, D., Blumentrath, S. & Eide, N. E. 2010. Verdi- og sårbarhetsvurdering i Børgefjell nasjonalpark – med spesiell fokus på utvalgte lokaliteter og utfordringer knyttet til ferdsel. NINA Rapport 543. 111 s.
- Erikstad, L., Bakkestuen, V., Hanssen, F., Stabbetorp, O.E., Evju, M. & Aarrestad, P.A. 2009. Evaluering av landsdekkende satellittbasert vegetasjonskart. - NINA Rapport 448. 77 s.
- Erikstad, L., Strand, G.-H., Bentzen, F. & Salberg, A.-B. 2011. Arealrepresentativ overvåking basert på fjernanalyse. Flyfototolkning i fjell og myrnatur. - NINA Rapport 743. 44 s.
- Erikstad, L., Blumentrath, S., Bakkestuen, V., Halvorsen, R. 2013 Landskapstypekartlegging som verktøy til overvåking av arealbruksendringer. NINA Rapport 1006: 41 s.
- Framstad E (red.). 2015. Naturindeks for Norge 2015. Tilstand og utvikling for biologisk mangfold. – Miljødirektoratet Rapport M-441 I 2015. 123 s.
- Graefe, A., Kuss, F. R. & Vaske, J. J. 1990. Visitor impact management: The planning framework. National Parks and Conservation Association, Washington, DC. 105 s.
- Graham, R. & Lawrence, R. (eds). 1990. Towards serving visitors and managing our resources—proceedings of a North American workshop on visitor management in parks and protected areas. University of Waterloo, Waterloo, Ontario. 520 s.
- Gundersen, V., Andersen, O., Kaltenborn, B.P., Vistad, O.I. & Wold, L.C. 2011. Målstyrt forvaltning. Metoder for håndtering av ferdsel i verneområder. - NINA Rapport 615. 107 s.
- Gundersen, V. & O. Strand. 2014. Arealforvaltning i villreinområder: Fra gagn og ugagn til adaptive løsninger. Tidsskriftet Utmark 1&2&S 2014. Fagfellevurdert artikkel. Akseptert 6.1. 2015
- Gundersen, V., L. C. Wold og O. I. Vistad. 2014. Karaktertrekk ved de besøkende til innfallspor i Rondane og Dovre nasjonalparker. - NINA Minirapport 522. 42 s.
- Gundersen, V., Mehmetoglu, M., Vistad, O. I. & O. Andersen. 2015. Linking visitor motivation with attitude towards management restrictions on use in a national park. *Journal of outdoor recreation and tourism* 9: 77–86.
- Henriksen S. og Hilmo O. (red.) 2015. Norsk rødliste for arter 2015. Artsdatabanken, Norge
- Hagen, D., Eide, N.E., Fangel, K., Flyen, A.C. & Vistad, O.I. 2012. Sårbarhetsvurdering og bruk av lokaliteter på Svalbard. Sluttrapport fra forskningsprosjektet "Miljøeffekter av ferdsel". - NINA Rapport 785. 110 s + vedlegg.

- Hagen, D. Eide, N.E., Flyen, A.-C., Fangel, K. og Vistad, O.I. 2014a. Håndbok i sårbarhetsvurdering av ilandstigningslokaliteter på Svalbard, NINA Temahefte 56. 63 s.
- Hagen, D., Systad, G.H., Eide, N.E., Vistad, O.I., Stien, A. Erikstad, L., Moe, B., Svenning, M., & Veiberg, V. 2014b. Sårbarhetsvurdering i polare strøk. Gjennomgang av begrep og metoder. – NINA Rapport 1045. 53 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. <http://www.artsdatabanken.no/ThemeArticle.aspx?m=52&amid=3903>. Artsdatabanken, Trondheim. 17 s.
- Halvorsen, R., Bryn, A., Erikstad, L. & Lindgaard, A. 2015. Natur i Norge - NiN. Versjon 2.0.0. Artsdatabanken, Trondheim (<http://www.artsdatabanken.no/nin>).
- Haukland, J. V., Daugstad, K. & O. I. Vistad. 2011. Harmony or conflict? A focus group study on traditional use and tourism development in and around Rondane and Jotunheimen national parks in Norway. *Scandinavian Journal of Hospitality and Tourism* 11: 13-37.
- Haukland, J. V., Grue, B. & K. Veisten. 2010. Turning national parks into tourism attraction: Nature orientation and quest for facilities. *Scandinavian Journal of Hospitality and Tourism* 10: 248-271.
- Haukeland, J. V. & Lindberg, K. 2001. Bærekraftig reiselivsforvaltning i naturområder. TØI rapport 550/2001.
- IUCN, 2005. The Precautionary Principle Project. (Accessible on the internet at www.pprinciple.net)
- Koppen, G., Sang, Å.O. & Tveit, M. S. 2014. Managing the potential for outdoor recreation: Adequate mapping and measuring of accessibility to urban recreational landscapes. *Urban Forestry & Urban Greening* 13 (1): 71-83.
- Krange, O., Haaland, H. Berg, S. K. & Erikstad, L. Friluftsliv og bruk av utearealer i Groruddalen, Oslo, pp. 8-19. i: Skogen, K. & Jonsson, B. (red) 2009. Friluftsliv i endring. Felles strategisk instituttprogram mellom NINA, NIBR og NIKU 2004-2008. - NINA Temahefte 38. 31 s
- Lindgaard, A. & Henriksen, S., red. 2011. Norsk rødliste for naturtyper 2011. Artsdatabanken, Trondheim. 112 s.
- MEA (Millennium ecosystem assessment) 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
- Miljødirektoratet 2015. Veileder for besøksforvaltning i norske verneområder. Rapport M-415 | 2015. 42s.
- Miljødirektoratet 2015b. Planlegging og gjennomføring av brukerundersøkelser i norske nasjonalparker og øvrige verneområder. Rapport M-416 | 2015. 16 s.
- Odden, A. 2008. Hva skjer med norsk friluftsliv? En studie av utviklingstrekk i norsk friluftsliv 1970-2004. Dr.avhandling. - NTNU.
- Panzacchi, M., Moorter B. van, Gundersen, V. & Strand, O. Under arbeid. Trail Crossing and threshold value for wild reindeer in Norway. Manuscript.
- Payne, R. J. & Graham, R. 1993. Visitor planning and management in parks and protected areas. Pp. 185-210 In: Deardon, P. & Rollins, R. (eds.) Parks and protected areas in Canada: Planning and management. Oxford University Press, Toronto, Ontario.
- Schneider, I., Anderson, D. & Jakes, P. 1993. Innovations in recreation management: Importance, diffusion, and implementation. U.S.D.A. Forest Service. 12 s.
- Scott, S.V. 2008. How Cautious is Precautious?: Antarctic Tourism and the Precautionary Principle. *International and Comparative Law Quarterly*, Shorter Articles, Comments and Notes 50 (4): 963-971.
- Strand, O., Gundersen, V., Panzacchi, M., Andersen, O., Falldorf, T., Andersen, R., Van Moorter, B., Jordhøy & K. Fangel. 2010. Ferdsel i villreinens leveområder. Norsk Institutt for naturforskning. NINA-Rapport 551. 101 s.

- Strand, O., Flemsæter, F., Gundersen, V. & Rønningen, K. 2013. Horisont Snøhetta. - NINA Temahefte 51. 99 s.
- Strand, O., Gundersen, V., Jordhøy, P., Andersen, R., Panzacchi, M. & Van Moorter, B. 2014. Villrein og ferdsel i Rondane. Sluttrapport fra GPS-merkeprosjektet 2009-2014. NINA Rapport 1013. 160s.
- Vistad, O. I. 1995. I skogen og i skolten - Ein analyse av friluftsliv, miljøoppleving, påverknad og forvaltning i Femundsmarka, med jamføringar til Rogen og Långfjället. Dr.gradsavhandling i geografi, Universitetet i Trondheim.
- Vistad, O.I. & Nerhoel, I. 2012. Registrering av bilistars ferdsel ut frå raste- og parkeringsplassar langs Nasjonal Turistveg over Valdresflye. Ein innleiande observasjonsstudie. NINA Minirapport 400. 17 s.
- Vistad, O.I., Gundersen, V. & Wold, L.C. 2014. Brukerundersøkelser i Hallingskarvet og Varangerhalvøya nasjonalparker, sommeren 2014. NINA rapport 1109. 53 s + vedlegg.
- Vorkinn, M. 2011. Bruk og brukere i Jotunheimen 1992, 2002 og 2010. Dokumentasjonsrapport. Fylkesmannen i Oppland, miljøvernavdelingen. Rapport 07/11. 96 sider.
- Vorkinn, M. & Lindberg, K. 2003. Forvaltningsplanlegging for naturbasert reiseliv og rekreasjon. s 269–197 I: Viken, A. Turisme: Miljø og utvikling. Gyldendal Akademisk. 319 s.
- Wall-Reinius, S. & L. Bäck. 2011. Changes in visitor demand: Interyear comparisons of Swedish hikers` characteristics, preferences and experiences. Scandinavian Journal of Hospitality and Tourism 11: 38-53.
- Wold, L.C., Gundersen, V. & K. Fangel. 2014. “Å, nå telte han deg også” – er det noe vits da? Tidskriftet Utmark 1&2&S 2014. Fagfellevurdert artikkel. Akseptert 19.12. 2015.

8 Vedlegg

Vedlegg 1 Notat sårbarhetsvurdering ved Straumbu

Tilpasning av metodikk for sårbarhetsvurdering i nasjonalparker

Case: Innfallsporten til Rondane fra Straumbu

Nina E. Eide, Dagmar Hagen, Kirstin Fangel og Vegard Gundersen, NINA

1. Bakgrunn

NINA har utviklet metodikk for sårbarhetsvurdering av ilandstigningssteder for ferdsel på Svalbard (Hagen m. fl. 2012/NINA-Rapport 785 og Hagen m. fl. 2014/ «Håndbok for sårbarhetsvurdering av ilandstignings-lokaliteter på Svalbard»/NINA-Temahefte 56). Kjennskap til hovedtrekkene i metodikken er en forutsetning for å forstå sårbarhetsvurderingen og tilhørende kommentarer for Straumbu som beskrives i dette notatet.

Miljødirektoratet ønsker å videreutvikle sårbarhetsmetodikken og tilpasse den til ferdsel i nasjonalparker i fjellet. NINA fikk i fjor i oppdrag å foreslå en slik tilpasning. Dette arbeidet rapporteres til Miljødirektoratet høsten 2015 (NINA rapport 1191, *in prep.*). Vi har valgt å la referansen til rapporten stå *in prep* for å understreke at vurderingene for Straumbu ble gjort da rapporten var under justering. Arbeidet som presenteres i rapporten tar utgangspunkt i Svalbardmodellen og gjør en teoretisk gjennomgang med sikte på å fange opp relevante vegetasjonstyper, naturtyper og ulike arter av pattedyr og fugler samt deres funksjonsområder. I tillegg problematiseres avgrensing av «lokaliteter» ut fra at ferdselsmønsteret i nasjonalparkene er svært forskjellig fra det som ble studert på Svalbard.

Det er nødvendig med uttesting av metodikken i felt i ulike fjellområder, før metoden kan tas i bruk som et verktøy i forvaltningen på fastlandet. NINA rapport 1191 (*in prep*) er et første steg for å tilpasse Svalbard-modellen til fastlands-Norge. Som første del av dette arbeidet ble det gjort ei feltbefaring og kunnskapssammenstilling med utgangspunkt i Straumbu sommeren 2015. «Innfallsport Straumbu» ble valgt som første «testområde» for sårbarhetsmodellen, fordi Rondane inngår i Pilotprosjektet for besøksstrategi for verneområder. Områdene nært «Innfallsport Straumbu» ligger i sin helhet innenfor etablerte verneområder; Mylding naturreservat, Atnsjømyrene naturreservat og Rondane nasjonalpark.

Rondane-Dovre nasjonalparkstyre og Statens vegvesen ved nasjonale turistveier har sett på muligheten for å tilrettelegge for en car-walk fra parkeringsplassen på Straumbu og inn til toppen av Brattbakken (ca. 1 km), samt tilrettelegge for et utkikkspunkt på toppen av Brattbakken.

For denne første felt-testen ble NINA og Miljødirektoratet enige om at feltbefaringa på Straumbu skulle ha fokus på naturtyper og vegetasjon, mens vi for dyreliv skulle samle eksisterende data, og vurdere hvorvidt disse er egnet og tilstrekkelig for en sårbarhetsvurdering knyttet til dyreliv.

2. Målet med feltbefaringa

Hovedmålet med feltbefaringa var et første steg i uttesting av den foreslåtte metodikken og basert på det gjøre eventuelle justeringer av utkast til metodikk (NINA rapport 1191, *in prep*, oversendt utkast til Miljødirektoratet desember 2014). I tillegg var det et ønske fra forvaltningen at vi skulle ha et ekstra blikk på mulige forvaltningstiltak i Brattbakken og nærområdet til Straumbu.

3. Gjennomføring av feltbefaring og innhenting av eksisterende data på vegetasjon

Befaring ble gjennomført 6.-7. juli 2015 og følgende områder ble sårbarhetsvurdert: 1. området fra parkeringsplassen ved Straumbu via Brattbakken (og noen sidestier i området rundt Brattbakken) 2. fra Brattbakken og inn til Bjørnhollia, og 3. fra Bjørnhollia ned til Fagervoll (se kart i Figur 2). Dagmar Hagen fra NINA hadde det faglige ansvaret for feltarbeidet og sårbarhetsvurderingen på vegetasjon. I tillegg deltok Therese Ruud fra Miljødirektoratet, nasjonalparkforvalter Raymond Sørensen fra Rondane nasjonalpark og Finn Bjørnmyr fra SNO (første dag) som lokale kjente ressurspersoner og diskusjonspartnere. Det ble ikke gjort systematiske søk etter rødlistearter under feltbefaringa.

Kartgrunnlaget i rapporten er sammenstilt av Lars Rød-Eriksen, NINA

4. Sammenstilling av eksisterende datagrunnlag for dyreliv

For dyreliv ble det ikke gjort registreringer i felt. Her er det utelukkende sammenstilt eksisterende data for området.

Raymond Sørensen har bistått oss i å få tak i kartfestet informasjon om dyrelivet i området. Blant annet sørget han for å få tatt ut data fra **InnlandsGIS** (et samarbeid mellom Fylkesmannen i Hedmark og Oppland om tilrettelegging av blant annet Naturbasedata). Miljødirektoratet ved Pål Theodorsen hentet i tillegg ut sensitive data (arter og habitat) fra **Naturbasen**. Vi har også hentet ut data fra **Rovbasen** (kongeørn, jerv og fjellrev), samt data fra **Artsobs**.

Vi fikk tilsendt rapporten «Rondane nasjonalpark. Sårbarhet for fugl. Rapport nr.30. Kistefos Skogtjenester» (Høitomt og Opheim 2014). I rapporten var ikke hekkelokalitetene stedfestet, og forvaltningen hadde heller ikke tilgang til disse dataene. Etter direkte kontakt med Høitomt fikk vi tilgang på koordinatfestet informasjon for tre hekkelokaliteter knyttet til områdene rundt Straumbu.

Besøkslokalitetene ligger i praksis i sin helhet innenfor det som er definert som nasjonalt villreinområde i Regional plan for Rondane og Sølknkletten (Fylkeskommunen 2014). NINA har hatt et stort forskningsprosjekt på villrein og ferdsel i Rondane som har pågått siden 2009 (Strand m.fl. 2014), og omfattende forskning i mange år er oppsummert i en kunnskapsstatus fra 2008 (Jordhøy m.fl. 2008). Grense for villreinområdet er tatt fra Naturbasen. I tillegg er data fra radiomerket villrein tatt direkte inn i kartgrunnlaget.

Vi fikk tilgang til flere rapporter som omhandlet fuglelivet i Atnasjømyrene naturreservat. Dette området faller imidlertid utenfor de definerte lokalitetene og er derfor ikke tatt med i datagrunnlaget presentert her.

All relevant stedfestet informasjon om dyreliv, som kan brukes inn i vårt modelloppsett, er samlet og brukt som grunnlag for våre sårbarhetsvurderinger i dette notatet. Den stedfestete informasjonen er presentert på kart (Figur 1).

5. Sårbarhetsvurdering med kommentarer²

Lokalitetsavgrensning

Lokaliteten var klart avgrenset av forvaltningsmyndighetene før befaringa. Hovedfokus skulle være på strekningen Straumbu til toppen av Brattbakken (Lokalitet I). Her inngikk også sidestier og aktuell strekning for en eventuell rundtur (se Figur 1). I tillegg skulle strekningen videre inn til Bjørnholia vurderes (Lokalitet II) ettersom det på sikt kan forventes økt ferdsel også her. For å fange opp en større variasjon med hensyn til uttesting av metodikken for vegetasjon ble også strekningen fra Bjørnholia og ned til Fagervoll befart (Lokalitet III). Det var hensiktsmessig å dele inn området i tre lokaliteter som har ulike utfordringer og ulike typer bruk (dagens og framtidig). Generell vurdering - metodikk:

- Tidligere har metodikken vært mest brukt i relativt små områder; ilandstigningslokaliteter fra kystcruisebåt på Svalbard. I nasjonalparkene på fastlandet går ferdselen gjerne langs stier og over større areal. Dette skiller seg vesentlig fra ilandstigningslokaliteter på Svalbard. I verneområdene må det gjøres et grundig arbeid på å definere lokaliteten/e i forkant av registreringene. Det er lokaliteten som er selve enheten vi gjør sårbarhetsvurderingen for. Det kan være ulike hensyn og valg som legges til grunn for avgrensningen. Kunnskap om dagens og framtidig ferdsel er en svært viktig faktor her. Erfaringene fra lokale aktører som kjenner hvordan områdene brukes er viktig å hente inn i forkant, slik at det er enighet om hvordan lokaliteten skal forstås.
- Under arbeidet med å utvikle metodikken har det vært sentralt at sårbarhetsvurdering kan brukes for å sammenlikne alternative lokaliteter for framtidig bruk. F. eks. i forbindelse med planlegging av besøksstrategier for verneområdet, hvor flere innfallsporter vurderes opp mot hverandre. Hvor egnet metodikken er for nettopp det er foreløpig ikke testet ut. Når flere lokaliteter vurderes ved en innfallsport, som det er gjort i vårt eksempel i Straumbu, er ikke lokalitetene alternativer, men de henger sammen geografisk og kronologisk. Her er det altså ikke sammenlikning mellom lokalitetene som er poenget, men heller å se hvilke punkter langs en samlet strekning som er mest sårbare.

Ferdsel på lokaliteten

På Straumbu er det etablert parkeringsplass og et informasjonspunkt med kaffesalg og toalett som er åpent gjennom sommerhalvåret. P-plass Straumbu blir ikke brøytet vinterstid. Like ved parkeringsplassen er det bru over Atna-elva. Dette er også inngangsporten for fotturer inn mot Rondane fra østsida. Straumbu ligger ved Nasjonal turistveg Rondane og Statens Vegvesen har planer for utvikling av stedet med mulighet for lett tilgjengelig kort fottur inn mot nasjonalparken. Dersom disse planene blir realisert kan det forventes stor ferdselsøkning i nærområdet til Straumbu og kanskje også på sikt inn til større deler av Rondane fra øst.

I dag er det ca. 2500 personer som går over brua og innover langs T-merka sti i perioden fra 1. juli til 1. oktober. Data fra ferdselstelleren viser at det har vært liten ferdsel i området utenom høysesongen, med unntak av at ferdselen tar seg opp i juni. Det forventes en stor økning i trafikkmengde frem til utsiktspunktet på toppen av Brattbakken, dersom en car-walk blir etablert. Dette er et tilbud som mange vil etterspørre: Kort tur til en attraksjon som er godt tilrettelagt (skilt, merking, informasjon, kart osv.). Attraksjonen ligger langs nasjonal turistveg med stor turisttrafikk som etterspør denne type tilbud av korte car-walks. Vi ser allerede i dag et trafikken inn fra Straumbu er sterkt preget av turisttrafikk: det er mange førstegangsbesøkende, de går ofte i grupper og de besøkende ønsker sterk grad av tilrettelegging (Gundersen m.fl. 2014).

² Disposisjonen følger oppbygginga av «Håndbok for sårbarhetsvurdering» (NINA Temahefte 56). For hvert tema har vi kommentert metodikken og registreringene i forhold til behov for justeringer / tilpasninger.

Det er uklart hva en slik satsning vil medføre av endringer i mengde ferdsel på eksisterende infrastruktur i området og i terrenget for øvrig. Vi har derfor ikke kunnet ta høyde for framtidige endringer i området. Attraksjonen som etableres «drar» til seg et helt nytt segment av besøkende: de som ønsker å gå en kort tur til en attraksjon det er lett å finne fram til. I utgangspunktet er dette et segment av besøkende som i hovedsak kommer i tillegg til de som bruker området i dag, og økningen vil være veldig konsentrert til den tilrettelagte delen. Utsiktspunktet er på toppen av en rande, det er flatt videre innover, og en del vil trolig bli fristet til å følge T-merket sti videre inn mot Bjørnhollia. Dette gjelder også en del som vil se etter mulighet for rundturer – spesielt turen til Bjørnhollia - Musvoldsætra og ut igjen til Straumbu kan bli mer aktuell. I tillegg vil det trolig utvikle seg tråkk og umerkede stier mot elvekløftene langs Stormydingi. Man kan heller ikke se bort ifra at en del flere «har lyst» til å komme igjen for å gå lengre turer i området ved en senere anledning. Dette er alle forhold som vil trekke flere folk inn i fjellet på sikt.



Stien i Brattbakken. Foto: Vegard Gundersen, NINA

6. Registrering og sårbarhetsvurdering av vegetasjon

Sensitive enheter for vegetasjon

Arbeidet med tilpasning av metodikken pågår. Det er behov for å definere noen flere enheter enn det som er brukt på Svalbard. En ny enhet ble tatt i bruk på Straumbu og for oversiktens del viser vi de enhetene vi hadde inkludert i modellen da vi gjorde feltbefaringen (i den endelige rapporten synliggjøres også koblingen til NiN for hver enhet).

Sensitive enheter for vegetasjon
Eksponert rabb
Bratt skråning med fint substrat
Brink/bratt skrent
Myr eller annet fuktig område med vegetasjonsdekke
Bratt skråning med vegetasjon
Spredt vegetasjon på fint substrat
Hei med totaldominans av lyse lavarter
Forekomst av rødlisteart/rødlista naturtype

Klassifisering av AREAL og PLASSERING for sensitive enheter for vegetasjon

Arbeidet med modifisering og tilpasning av metodikken er ikke fullført, men erfaringene fra feltbefaringen har ført til at vi har gjort noen justeringer som har direkte betydning for klassifisering på Straumbu. Følgende klasser og vekting er brukt for å beregne sårbarhet for vegetasjon:

AREAL (hvor stor andel av lokaliteten dekker enheten)	Vekting
Et / noen få små områder	1
Mange små områder	2
Et stort område	3
Flere store områder	4
Enheten dekker det meste av lokaliteten	5

PLASSERING (hvor er enheten plassert i forhold til dagens ferdsel)	Vekting
På en eller hver side av veldefinert sti	0,1
Utenfor /perifert i lokaliteten	1
Inntil/nær der dagens ferdsel foregår	3
På / i området der dagens ferdsel foregår	5

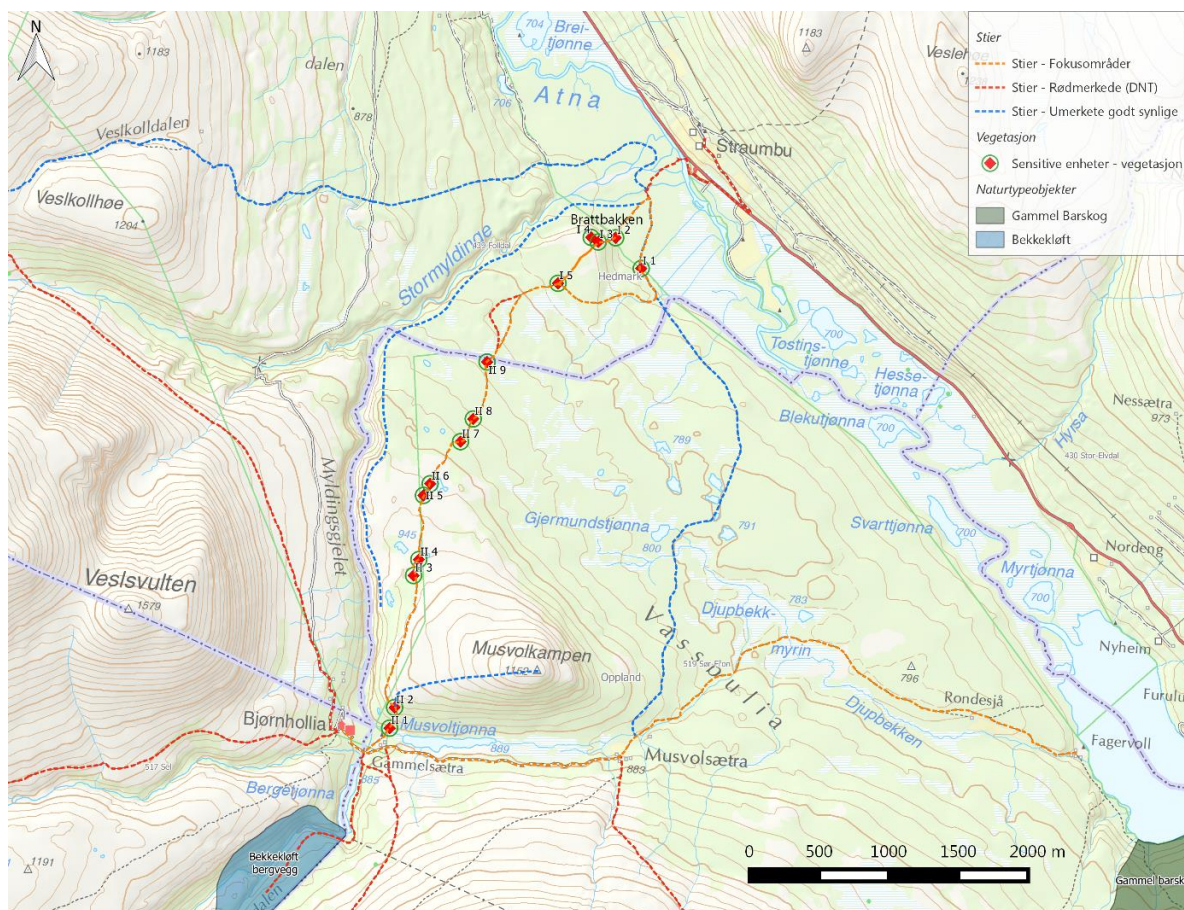
I og med det er en fordel med konsistent metodikk mellom fagtemaene, så er dette også justert tilsvarende for dyreliv.

Sårbarhetsvurdering for tre lokaliteter – vegetasjon

På feltbefaringen ble tre områder sårbarhetsvurdert etter den justerte metodikken (beskrevet over). Ettersom arbeidet med å utvikle metoden fortsatt pågår må tallene og detaljer som presenteres her betraktes som foreløpige. Vi mener imidlertid at de gir et fornuftig bilde av situasjonen og kan være relevant innspill for videre forvaltning (Figur 1).

For to av lokalitetene er det også gjort sårbarhetsvurdering gitt konkrete forvaltningstiltak (de høyre kolonnene med brun skrift). Som det framkommer i tabellene er de sensitive enhetene fortsatt de samme, men tiltakene fører til at ferdsele i mindre grad påvirker vegetasjonen.

Som vanlig i mange fjellområder er det svært begrenset med eksisterende, stedfesta data om planter og sopp fra området rundt Straumbu og innover mot Bjørnholli. Søk i Artskart.no viser at det finnes noen innsamlinger av typiske og vanlige karplanter og moser fra 1930 og 1940-tallet i, noen observasjoner fra Atnsjømyrene på 1970-tallet, men ingen rødlistearter. Så er det samlet en del lav og sopp i området rundt Straumbu, det aller meste på 1970-tallet og det er funnet noen rødlistearter av sopp i kulturlandskapet ved Myldingtjørni i 2006. Dette er ikke arealer som er i direkte kontakt med stiene vi har gått opp, men vil naturlig inngå i en totalvurdering av naturkvalitetene i området.



Figur 1. Kartutsnittet viser forekomster av sensitive enheter for vegetasjon og spesielle naturtypeobjekter (hentet fra Naturbase og Artsobs) innenfor «Innfallsport Rondane - Straumbu».

Lokalitet I: Fra Straumbu til toppen av Brattbakken

Strekningen går fra parkeringsplassen på Straumbu, over brua, gjennom furuskogen bort til bunnen av Brattbakken. Bakken går gjennom glissen furuskog med lav og har stedvis svært kraftig slitasje og erosjon. På toppen av bakken er det ei flate dominert av lyng og lyse lavmatter som

er preget av slitasje akkurat der stien kommer opp. Videre går det en tydelig sti (tidligere kjørespor) innover og det er mulig å ta over ned mot øst etter noen hundre meter og returnere til furuskogen innenfor brua og gjøre dette til en rundtur.



Tabell 1. Sårbarhetsvurdering lokalitet I – vegetasjon

Fra Straumbu til Brattbakken (inkludert sidestier)					Med tiltak (boardwalk / klopper)		
Nr på kart	Sensitiv enhet	Areal	Plasering ift ferdsel	Areal x plasering	Areal	Plasering ift ferdsel	Areal x plasering
I - 3	Ekspionert rabb	3	5	15	3	3	9
I - 2,3	Bratt skråning med fint substrat	4	5	20	4	0,1	0,4
I - 1	Myr/fuktig område med vegetasjon	2	5	10	2	5	10
I - 4	Bratt skråning med frodig vegetasjon	2	0,1	0,2	2	0,1	0,2
	Hei med totaldominans av lyse lavarter	3	0,1	0,3	3	0,1	0,3
	SUM for lokaliteten			45,5			19,9

Lokaliteten har høy sårbarhet, fordelt på fire ulike typer sensitive enheter (Tabell 1). Det er to enheter som gir den høye sårbarheten; Den eksponerte rabben på toppen av Brattbakken ligger akkurat der de fleste som kommer opp vil stoppe og nyte utsikten og kanskje ta en rast. Og så er det selvfølgelig selve Brattbakken som utgjør en stor og sentral del av lokaliteten som folk må passere gjennom for å komme til toppen.

Det vil kreve relativt omfattende tilretteleggingstiltak for å redusere sårbarheten i lokaliteten. Det må gjøres i de to mest utløsende enhetene og redusere påvirkning på vegetasjon. A) For å fjerne påvirkningen på vegetasjonen og terrenget opp bakken trengs det trolig en oppbygd trapp/boardwalk som forankres i bakken med pæler. Det må i tillegg vurderes å gjøre tiltak for å hindre forverring av den erosjonen som foregår allerede i dag, for eksempel grunnarbeid for å lede bort vannet og/eller restaurering av vegetasjonsdekket. B) Arealet på toppen av bakken er allerede svært slitt og ved økt ferdsel kan det forventes at et større areal blir påvirket. Her er nok det mest åpenbare tiltaket en eller annen form for gjerde eller fysisk markering i terrenget for å avgrense

bruken. Dersom man klarer å gjennomføre slike, eller tilsvarende tiltak, og dette får ønsket effekt på hvordan de som ferdes bruker området, så vil sårbarheten i lokaliteten reduseres mye. Dette er tiltak som oppfattes som «tunge tilretteleggingstiltak» i norske fjellområder.

Lokalitet II: Fra toppen av Brattbakken til Bjørnhollia

Strekningen er fortsettelsen av Lokalitet I, og omfatter strekningen mellom Bjørnhollia turisthytta til litt innenfor Brattbakken (der sidestien går ned mot øst, se Figur 1). Stien går gjennom variert terreng med både furuskog, fjellbjørkeskog og myrer, opp til fjellprega heier og rabber. Ned mot turisthytta er det ei bratt nedstigning som stedvis er sterkt prega av slitasje og begynnende erosjon.



Tabell 2. Sårbarhetsvurdering lokalitet II - vegetasjon

Fra Brattbakken til Bjørnhollia				
Nr på kart	Sensitiv enhet	Areal	Plassering ift ferdsel	Areal x plassering
II - 2,4,5,6	Ekspontert rabb	2	3	6
II - 1,2	Bratt skråning med fint substrat	3	5	15
II - 7	Brink/bratt skrent	1	3	3
II - 3,8,9	Myr/fuktig område med vegetasjon	2	5	10
	SUM for lokaliteten			34

Denne strekningen går gjennom variert terreng og dekker en lang strekning. Fire ulike typer sensitive enheter berøres (Tabell 2) og den enkelteheten som gir klart størst utslag på sårbarhet er nedstigninga fra fjellet ned mot Bjørnhollia (se kart, Figur 1). Her er det svært bratt og området har grove og fine lausmasser som eroderer lett. Den slitasjen som har oppstått fører til erosjon som ser ut til å forverres ved regn og snøsmelting. Det vil kreve omfattende tiltak for å stoppe

erosjonen og hindre forverring av situasjonen, som på mange måter likner tilstanden opp Brattbakken.

I tillegg er det en del fuktige områder spredt langs hele strekningen. Helt lokalt fører dette til godt synlige tråkkskader, men de fleste ligger ganske flatt som gir mindre erosjon. Over noen av fuktdragene er det lagt ut klopper eller greiner som begrenser arealbruk og tråkkskader. Mer målretta bruk av klopper/matter eller annen stiftersterking er den enkleste og sikreste løsningen for å begrense tråkkskader. Men bruken av tiltak må vurderes opp mot ulempen som slitasjen medfører. Helt generelt bør vel forvaltningsmyndighetene gjøre en litt mer overordnet vurdering av hvor stort omfang denne typen tiltak skal ha – dvs. om man skal ha tiltak over «alle» myrer.

Lokalitet III: Fra Bjørnhollia til Fagervoll (Atnasjøen)

Lokaliteten går langs ei gammel ferdselsåre fra Bjørnhollia ned til Atnasjøen og et gammelt seter- og hytteområde nede ved Fagervoll. Strekningen går i hovedsak langs et gammelt kjørespor, som stedvis er tydelig og delvis gjengrodd og går over flere provisoriske bruer/klopper. Strekningen går gjennom større myrområder og også svært karakteristisk lavfuruskog.



Tabell 3. Sårbarhetsvurdering lokalitet III - vegetasjon

Fra Bjørnhollia til Fagervoll					Med tiltak (klopper)		
Nr på kart	Sensitiv enhet	Areal	Plas- se- ring ift ferdsel	Areal x plas- se- ring	Areal	Plas- se- ring ift ferdsel	Areal x plas- se- ring
1,2,3	Myr/fuktig område med vegetasjon	2	5	10	2	0,1	0,2
4-5	Hei med totaldomi- nans av lyse lavarter	4	0,1	0,4	4	0,1	0,4
	SUM for lokaliteten			10,4			0,6

Denne strekningen er robust og tåler godt den ferdselen som går her i dag. Det er store områder med tynne lavmatter og også en del myrdrag og blauthøl, men de gir ikke store utslag på beregnet sårbarhet. Over de blauteste strekkene er det lagt ut en del kreative bruer/klopper med ulike materialer og det er lite slitasje utover akkurat selve stien, noe som viser at all ferdsel her foregår på stien. Strekningene gjennom lavmattene går på et godt etablert kjørespor og det er lite direkte konflikt med den sensitive enheten (trolig ingen som går uti selve lavmattene så lenge det er så godt spor å følge), og dermed blir sårbarheten låg (se vektning på plassering). De sensitive enhetene her er ikke lagt inn på kartet i Figur 1.

Generelt om behov for tilpasning av metodikk - vegetasjon

- De sensitive enhetene som er definert for Svalbard er basert på egenskaper som fuktighetsforhold (tørr-fuktig), substrat (grovt/fint, mineral/humus), terrengform (bratt/flatt, eksposisjon). De aller fleste av disse enhetene og egenskapene er direkte overførbare til nasjonalparker i fjellet, med unntak av enheter som er direkte knyttet til spesielle vegetasjonstyper eller artssammensetning som opptrer forskjellig på Svalbard og fastlandet. Så langt i felttestinga ser vi at det er behov for å legge til en enhet for sammenhengende flater totalt dominert med lyse lavarter (ofte kvitkrull). Denne vegetasjonstypen har svært dårlig slitestyrke (laven har ikke røtter og ligger laust oppå bakken) og sakte gjenvekst, spesielt der det ikke er et godt busk- eller feltsjikt med andre artsgrupper.
- Det er behov for en mer finskala vekting der det er tydelig sti eller kjørespor som kanalisere ferdsele. I norske nasjonalparker er mye av ferdsele kanalisert til tydelige stier. Slik er det normalt ikke på Svalbard. Dermed oppstår et behov for å raffinere vektinga i situasjoner der ferdsele åpenbart følger stien og folk ikke beveger seg uti den sensitive vegetasjonen. Vårt forslag er å vekte med 0,1 i slike tilfeller. Da synliggjøres forekomsten av den sensitive enheten samtidig som risikoen for at ny slitasje oppstår er liten. Her er det viktig å huske at sårbarhetsvurderingen tar utgangspunkt i dagens tilstand og ikke i en «opprinnelig og urørt» tilstand. Ytterligere felttesting i andre lokaliteter vil gjøre oss sikrere på hva som er best og mest riktig vekting.

7. Sårbarhetsvurdering for dyreliv

Ettersom arbeidet med utvikling av metoden fortsatt pågår må tallene og detaljer som presenteres her betraktes som foreløpige. Vi mener imidlertid at de gir et fornuftig bilde av situasjonen og kan være relevant innspill for videre forvaltning.

Sensitive enheter for dyreliv

Det er generelt lite vitenskapelig kunnskap om relasjonen mellom art og habitat, noe som gjør det vanskelig å plukke ut sensitive enheter for dyreliv knyttet til vegetasjonstyper (NiN-enheter). Vi har derfor valgt å ta utgangspunkt i noen av de mest opplagte enhetene slik de ble beskrevet i Håndbok i vegetasjonskartlegging (DN Håndbok nr. 13, 2007). I rapportutkastet for modellen satte vi også opp ulike funksjonsområder for villrein (se tabell neste side). De sensitive enhetene for villrein er i hovedsak vanlige funksjonsområder som brukes for å klassifisere/beskrive viktige arealer villreinen bruker hele eller deler av året. Den tabellen ble også supplert med funksjonen «utvekslingsområde», etter at første utkast av vurderingen for Straumbu forelå.

Fordi det per i dag ikke er mulig å si noe om sannsynligheten for at arter faktisk vil være til stede i de ulike habitatene uten feltregistreringer, så har vi ikke gitt disse enhetene en samlet sensitivitetsscore (vektning) slik vi gjorde i Svalbardmodellen. Når artsdatabanken får jobbet med Art-Habitat prosjektet sitt, kan disse enhetene revurderes. Forhåpentligvis vil det da også være mulig å si noe generelt om sannsynlig «artsinventar» i ulike naturtyper (NiN enheter). Vi har ikke hatt grunnlag for å justere dette ytterligere, men i rapporten sannsynliggjør vi kopling til NiN enheter.

Viktige funksjonsområder for dyreliv	Begrunnelse og kilde
Deltaområde	Rasteområde for trekkfugl/hekkende fugl ¹
Innsjø med holme	Hekkeplass for storlom/smålom
Bekkekløft/større bergvegg med overheng	Hekkeplass for hubro og dagrovfugler ¹
Palsmyr	Hekkeplass for sotsnipe og lappspove, og kvartbekkasin (spes i Finnmark) ¹
Rikmyr	Hekkeplass for brushane, dobbeltbekkasin, og svømmesnipe dersom åpent vann i nærheten ¹
Grotte	Overnattingsplass for flaggermus ¹
Sensitive arealer for dyreliv. Hi-/spillområder	Sensitivitet jf. tabell 18 og 19 i rapporten
Spill-/parringsområde for orrfugl/storfugl	4
Spill-/parringsområde for brushøns	12
Hiområde for jerv	16
Hiområde for fjellrev	20
Hiområde for ulv	20

¹ Håndbok i vegetasjonskartlegging (DN Håndbok nr. 13, 2007)

Sensitive enheter (funksjonsområder) for villrein/tamrein	Sesong	Kommentar
Kalvingsområde	Vår/forsommer	Endrer seg over tid
Sommerbeite	Barmark – sommer	Potensielle områder/faktisk bruk
Randområde	Alle årstider	Ytterkanter av bestand
Vinterbeiteområde	Vinter, Vår/forsommer	Potensielle områder/faktisk bruk
Trekkveier	Hele året, men fortrinnsvis vår til kalvingsland/sommerbeite og høst til vinterbeite	
Uttekslingsområde	Hele året	Område for utveksling av individer mellom ulike villreinstammer.

Klassifisering av AREAL og PLASSERING for sensitive enheter for dyreliv

Arbeidet med modifisering og tilpasning av metodikken ikke avsluttet, men vi har tatt inn noen justeringer som har direkte betydning for klassifisering av registreringene på Straumbu, jf. de endringene som ble gjort for vegetasjon mht. å vekte for påvirkning. Følgende klasser og vektning er brukt for å beregne sårbarhet for dyreliv:

AREAL (hvor stor andel av lokaliteten dekker enheten)	Vekting
Et / noen få små områder	1
Mange små områder	2
Et stort område	3
Flere store områder	4
Enheten dekker det meste av lokaliteten	5

PLASSERING (hvor er enheten plassert i forhold til dagens ferdsel)	Vekting
Utenfor /perifert i lokaliteten	1
Inntil/nær der dagens ferdsel foregår	3
På / i området der dagens ferdsel foregår	5

For å kunne vurdere behovet for tiltak knyttet til rein, foreslo vi i det teoretiske grunnlaget for sårbarhetsmodellen å vekte funksjonsområdene for rein også i forhold til reinens faktiske bruk av områdene. Dette harmonerer med tredelingen av effekter av menneskets bruksintensitet, beskrevet i Strand m.fl. (2013). Vektingen følger litt av sammen tankegangen som bruk av «varseltrekant» som for Svalbardmodellen. Dette tydeliggjør hvor tiltak bør prioriteres for å opprettholde fjellområdet egnethet for rein. Denne tabellen er ikke justert som følge av denne første utsetningen.

STATUS FUNKSJON	Vekting	Kommentar
I bruk	1	Ikke behov for tiltak
Delvis i bruk	10	Mindre tiltak nødvendig
Ikke i bruk	50	Større tiltak påkrevet

Sensitive arter

I NINA rapporten 1191 (*in prep*) kategoriserte vi alle kjente arter forekommende i høyfjellet og bjørkeskogsbeltet basert på sannsynligheten for negative effekter på reproduksjon og rødlistestatus (se tabell 17 og 18 i rapporten, disse er ikke gjengitt her). Hver art får da en sensitivitetsscore som brukes i utregningen av sårbarhet. Disse har tabellene er kvalitetssikret av flere. Vi opplever at mange har synpunkter på hvor enkelt arter er plassert, men har valgt å holde oss til en konsistent fremgangsmetode, framfor å justere fram og tilbake på arter. Faktisk ny kunnskap vil imidlertid være grunnlag for flytting mellom kategoriene.

I rapporten la vi opp til å vekte sensitiviteten til arten i forhold til forekomsten av arten. Data hentet inn fra Artsobs skilte ikke på hekking/ikke hekking og derfor ble det umulig for oss å bruke denne vektingen på de eksisterende dataene. Vi valgte derfor å bruke kategorien «Observert, hekking/ungling sannsynlig» for data som hadde opprinnelse fra Artsobs.

FOREKOMST AV ARTEN	Vekting
Observert, ikke hekking/ungling	0,50
Observert, hekking/ungling sannsynlig	0,75
Spredt forekomst, fåtallig (hekking/ungling)	1,00
Spredt forekomst, vanlig (hekking/ungling)	1,50
Forekommer i koloni (< 30 individ sett hekkende)	2,00
Forekommer i koloni (30-100 individ sett hekkende)	3,00
Forekommer i koloni (> 100 individ sett hekkende)	5,00
Forekommer i koloni (> 1000 individ sett hekkende)	10,00

Videre hadde vi lagt opp til å vekte artsobservasjoner for tilgjengelighet for ferdsel. Hvorvidt et område er tilgjengelig for ferdsel er helt avgjørende for hvorvidt menneskelig ferdsel gir forstyrrelseeffekter (se NINA rapport 1191). Vurderingen for dyreliv er for Straumbu bare basert på eksisterende data, noe som begrenser muligheten til å gjøre en vurdering av den faktiske tilgjengeligheten. Dette har vi løst slik: Rundt alle artsregistreringer legger vi en buffersone (størrelse basert på sensitivitet (se avsnitt og tabell under)). Hele buffersonen har samme sensitivetsverdi som arten. Der buffersonen overlapper med deler av lokaliteten som vurderes (her stien), må vi anta at disse artene er lett tilgjengelige for ferdsel.

Tilgjengelighet for ferdsel til fots		Vekting
	Ikke tilgjengelig	0,10
1	< 10 % av lokaliteten er tilgjengelig	0,25
2	10-50 % av lokaliteten er tilgjengelig	0,50
3	> 50 % av lokaliteten er tilgjengelig	1,00

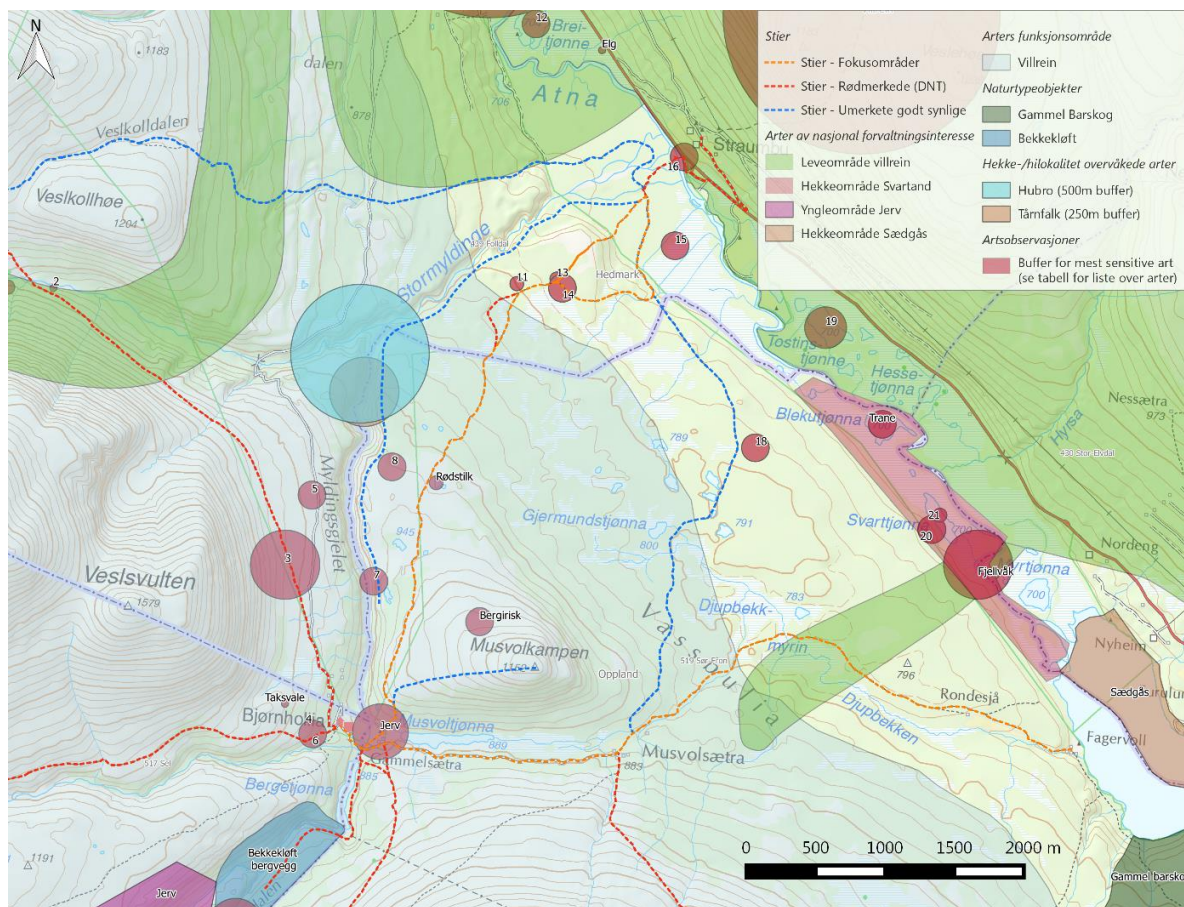
I og med ulike arter har ulik sensitivitet i forhold til ferdsel (Tabell 17 og 18 i NINA rapport 1191), la vi i det teoretiske grunnlaget for modellen opp til bruk av buffersoner rundt registreringer av hekkeplasser, også i trå med forvaltningspraksis for rovfugl-lokaliteter og tidvis ynglelokaliteter for rovdyr. I første versjon av metodikken, hadde vi satt opp bufferstørrelse konsistent, i forhold til sannsynligheten for negative effekter på reproduksjon og rødlistestatus. Buffersonene kan oppfattes som at sannsynligheten for negative effekter av ferdsel er høyere innenfor buffersonene enn utenfor.

Vi ser i denne testingen at en standardisert buffersone ikke fungerer for alle arter. For Straumbu gjelder det særlig villrein og noen av rovfuglene. Vi har derfor justert buffersonen for villrein opp til 1000 meter og henholdsvis 500 og 250 meter for kongeørn/hubro og tårnfalk. Dette blir litt i trå med bruk av «Nødstop» slik vi gjorde for Svalbard; for spesielt hensynskrevende arter utløses sårbarhet lettere.

	LC Livskraftig 1	NT Nært Truet 2	VU Sårbar 3	EN Sterkt truet 4	CR Kritisk truet 5
Trolig ikke 10 m	10m	20m	30m	40m	50m
Mulig 50 m	50m	100m	150m	200m	250m
Meget sannsynlig 100 m	100m	200m	300m	400m	500m

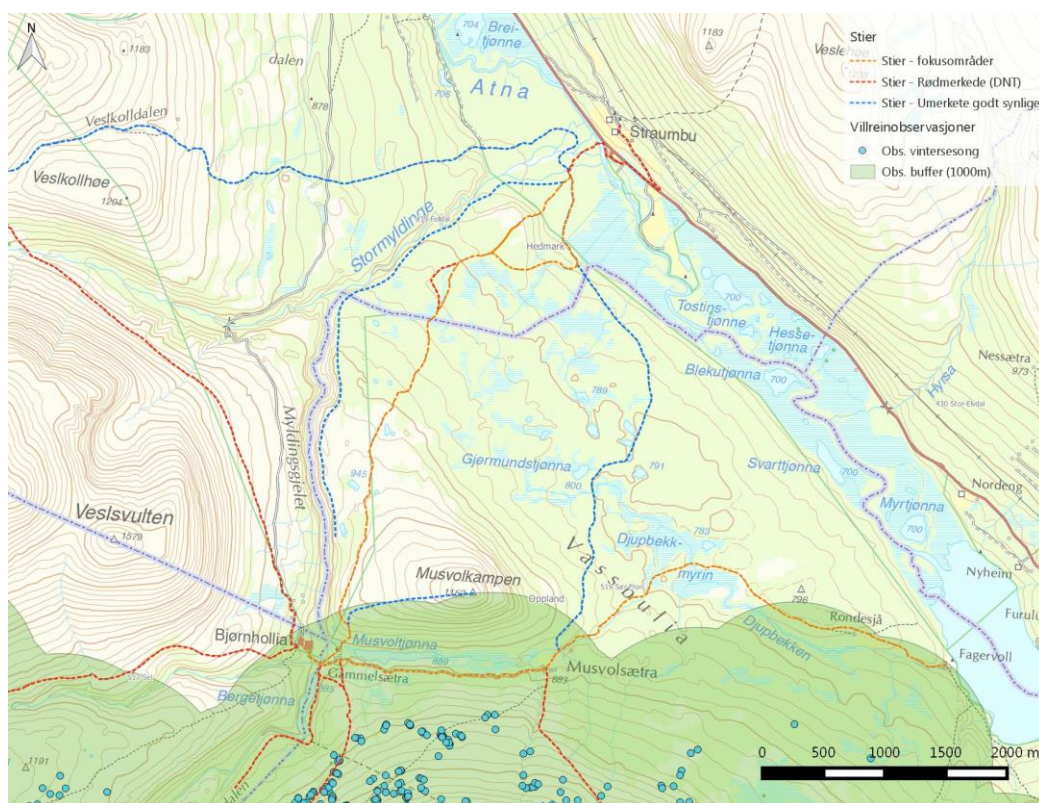
Sårbarhetsvurdering for to lokaliteter

All relevant stedfestet informasjon om dyreliv, som kan brukes inn i modellen, er samlet og brukt som grunnlag for beregninger av sårbarheten for de to lokalitetene, se kart i Figur 2 (se også Appendix 1). Dette kartet inneholder mye sensitiv informasjon som vanligvis er skjermet.

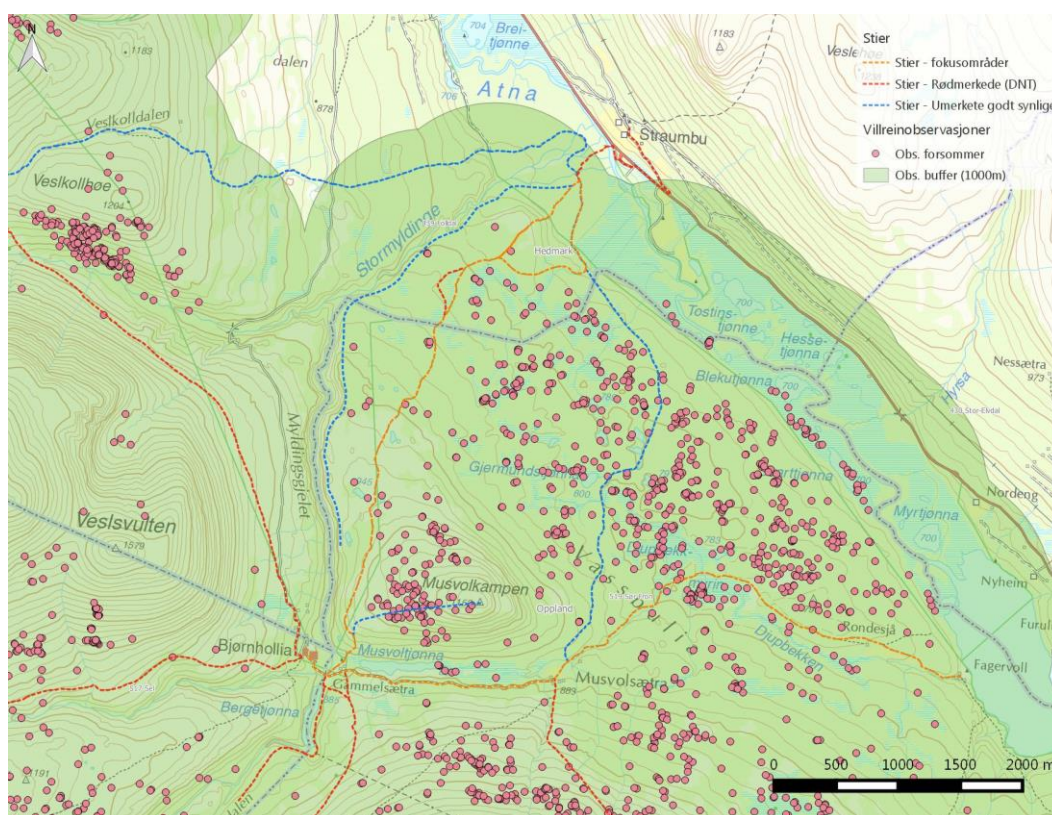


Figur 2. Kartutsnittet viser forekomster av sensitive habitat (hentet fra Naturbase) og forekomster av ulike arter innenfor «Innfallsport Rondane - Straumbu». De røde sirklene representerer flere artsobservasjoner (hentet fra Artsobs og Rovbase). Merk at arter unntatt offentlighet er tatt ut av kartet, men inngår i sårbarhetsvurderingen. Størrelsen på bufferen er satt etter den mest sensitive arten. Hvilke arter framkommer i liste (**Appendix 1**).

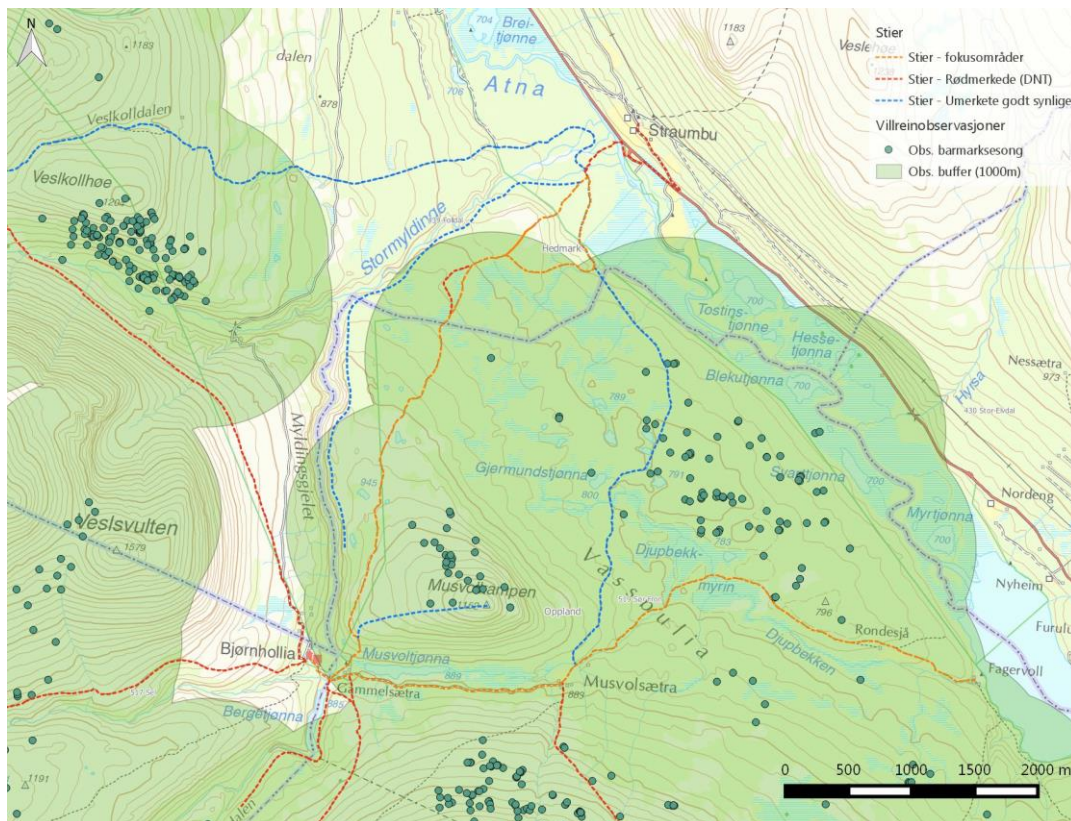
Når det gjelder villrein, så overlapper funksjonsområdene mellom sesonger. Vi har derfor valg å framstille funksjonsområdene for villrein i tre egne kart, som representerer vinterbeite (november-februar), forsommer (mars-juni) og barmark (juli-oktober), se Figur 3, 4 og 5. Villreinen er spesielt sky i Rondane (Strand m.fl. 2014) og bufferzonen ble derfor justert opp til 1000 m. Villreinprosjektene som har gått og pågår i områdene har gitt en helt unik tilgang til data for området, som viser den sesongvise bruken av stammen i Rondane nord. Grensene for villreinområde hentet fra Naturbasen gir et upresist bilde av leveområde for villrein (se kart i Figur 1). Det er viktig å være klar over at både kunnskapsgrunnlaget for å definere en biologisk grense for leveområde for villrein (Jordhøy m.fl. 2008) og den regionale plan for nasjonalt villreinområde (Fylkeskommunen 2014), innlemmer praktisk talt hele området som er definert for sårbarhetsanalysen. Dessuten er området viktig for utveksling av dyr mellom Rondane nord (Vulufjellstammen) og Sølknkletten over Fv. 27. Det er ikke påvist utveksling av villrein mellom Rondane og Sølknkletten i løpet av GPS prosjektet (2009-), men det har vært jevnlig observasjoner om trekk over vegen i perioder før dette (Strand m.fl. 2014). Det er ikke GPS merket villrein i Sølknkletten, og det er også bare simler som er merket i Rondane. Bukkeflokker vil ha lettere for å trekke mellom områdene enn fostringsflokkene.



Figur 3. Funksjonsområder villrein vinter (1. november til 28. februar) presentert ved alle kjente plott av radiomerket rein lagt på en buffer på 1 km rundt hver observasjon.



Figur 4. Funksjonsområder villrein forsommer (1. mars til 30. juni) presentert ved alle kjente plott av radiomerket rein lagt på en buffer på 1 km rundt hver observasjon.



Figur 5. Funksjonsområder villrein barmark (1. juli til 31. oktober) presentert ved alle kjente plott av radiomerket rein lagt på en buffer på 1 km rundt hver observasjon.

Lokalitet I: Fra Straumbu til toppen av Brattbakken (trekant, car-walk)

Se avsnitt på vegetasjon som beskriver selve lokaliteten.

Denne lokaliteten er åpenbart svært sårbar og viktig for villrein. Den brukes som kalvingsområde for villrein, og deler av den også som sommerbeite når 1000 m buffersone er lagt til de faktiske registreringene. Scoren er derfor basert på vår/forsommer og barmarkssesongen. Området er også viktig for potensiell utveksling av dyr mellom Rondane nord (Vulufjellstammen) og Sølknkletten over Fv 27. Området er marginalt for utveksling av dyr mellom nord og sør i Rondane, men siden hovedtrekket på vestsiden (Spranget) er opphørt pga. stor ferdsel til Rondvassbu har trekket på østsiden av Rondanemassivet blitt viktigere.

Tabell 4. Sårbarhetsvurdering lokalitet I - dyreliv. Utrekning av sårbarhet basert på forekomst av funksjonsområder for villrein.

Fra Straumbu til Brattbakken				
Kartleggingsenhet for villrein	Areal	Plassering	Status funksjon (villrein)	Beregning av sårbarhet
Kalvingsområder	5	5	1	25
Sommerbeite	3	5	1	15
Randområde	5	5	1	25
Trekkveier	1	5	1	5
Utvekslingsområde	1	5	10	50
Sum for lokaliteten				120

Tabell 5. Sårbarhetsvurdering lokalitet I - dyreliv. Utrekning av sårbarhet basert på forekomst av arter.

Fra Straumbu til Brattbakken (inkludert sidestier)				
Art	Sensitivitet til art	Forekomst av art	Tilgjengelighet ift ferdsel	Sårbarhet
strandsnipe	8	0,75	1	6
gluttsnipe	4	0,75	1	3
heipiplerke	4	0,75	1	3
Ravn	4	0,75	1	3
Rødrev	4	0,75	1	3
rødstilk	4	0,75	1	3
bjørkefink	4	0,75	1	3
Gjøk	4	0,75	1	3
gråsisik	4	0,75	1	3
Gulerle	4	0,75	1	3
Lirype	4	0,75	1	3
rødvingetrost	4	0,75	1	3
trepipplerke	4	0,75	1	3
blåstrupe	2	0,75	1	1,5
fossekall	2	0,75	1	1,5
granmeis	2	0,75	1	1,5
Hare	2	0,75	1	1,5
linerle	2	0,75	1	1,5
ringtrost	2	0,75	1	1,5
taksvale	2	0,75	1	1,5
Kråke	2	0,75	1	1,5
lemen	2	0,75	1	1,5
løvsanger	2	0,75	1	1,5
sivspurv	2	0,75	1	1,5
steinskvett	2	0,75	1	1,5
Sum for lokaliteten				60

Stien opp til Brattbakken er rik på ulike fuglearter. Det er registrert en del spurvefugler, men også vadere er registrert like ved stien. I og med vi ikke har noen opplysninger om dette er hekkefunn eller ikke, så brukte vi bare forekomst 1 (= observert, ikke hekking). Artene utløser samlet en høy score for sårbarhet på grunn av det høye artsmangfoldet.

Lokalitet II: Fra toppen av Brattbakken til Bjørnhollia

Vi viser til avsnitt om vegetasjon som beskriver selve lokaliteten.

Tabell 6. Sårbarhetsvurdering lokalitet II - dyreliv. Utrekning av sårbarhet basert på forekomst av arter.

Fra Brattbakken til Bjørnhollia				
Art	Sensitivitet til art	Forekomst av art	Tilgjengelighet ift ferdsel	Beregning av sårbarhet
jerv	16	1	1	16
kongeørn	8	1	1	8
rødstilk	4	0,75	1	3
Sum for lokaliteten				27

Tabell 7. Sårbarhetsvurdering lokalitet II – dyreliv. Utrekning av sårbarhet basert på forekomst av funksjonsområder for villrein.

Fra Brattbakken til Bjørnhollia				
Kartleggingsenhet for villrein	Areal	Plassering ift ferdsel	Status funksjon (villrein)	Beregning av sårbarhet
Kalvingsområder	5	5	1	25
Sommerbeite	5	5	1	25
Vinterbeiteområder	1	3	1	3
Randområde	5	5	1	25
Trekkveier	3	1	1	3
Sum for lokaliteten				81

Stien fra Brattbakken til Bjørnhollia er noe mindre sårbar for ferdsel enn *lokalitet I*, i all hovedsak knyttet til at det er gjort få registreringer av fugler som berører denne lokaliteten. Et av problemene med bruk av eksisterende data fra databaser er at vi ikke kan si noe om mangel på fugle-observasjoner er på grunn av at **ingen har gjort registreringer** i området eller om det er fordi **det ikke finnes spurvefugl/vadefugl** som bruker/hekker i området. På strekningen er bare en vadefugl-art registrert. Stien kommer også innenfor en buffersone knyttet til rovfuglhekking og yngling av rovdyr.

Også denne lokaliteten er åpenbart svært sårbar og viktig for villrein. Området brukes både som kalvingsland og vinter- og sommerbeite. I noen grad er også denne lokaliteten berørt av å være et trekkområde mellom nord og sør i Rondane.

Generelt om behov for tilpasning av metodikk - dyreliv

For dyreliv brukte vi kun eksisterende data som grunnlag for å justere modellen. Vi har justert noe av metodikken i tråd med det som ble gjort for vegetasjon (vektning i forhold til areal og plassering), og vi justerte buffersonene for enkelte arter (villrein og rovfugl). Vi har også lagt til et nytt funksjons-område for villrein, utvekslingsområde; utveksling mellom delbestander, som er noe annet en trekkveier innenfor en bestand.

Vi er usikre på om matrisen over arters sensitivitet (tabell 17 og 18 i rapporten) er dekkende for alle arter. Kanskje burde flere av artene vært nødstopparter, som utløste en «oppblåst sårbarhet» som et signal om at her må hensyn tas. Myldingigjelet er f.eks. et potensielt veldig sårbart område med hekkelokaliteter for rovfugl. Økt ferdsel på tidlig vår-sommer kan det få negative konsekvenser for dyrelivet her. Større buffersoner eller høyere sensitivitets score, som avviker fra den systematiske måten vi har valgt å tilegne ulike arter ulik sensitivitet på, kunne utløst høyere sårbarhet for slike arter. Vi har valgt å ikke gjøre det foreløpig, da denne diskusjonen må tas i et større miljø som både involverer forvaltning og forskning. Kanskje burde det gis noen nasjonale føringer for bruk av buffersoner.

Utrekningen av sårbarhet for arter er foreløpig bare gjort for barmarkssesongen, mens utregningen basert på funksjonsområder tar opp i seg sesong (slik vi ble bedt om av oppdragsgiver). Eventuelt kunne man gjort utregningen på art to ganger; en for vinter og en for sommer. Dette gir i noen grad mulighet for adaptiv forvaltning av ferdselen.

Vi hadde ønske om å utvikle et GIS basert script for selve sårbarhetsberegningen på dyreliv innenfor rammene av prosjektet, derfor samlet vi all info om Straumbu i et GIS-grunnlag, men det er en noe mer omfattende øvelse enn det er rom for innen denne pilottesten. Men vi vil anbefale at dette settes opp da det vil lette arbeidet, særlig dersom det skal gjøres beregninger for flere lokaliteter samtidig og av folk med svært ulik kompetanse.

Vurdering av kvaliteten av eksisterende data på dyreliv

Det finnes flere svært gode datakilder på dyreliv, slik som Rovbase, som bygger på systematisk overvåking av flere rovviltarter over hele landet. Datagrunnlaget på villrein i dette området er helt unikt godt, på grunn av forskningen som har vært gjort i området over lengre tid. Et slikt solid data-grunnlag kan trolig ikke påregnes i andre områder. Naturbase, som er ansett som et av forvaltningens sentrale verktøy for ta hensyn til viktige naturtyper og sårbare arter, ser ikke ut til å være komplett for dette området. Vi fant flere registreringer av hekkelokaliteter for rovfugl i en rapport (Høitomt og Opheim 2014), som vi kunne forventet var registrert i Naturbasen.

For andre arter, var Artsobs en viktig kilde til informasjon for sårbarhetsberegningene, men dataene har sine begrensninger. Vekting i forhold til hekking og antall var ikke mulig å gjøre med data fra Artsobs. Slike data har likevel en verdi i forhold til å gi fokus på områder med høyt artsmangfold. Det største problemet med å basere en sårbarhetsvurdering på eksisterende data i databaser, er at det ikke skilles på hvor det er gjort registreringer og hvor det ikke er gjort registreringer i felt. Dette gjør det også umulig for oss å vurdere om det innhentet kunnskapsgrunnlaget er dekkende for «Innfallsport Straumbu». Det er kun en sammenlikning mellom databaser og faktiske registreringer i felt som kan gi oss svar på om slike data er dekkende nok. Artsobs er i stor grad bygget på innsatsen fra hobbyornitologer og i noen grad fagfolk. Registreringsarbeidet som er gjort er opplagt mange steder fantastisk godt, men det ligger i innsamlingens natur at dette er tilfeldige og ikke systematiske data. Etter det vi vet finnes det ikke mulighet for å ta ut 0-data fra relevante databaser, det vil si å skaffe seg et bilde av hvor det faktisk er søkt etter arter, men ikke funnet noen. Ved felt-registrering som følger vår foreslåtte metodikk, vil en vite om folk har gjort en innsats for å registrere hele artsinventaret innenfor et definert område.

8. Oppsummering sårbarhetsvurdering - justering av metodikk

Feltbefaringa på vegetasjon fra Straumbu var svært nyttig for arbeidet med tilpasning av sårbarhetsmodellen til fastlandet. Det konseptuelle med Svalbardmodellen fungerer godt, men feltbefaringa synliggjorde noen ekstra utfordringer spesielt med *lokalitetsavgrensning* og med vekting av *lokalisering* av sensitive enheter. Det var også nødvendig å supplere med en ny sensitiv enhet både på vegetasjon (hei dominert av lyse lavmatter) og dyreliv (utvekslingsområde for villrein). Beregningene på dyreliv ga noen viktige justeringer av metodikken. Eksisterende data gir ikke grunnlag for å bruke den fulle modellen, men så lenge vektingen gjøres konsistent innen arten og mellom lokaliteter, så gir beregningen med tallverdiene et konsistent sammenlikningsgrunnlag for besøkslokaliteter innenfor samme nasjonalpark. Konseptet ser ut til å fungere godt også for dyreliv. Det er imidlertid umulig for oss å vurdere om det eksisterende kunnskapsgrunnlaget er dekkende for «Innfallsport Straumbu», slik sett så kan ikke sårbarhetsvurderingen ansees som endelig. Vurderingene for dyreliv vil i større grad enn for vegetasjon være basert på akkumulert kunnskap over tid.

For villrein vil det være stor variasjon mellom de ulike villreinområdene på mange faktorer, og det er vanskelig å vurdere hvordan modellen vil slå ut i de enkelte lokalitetene som skal vurderes for sårbarhet uten en større uttesting av metodikken.

9. Oppsummering sårbarhetsvurdering og anbefalinger – «Innfallsport Straumbu»

Selve sårbarhetsvurderinga på vegetasjon viste at området nær Straumbu er svært sårbart og at det vil være nødvendig med ganske tunge tilretteleggingstiltak for å redusere effekter av økt ferdsel. Stien videre innover mot Bjørnhollia har størst sårbarhet i den siste lange nedstigninga mot setrene ved Bjørnhollia, samt noen mindre våte partier undervegs. Strekingen fra Bjørnhollia til Fagervoll er robust.

Til tross for usikkerheten knyttet særlig til dekningsgraden på datagrunnlaget, så visere sårbarhetsvurderinga for dyreliv at området rundt Straumbu er svært sårbart også for dyrelivet. Hele området er i bruk av villrein store deler av året, men noe mindre vinterstid. Dette området dekker flere funksjoner for rein. Både på seinvinteren/våren inkl. kalvingsperioden, også i barmarkspeperioden brukes områdene ned mot skogen og helt til Straumbu av villrein. Området er et potensielt viktig utviklingsområde for villrein mellom Rondane nord (Vulufjell) og Sølknletten over Fv 27. Det er liten ferdsel i Straumbu-området i kalvingsperioden, men man kan ikke utelukke økning i ferdsel i denne perioden også ved økt tilrettelegging av utsiktspunktet. Per nå viser automatiske tellinger at det er svært lite folk på T-merka sti fra Straumbu i perioden mars-juni. Denne trafikken begrenses av at Straumbu ikke brøytes vinterstid, og det kan også settes inn ytterligere avbøtende tiltak ved for eksempel å stenga av bru i den mest sårbare perioden for villrein. På den annen side finnes det alternativer i nærheten for gode utsiktspunkt, for eksempel på den allerede etablerte (og uproblematisk for villrein) Solberg-plassen, og også opparbeidet sti ved Hørsberget/Nordeng og mulighet for utsikts plass på østsiden av Straumbu mot Sølknletten.

Sammenstillingen av data på fugler viser at eventuelt økt ferdsel ut mot Mydingegjelet vil kunne påvirke hekking av flere rovfuglarter. Sensitiviteten for fugler generelt er først og fremst knytta til hekking, men for rovfugler er også etableringsfasen svært sensitiv, og den går også inn i siste del av det vi har definert som vinter. Det er ved eventuell tilrettelegging viktig å legge opp til tidvis begrensning av ferdselen ut mot gjelet.

10. Referanser

De referanser som refereres i notatet, er gjengitt i en egenreferanseliste, da dette notatet ble lagt opp til å fungere som et selvstendig dokument, blant annet brukt av nasjonalparkstyret i Rondane.

Direktoratet for naturforvaltning 2007. Kartlegging av naturtyper - Verdisetting av biologisk mangfold. DN-håndbok 13, 2. utgave 2006 (oppdatert 2007). 340 s.

Direktoratet for naturforvaltning, 2000. Viltkartlegging. - DN-håndbok 11. 110 s.

Gundersen, V., L. C. Wold og O. I. Vistad. 2014. Karaktertrekk ved de besøkende til innfallsporter i Rondane og Dovre nasjonalparker. - NINA Minirapport 522. 42 s.

Hagen, D., Eide, N.E., Fangel, K., Flyen, A.C. & Vistad, O.I. 2012. Sårbarhetsvurdering og bruk av lokaliteter på Svalbard. Sluttrapport fra forskningsprosjektet "Miljøeffekter av ferdsel". - NINA Rapport 785. 110 s + vedlegg.

Hagen, D. Eide, N.E., Flyen, A.-C., Fangel, K. og Vistad, O.I. 2014. Håndbok i sårbarhetsvurdering av ilandstigningslokaliteter på Svalbard. - NINA Temahefte 56. 63 s.

Høitomt, G. og Opheim, J. 2014. Rondane nasjonalpark - Sårbarhetsvurdering for fugl. Kistefos Skogtjenester, Rapport 30. 48 s.

Strand, O., Gundersen, V., Jordhøy, P., Andersen, R., Nerhoel, I., Panzacchi, M. & Van Moorter, B. 2014. Villrein og ferdsel i Rondane. Sluttrapport fra GPS-merkeprosjektet 2009–2014. – NINA Rapport 1013. 170 s. + vedlegg

Strand, O., Flemsæter, F., Gundersen, V. & Rønningen, K. 2013. Horisont Snøhetta. - NINA Temahefte 51. 99 s.

Jordhøy, P. (red.). 2008. Villreinen i Rondane og Sølnekletten – status og leveområde. NINA Rapport 339. 67s.

Regionalplan for nasjonalt villreinområde Rondane og Sølnekletten: <http://www.opp-land.no/sok.aspx?soketekst=regional+plan+Rondane&MId1=12>

11 Appendix 1. Oversikt over artsobservasjoner, registrert i Artsobs

Tallene refererer til de røde sirklene i kartet i Figur 2, hvor det er registrert flere arter på samme punkt. Der det bare er registrert en art, framkommer artsnavnet.

[illegible]

Vedlegg 2 Aktuelle funksjonsområder

Lister over aktuelle funksjonsområder som er vurdert. Funksjonsområder markert med grønt skal registreres og legges til grunn for sårbarhetsvurdering jf. den foreslåtte metodikken.

Vegetasjonsenheter hentet fra Håndbok i vegetasjonskartlegging (DN-Håndbok nr. 13, 2007, som er knyttet til fuglearter, eller fuglegrupper).

Vegetasjonsenhet:	Hekkeplass/rasteplass/trekkområde for:
Stor elvør	Dverglo
Rik kulturlandskapssjø	Vannrikse, låvesvale
Naturlig fisketomme vann	Havelle
Deltaområde	Rasteområde for trekkfugl/hekkende fugler
Mudderbank	Trekkende vadefugler
Kroksjø, flomdammer og me- andrerende elveparti	Viktige hekkeplasser og trekkområder for vannfugl
Gråor-heggeskog	Dvergspett
Gammel løvskog	Dvergspett, gråspett, hvitryggspett
Gammel barskog	Hønsehauk, lappugle, slagugle
Rik blandingsskog i lavlandet	Gråspett, tretåspett, hvitryggspett
Bekkekløft og bergvegg m/overheng*	Hubro, dagrovfugler
Brannfelt	Hortulan, nattravn
Kystgranskog	Jerpe m.fl.
Palsmyr	Sotsnipe, lappspove, kvartbekkasin (spes. Finnmark)
Rikmyr	Brushane, dobbeltbekkasin og svømmesnipe (også avh. av åpent vann)
Rasmark, berg og kantkratt	Spurvefuglarter, ravn og rovfugler i bergvegger m/overheng
Grotter	Flaggermus
Fukteng	Vipe, rødstilk, storspove, enkeltbekkasin, gulerle, myrrikse og åkerrikse
Slåttemyr	Dobbeltbekkasin
Kystlynghei	Småspove, sørlig myrsnipe, heilo, heipiplerke, svartstrupe (i vestlige strøk)

*tilleggskriterium jf. den foreslåtte metodikken

Funksjonsområder som blir brukt i Viltkartleggings-håndboka (DN-Håndbok nr. 11, 2000).

Funksjonsområder	Hvilke arter skal registreres?
Hiområde	Fjellrev, jerv, ulv
Hekkeplass	Rovfugler, ugler, vadefugler, ender, gjess
Myte/hårfellingsområde	Gjess, ender?
Overnattingsområde	Flaggermus
Rasteområde	Gjess, traner
Spillplass/parringsområde	Orrfugl, storfugl, brushøns
Beiteområde	
Leveområde	
Kalvingsområde	

Andre naturtyper som kan være aktuelle som «viktige funksjonsområder».

Kartleggingsenhet:	Hekkeplass/rest-trekkområde for:	Kommentar:
Innsjø med holme	Lommer (Storlom og smålom), også attraktive hekkeplasser for ender.	Smålom kan også hekke ved innsjø uten hekkehølm
Sumpskog	Ofte rik på spurvefugler	
Sommerbeite for reinsdyr	Villrein/tamrein	
Randområde for reinsdyr	Villrein/tamrein	
Vinterbeiteområde for reinsdyr	Villrein/tamrein	
Trekkveger for reinsdyr	Villrein/tamrein	
Utvekslingsområde for villrein	Villrein	Område der utveksling av individer fra forskjellige bestander skjer/kan skje



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: 978-82-426-2819-0

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